

Alternativas de tratamiento de **aguas** residuales



Alberto
Noyola
Robles
Eduardo
Veiga
González
Judith G.
Ramón
Hernández
César
Calderón
Mólgora

**ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

Adalberto Noyola Robles
Eduardo Vega González
Judith G. Ramos Hernández
César G. Calderón Mólgora

Alternativas de tratamiento de aguas residuales

Manuales

IMTA

Coordinación de Desarrollo Profesional e Institucional

México, 2000

**INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGIA DEL AGUA
CENTRO DE CONSULTA DEL AGUA**

628.16 Noyola Robles, Adalberto
N45 *Alternativas de tratamiento de aguas residuales / Adalberto Noyola Robles et al. - Reimp. de 3ª ed. - México: IMTA, 2000.*
144 pp. 21 x 27 cm (Manuales)
ISBN 968-7417-36-6
1. Agua-Tratamiento 2. Aguas residuales municipales 3.
Fundamentos y tecnologías para saneamiento

Coordinación editorial:
Subcoordinación de Editorial y Gráfica.

Integración comercial:
Comercialización y Gestión de Tecnología
Subcoordinación de Desarrollo Institucional

Revisión literaria:
Antonio Requejo del Blanco.

Diseño de portada:
Gema Alín Martínez Ocampo.

Primera edición: 1994.
Segunda edición: 1997.
Tercera edición: 2000.
Primera reimpresión: 2000.

© Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532,
62550 Progreso, Morelos

ISBN 968-7417-36-6

Impreso en México - *Printed in Mexico*

Clasf. G 628.16

N45/23934

Adqs. 39448

Precio _____

Proc: donación

Fecha 7/02/01

Prólogo a la tercera edición

En 1997 se publicó la segunda edición de este manual. Los cambios que se hicieron en ese momento respondieron a las necesidades detectadas a lo largo de 3 años de utilización como texto base de un curso de capacitación.

Esta nueva versión conserva la mayor parte de los ajustes hechos en 1997, pero incorpora los ajustes que sufrieron las Normas Oficiales Mexicanas referentes a las aguas residuales.

Paralelamente a los cambios legales, en los últimos tres años han surgido o resurgido tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales. Ejemplo de ello es el uso de reactores biológicos combinados (sistema de biomasa fija seguido por uno de biomasa en suspensión). En esta edición se incluye una lección que revisa dichos sistemas y otra más que analiza los criterios principales para escoger un sistema de tratamiento.

Con estas modificaciones se considera que el manual y el curso responderán mejor a las necesidades de capacitación para las que ha sido planteado.

Responsable de la tercera edición

César G. Calderón Mólgora

INTRODUCCIÓN

Existe un amplio consenso social respecto a la necesidad de condicionar el desarrollo económico de México a la conservación, preservación y reordenamiento ecológico. Dentro de este contexto, la importancia que reviste el agua como un recurso vital para los 97 millones de mexicanos y como sustento de los sectores productivo, comercial y de servicios, resulta de interés primordial.

Dadas estas bases de desarrollo, se han definido un conjunto de acciones que integran la estrategia para la atención de los problemas de contaminación del agua. Dentro de este plan se ha señalado a la capacitación como tarea esencial, ello debido a que el déficit de personal calificado ha sido cubierto por profesionistas de diversas disciplinas de manera improvisada.

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, a través de la Coordinación de Desarrollo Profesional, diseña y opera programas de capacitación y adiestramiento con la finalidad de calificar personal para los distintos sectores vinculados con los recursos hidráulicos.

El presente paquete educativo está orientado a fundir los fundamentos generales de las principales tecnologías utilizadas para el saneamiento de aguas residuales de tipo doméstico. No pretende ser manual de diseño o de operación de plantas de tratamiento.

Este curso está compuesto por 5 módulos, que cubren los temas más relevantes del tratamiento de aguas residuales municipales. El primer módulo introduce a los fundamentos teóricos del tratamiento de aguas residuales. Los tratamientos físicos, químicos y biológicos se presentan con mayor detalle en los módulos 2, 3 y 4. En ellos se analizan las condiciones bajo las cuales se aplica cada tipo de tratamiento, se describen las operaciones unitarias y se profundiza en sus bases teóricas. En el módulo 5 se presentan los sistemas de tratamiento, manejo y disposición de los lodos que se generan con los sistemas de tratamiento, manejo y disposición de lodos que se generan con los procesos de tratamiento de agua.

ÍNDICE GENERAL

MODULO 1

1	CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL	1
1.1	GENERALIDADES	1
1.2	SISTEMAS COLECTORES DE AGUAS RESIDUALES	5
1.3	VARIACIONES EN EL CAUDAL	6
1.4	PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL.....	9
1.4.1	Características físicas.....	11
1.4.2	Características químicas	14
1.4.3	Características biológicas	19
1.5	ANÁLISIS DEL AGUA RESIDUAL	20
1.5.1	Muestreo	20
1.5.2	Métodos de medición.....	24
1.6	LEGISLACIÓN	26
2	CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	29
2.1	TIPOS DE CONTAMINANTES	29
2.2	VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES	35
2.3	EFFECTOS SOBRE LA SALUD	37
2.4	CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN	38
3	MICROBIOLOGIA	42
3.1	FUNDAMENTOS	42
3.1.1	Tipos de metabolismo.....	42
3.1.2	Tipos de microorganismos.....	45
4	INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	56
4.1	CLASIFICACIÓN DE MÉTODOS DE TRATAMIENTO.....	56
4.2	DIAGRAMAS DE FLUJO.....	59

MODULO 2

1	CRIBADO.....	1
1.1	CRIBADO DE GRUESOS	2
1.1.1	Rejillas	3
1.1.2	Desmenuzadores	6
1.1.3	Malla metálicas	7
1.2	TAMICES	7

1.2.1	Cribadores fijos.....	8
1.2.2	Cribadores móviles	9
1.3	UBICACIÓN	10
1.4	CANTIDAD, CALIDAD Y MANEJO DEL MATERIAL CRIBADO..	11
2	MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES	14
2.1	Medidores de flujo	14
2.1.1	Localización de los medidores de flujo	14
2.1.2	Métodos e instrumentos para la medición de flujo.....	14
2.2	REMOCIÓN DE ARENA	20
2.2.1	Localización.....	21
2.2.2	Tipos de desarenadores.....	22
2.2.3	Colección y remoción	31
2.2.4	Cantidad de arena.....	32
2.2.5	Disposición de la arena.....	32
3	. SEDIMENTACION.....	33
3.1	PROCESO DE SEDIMENTACIÓN	34
3.2	TIPOS DE SEDIMENTADORES.....	39
3.2.1	Tanques rectangulares	40
3.2.2	Tanques circulares	42
3.2.3	Configuración del sistema	44
4	FILTRACIÓN	46
4.1	INTRODUCCIÓN	46
4.2	MEDIO FILTRANTE.....	47
4.3	MECANISMOS PRINCIPALES DE LA FILTRACIÓN.....	49
4.4	PRETRATAMIENTO DEL AGUA.....	53
4.5	VARIABLES DE OPERACIÓN PARA FILTROS GRANULARES PROFUNDOS.....	54
4.6	LAVADO DE LOS FILTROS	57

MODULO 3

1	COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	1
1.1	COAGULACIÓN	3
1.2	FLOCULACIÓN	6
1.3	CONDICIONES DE OPERACIÓN Y EQUIPO	8
1.3.1	Unidades de mezcla rápida	9
1.3.2	Floculadores.....	12

1.4 TIEMPO DE RETENCIÓN.....	19
1.5 PRETRATAMIENTO Y POSTRATAMIENTO.....	20
1.6 PRUEBAS DE TRATABILIDAD.....	21
1.7 RECOLECCIÓN DE LOS SEDIMENTOS.....	21
2 PRECIPITACIÓN QUÍMICA.....	23
2.1 FUNDAMENTOS.....	24
2.2 TRATABILIDAD.....	26
2.3 CONDICIONES DE OPERACIÓN.....	26
2.4 EQUIPO EMPLEADO EN LA PRECIPITACIÓN.....	27
3 DESINFECCIÓN.....	29
3.1 CONDICIONES DE OPERACION.....	30
3.2 CLORACION.....	31
3.2.1Equipo.....	34
3.3 OZONACION.....	36
3.4 RADIACION ULTRAVIOLETA.....	39
3.5 EQUIPO.....	40

MODULO 4

1 LODOS ACTIVADOS.....	1
1.1 FUNDAMENTOS DEL PROCESO.....	1
1.1.1 Parámetros de operación.....	5
1.2 PROCESOS A DIFERENTES NIVELES DE CARGA.....	9
1.2.1Tratamiento convencional.....	10
1.2.2Tratamiento a alta tasa.....	11
1.3 REGÍMENES DE MEZCLA.....	12
1.4 VARIANTES DEL PROCESO.....	13
1.5 SISTEMAS DE AERACIÓN.....	26
1.5.1Sistemas de aeración por burbujas.....	28
1.5.2Sistemas de aeración mecánica.....	31
2 FILTROS PERCOLADORES.....	33
2.1 DESCRIPCIÓN.....	33
2.2 CLASIFICACIÓN.....	35
2.3 APLICABILIDAD DEL PROCESO.....	36
2.4 FACTORES QUE AFECTAN LA OPERACIÓN Y DISEÑO.....	37
2.4.1Composición del agua residual.....	37
2.4.2Tratabilidad del agua residual.....	38

2.4.3	Pretratamiento	38
2.4.4	Tipo de medio de soporte	39
2.4.5	Profundidad del filtro percolador	39
2.4.6	Recirculación	40
2.4.7	Ventilación.....	41
2.4.8	Temperatura.....	41
2.5	Criterios de diseño	42
3	DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS	43
3.1	DESCRIPCIÓN DEL PROCESO	43
3.2	FACTORES QUE AFECTAN LA OPERACIÓN DE BIODISCOS	44
3.2.1	Temperatura.....	44
3.2.2	pH.....	46
3.2.3	Salinidad	47
3.2.4	Velocidad de rotación	48
3.2.5	Número de etapas.....	49
3.2.6	Recirculación del efluente	50
3.2.7	Oxigenación.....	51
3.2.8	Carga hidráulica y carga orgánica	52
3.3	VENTAJAS Y DESVENTAJAS	54
3.3.1	Ventajas	54
3.3.2	Desventajas	56
4	LAGUNAS.....	57
4.1	LAGUNAS ANAEROBIAS.....	59
4.2	LAGUNAS FACULTATIVAS	61
4.3	LAGUNAS AEROBIAS	62
4.3.1	Lagunas aerobias no mecanizadas	62
4.3.2	Lagunas aeradas.....	64
4.4	FACTORES QUE AFECTAN EL DESEMPEÑO Y EL DISEÑO.....	65
4.4.1	Abastecimiento de oxígeno y mezclado	65
4.4.2	Carga orgánica y tiempo de retención	66
4.4.3	Geometría de las lagunas	68
4.4.4	Temperatura.....	69
4.5	OTRAS APLICACIONES	70
4.6	VENTAS Y DESVENTAJAS	71
5	PROCESOS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO	74
5.1	DESARROLLO DE LOS PROCESOS ANAEROBIOS.....	78
5.1.1	Reactores anaerobios de 1a generación.....	79

5.1.2	Reactores anaerobios de 2a generación.....	83
5.1.3	Reactores anaerobios de 3a generación.....	87
6	ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES.....	89
6.1	REMOCIÓN DEL NITRÓGENO.....	89
6.1.1	Fuentes de los residuos nitrogenados.....	92
6.1.2	Nitrificación.....	93
6.1.3	Desnitrificación.....	98
6.2	REMOCIÓN DEL FÓSFORO.....	102
6.2.1	Fuentes del fósforo en las aguas residuales.....	102
6.2.2	Remoción fisicoquímica del fósforo.....	104
6.2.3	Remoción biológica del fósforo.....	106
7	SISTEMAS COMBINADOS.....	111
7.1	SISTEMAS COMBINADOS AEROBIOS.....	111
7.2	SISTEMAS COMBINADOS ANAEROBIOS - AEROBIOS.....	122
8	SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO.....	125
8.1	ESTIMACION COMPARATIVA DE COSTOS PARA SISTEMAS AEROBIOS Y ANAEROBIOS.....	127

MODULO 5

1	TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO.....	1
1.1	ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS.....	1
2	MÉTODOS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO.....	1
2.1	MÉTODOS DE ESPESAMIENTO.....	2
2.1.1	Espesamiento por gravedad.....	4
2.1.2	Flotación.....	6
2.1.3	Filtro banda.....	7
2.2	DIGESTIÓN O TRATAMIENTO DE LODOS.....	8
2.2.1	Digestión anaerobia.....	8
2.2.2	Digestión aerobia.....	21
2.2.3	Composteo.....	24
2.2.4	Tratamiento con cal.....	27
2.3	ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.....	28
2.3.1	Acondicionamiento químico.....	28
2.3.2	Otros acondicionamientos.....	31
2.4	SECADO DE LODOS.....	32

2.4.1 Lechos de secado	32
2.4.2 Filtración al vacío	36
2.4.3 Filtros prensa.....	39
2.4.4 Filtros de banda horizontales	40
2.4.5 Centrifugación.....	44
2.5 TRATAMIENTO TÉRMICO.....	50
2.5.1 Oxidación humedad (acondicionamiento térmico)	50
2.5.2 Incineración	54
2.6 DISPOSICIÓN FINAL.....	55

MODULO 1

- CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL
- CONTAMINACIÓN DEL AGUA
- MICROBIOLOGIA
- INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

ÍNDICE

1	CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL.....	1
1.1	GENERALIDADES.....	1
1.2	SISTEMAS COLECTORES DE AGUAS RESIDUALES.....	5
1.3	VARIACIONES EN EL CAUDAL.....	6
1.4	PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL	9
1.4.1	Características físicas.....	11
1.4.2	Características químicas.....	14
1.4.3	Características biológicas	19
1.5	ANÁLISIS DEL AGUA RESIDUAL	20
1.5.1	Muestreo.....	20
1.5.2	Métodos de medición	24
1.6	LEGISLACIÓN	26
2	CONTAMINACIÓN DEL AGUA	29
2.1	TIPOS DE CONTAMINANTES.....	29
2.2	VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES.....	35
2.3	EFFECTOS SOBRE LA SALUD	37
2.4	CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN	38
3	MICROBIOLOGIA	42
3.1	FUNDAMENTOS.....	42
3.1.1	Tipos de metabolismo	42
3.1.2	Tipos de microorganismos.....	45

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>1 CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL</p> <p>1.1 GENERALIDADES</p> <p>El requerimiento fisiológico básico de agua de una persona es de 2.5 L/día, aunque la carga de trabajo y las condiciones climáticas pueden aumentar bastante esta cantidad, principalmente debido a la necesidad de restituir el agua perdida por la transpiración. Además de los requerimientos fisiológicos, el hombre necesita del agua para prácticamente todas sus actividades y para su manutención. Esto abarca el aseo personal y de su vivienda, la producción de alimentos, los procesos de transformación, la generación de energía por citar algunos de los más frecuentes. A medida que el nivel de vida mejora, aumenta el uso del agua, tanto a nivel individual, como al social y productivo. Esto ocasiona que exista una gran demanda del recurso hidráulico, que no siempre es fácil satisfacer por no estar disponible.</p> <p>Si la distribución de los recursos hidráulicos a nivel nacional fuera uniforme, cada mexicano contaría con un volumen de 5,200 m³/año aproximadamente. Sin embargo, ni la ocurrencia del recurso, ni los patrones de distribución poblacional son homogéneos, en consecuencia, la disponibilidad per cápita tampoco lo es.</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

En las regiones de menor disponibilidad y mayor población, la cantidad de agua por persona oscila entre 211 y 1,478 m³ por año, mientras que en las regiones de mayor disponibilidad y menor población el volumen por persona por año fluctúa entre 14,445 y 33,285 m³ (FIG 1.1).

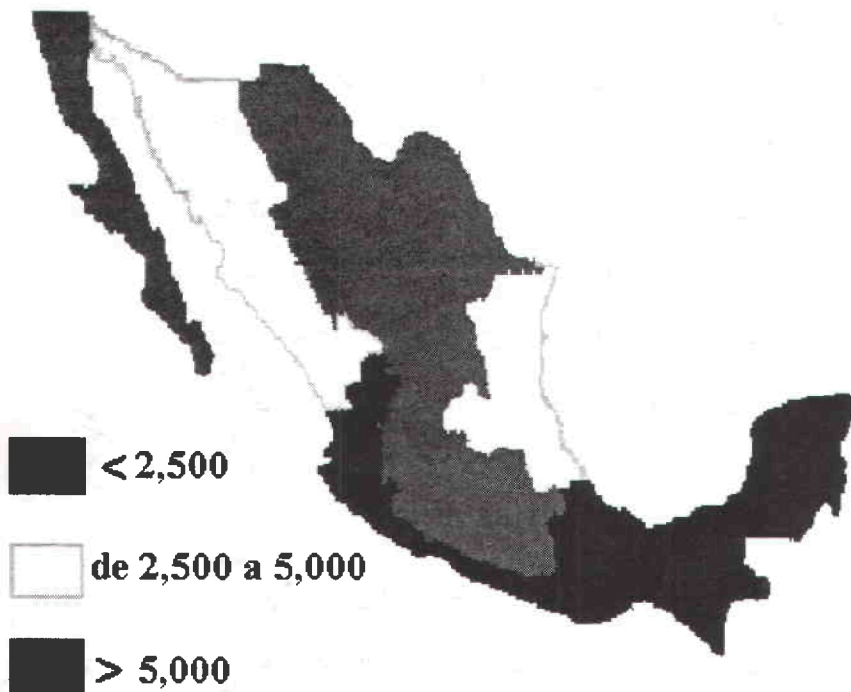


Fig. 1.1 Disponibilidad de agua po persona en el país

En todo el país se extraen actualmente mas de 185 mil millones de metros cúbicos de aguas superficiales y subterráneas. El 61% se utiliza en la generación de energía hidroeléctrica, el 30% para riego, el 5% para la industria y el 4% restante para el suministro de agua potable a las poblaciones.

La generación de energía eléctrica prácticamente no consume agua, es decir, 121 x 10⁸ m³ regresan a los cuerpos de

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>agua sin carga contaminante. La cantidad de agua que no retorna a las corrientes, es de $53 \times 10^8 \text{ m}^3$. De acuerdo con este balance, la generación de aguas residuales es de $20 \times 10^8 \text{ m}^3$ aproximadamente y su origen es agrícola, industrial y doméstico.</p> <p>Las aguas de retorno agrícola -fuentes no puntuales de contaminación- pueden controlarse mediante la optimización del riego y de la aplicación de agroquímicos, es decir minimizar o evitar la generación de estas aguas; pero una vez generadas, su tratamiento no es factible económicamente. Las aguas residuales industriales y domésticas, que son las que se verán en el curso, son fácilmente captadas y conducidas a las instalaciones de tratamiento.</p> <p>En climas templados, casi todo el abastecimiento doméstico de agua y gran parte del abastecimiento industrial regresan al alcantarillado, de modo que el caudal de estiaje (c.e.) de agua residual es de la misma magnitud que el caudal del flujo de agua abastecido en el área. En climas cálidos, una parte del agua se usa para el riego de jardines o se pierde por evaporación y sólo regresa al alcantarillado de un 70 a un 80% del agua surtida.</p> <p>Las plantas de tratamiento y sus sistemas asociados de recolección y distribución son elementos costosos que por lo regular se diseñan para tener una vida útil de 30 años o más. Por esta razón y para asegurar el desarrollo y utilización eficientes de los recursos hidráulicos, es necesario tener la capacidad de</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

predecir las demandas futuras de agua. El consumo doméstico de agua es el producto de la demanda *per cápita* por el total de habitantes. La dotación teórica de agua en México (**TABLA 1.1**) es de acuerdo con la Norma Mexicana de Dotación de Agua (1969) y depende del tamaño de la comunidad y las condiciones ambientales.

Tabla 1.1 Dotación de agua para las comunidades

POBLACIÓN (Habitantes)	Tipo de Clima		
	Cálido (l/hab.d)	Templado (l/hab.d)	Frío (l/hab.d)
2,500 - 15,000	150	125	100
15,001 - 30,000	200	150	125
30,001 - 70,000	250	200	175
70,001 - 150,000	300	250	200
150,000 en adelante	350	300	250

La **TABLA 1.2** muestra el consumo y los usos que se da al agua a nivel doméstico en los países en vías de desarrollo, que experimentan aumentos importantes en su población. Por esta razón el abastecimiento varía entre 50 y 900 l/hab.d.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.2 Usos típicos del agua doméstica

USO	CONSUMO l/persona.día
Descarga del retrete	32
Beber, cocinar y lavar trastos	33
Baños y duchas	40
Lavado de ropa	12
Riego del jardín	1
Lavado del automóvil	1
TOTAL	119

FUENTE: Tebbutt, 1990.

1.2 SISTEMAS COLECTORES DE AGUAS RESIDUALES

Los sistemas de drenaje juegan un papel importante para determinar las características y el volumen del agua residual. En los sistemas viejos, los tubos dañados y las juntas fracturadas ocasionan la pérdida de agua residual en el suelo circundante o también, la infiltración del agua subterránea que aumenta el gasto de agua residual. En las comunidades más antiguas se cuenta con drenaje combinado que transporta tanto el agua residual doméstica o industrial, junto con el escurrimiento directo del agua de lluvia que cae en las áreas pavimentadas y techos. Aún con lluvias moderadas, el escurrimiento directo de agua superficial es mayor que el c.e. de un área construida y sería necesario que las alcantarillas fueran injustificadamente grandes desde el punto de vista económico para poder captar todo el gasto. Es por esto que

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>se acostumbra instalar vertederos de tormenta que desvían a un curso cercano los gastos en exceso de 6, 9 y, en ocasiones, hasta 12 veces el c.e. Otro problema asociado con los drenajes combinados es la necesidad de conservar una velocidad mínima de autolimpieza para gastos bajos y evitar velocidades excesivas cuando el alcantarillado está lleno.</p> <p>Debe mencionarse que en las zonas tropicales, los depósitos orgánicos se transforman rápidamente en anaerobios y la producción de sulfuro de hidrógeno resultante puede causar serios daños al sistema de drenaje. Debido a las desventajas de los drenajes combinados, la mayoría de los nuevos fraccionamientos tienen un sistema de desagüe formado por el drenaje sanitario, relativamente pequeño y cuyo contenido total se trata, y el drenaje para el agua de lluvia que lleva únicamente el escurrimiento directo, relativamente limpio y que puede descargarse con seguridad en las corrientes de agua locales. El costo de un sistema separado es inevitablemente alto en comparación con un sistema combinado, aunque en muchos casos se pueden tender las dos tuberías en la misma excavación, cuando menos en parte de su longitud.</p> <p>1.3 VARIACIONES EN EL CAUDAL</p> <p>El flujo de agua residual varía a lo largo del día, de la semana y del año de acuerdo con las modificaciones en el patrón de consumo de agua, de la infiltración y de los afluentes. La</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>variación tiende a incrementar con el deterioro de los sistemas de alcantarillado. La relación del flujo promedio pico con el flujo promedio anual varía de 10:1 para sistemas que sirven a poblaciones mayores de 10,000 habitantes, y de 20:1 para sistemas pequeños en los cuales el agua residual doméstica es el principal componente del flujo total. Estas variaciones son ciertas para flujos provenientes de fuentes como escuelas regionales o edificios departamentales, donde no hay flujo por las noches. En las variaciones de flujo, generalmente, se observa que el efluente más pequeño ocurre entre 2 a.m. y 6 a.m., y los picos se tienen a las 9 a.m. y 6 p.m.(FIG 1.2). La amplitud y tiempo de los picos o depresiones se relaciona directamente con el estilo de vida de la población servida. Estas variaciones ocurren tanto en los sistemas combinados como en los separados.</p> <p>Debe esperarse que los efectos del escurrimiento directo superficial aumenten los gastos pico en los sistemas combinados y en los sistemas separados, ya que la lluvia puede ingresar en el drenaje sanitario mediante conexiones clandestinas y por pequeñas áreas de superficie impermeable.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

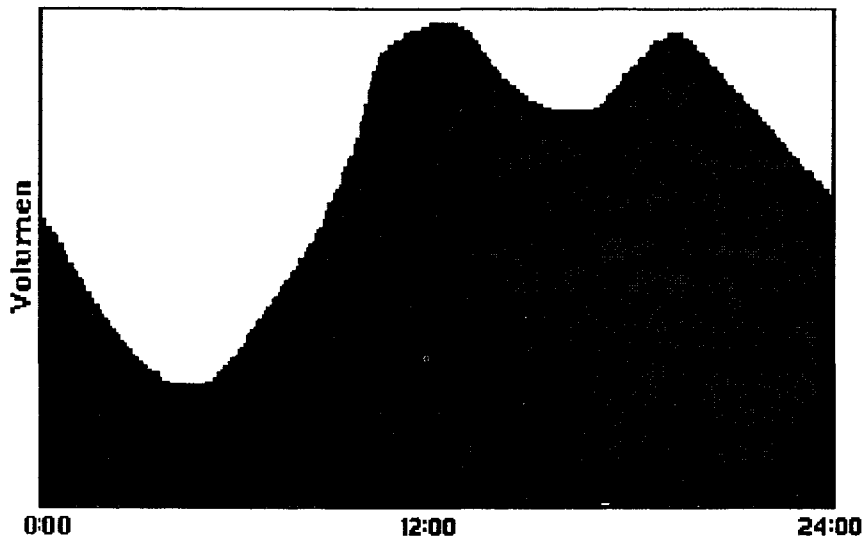


Fig. 1.2 Distribución del consumo de agua durante un día

El comportamiento de los efluentes comerciales e institucionales es más uniforme que el de las casas, con excepción de los hoteles y moteles, cuya variación es igual a la doméstica.

El efecto de los efluentes industriales en las variaciones diarias depende del tipo de proceso empleado y de la descarga involucrada. Frecuentemente, las descargas industriales son controladas por lo que pueden tener un efecto regulador en el flujo total.

Las variaciones semanales son generadas por fuentes comerciales, industriales o recreativas. Los efluentes domésticos generalmente no varían a lo largo de la semana.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>El flujo de los comercios e industrias tiende a ser uniforme a lo largo del año, sin embargo, hay variaciones estacionales causadas por industrias, instituciones o actividades recreativas que sólo operan en determinado tiempo en el año y sus descargas cambian el flujo.</p> <p>En las plantas de tratamiento de agua residual, el flujo de agua residual que llega a las instalaciones puede ser regulado hasta cierto punto dentro del sistema de drenaje, pero se debe diseñar la planta para operar con gastos fluctuantes, con una capacidad máxima normal en las unidades principales de 3 veces el c.e.</p> <p>En caso de que las variaciones en composición o en volumen sean significativas, es conveniente contar con tanques de homogenización, los cuales permiten en cierta medida, controlar los volúmenes y amortiguar las variaciones del contenido de materia en el agua.</p> <p><i>1.4 PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL</i></p> <p>Aunque se considera al agua como H₂O, todas las aguas naturales contienen sustancias disueltas en concentraciones que fluctúan de unos cuantos miligramos por litro como en el agua de lluvia, a cerca de 35,000 mg/l, como en el agua de mar. Por lo general, las aguas residuales contienen la mayoría de los constituyentes del agua suministrada, más las impurezas</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

adicionales provenientes del proceso productor de desechos. En promedio el agua residual cruda contiene alrededor de 1,000 mg/l de sólidos en solución y suspensión, lo que equivale a decir que cerca del 99.9% es agua pura (FIG. 1.3).

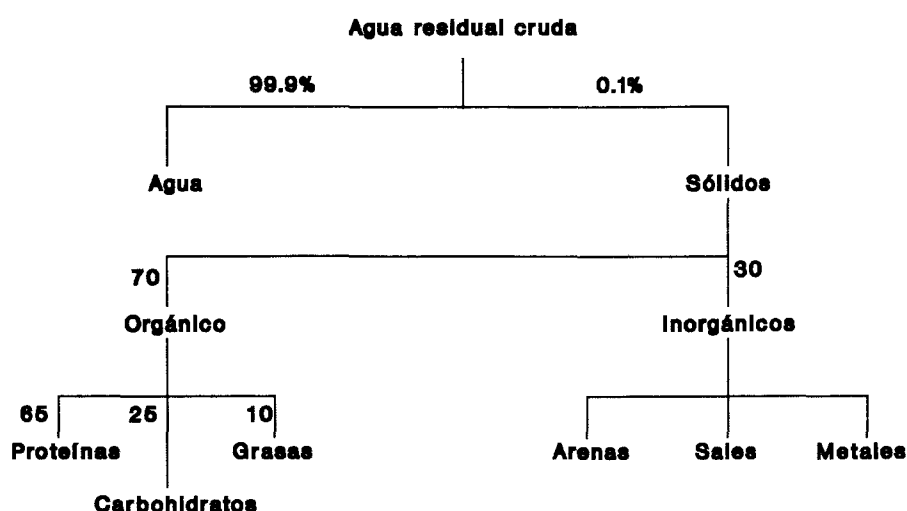


Fig. 1.3 Composición del agua residual

Claro que medir simplemente el contenido total de sólidos de una muestra es insuficiente para especificar su condición ya que el agua subterránea, clara y brillante, puede tener el mismo contenido total de sólidos que el agua residual cruda. Para obtener una imagen verdadera de la naturaleza de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes parámetros mediante análisis que determinen sus características físicas, químicas y biológicas; sin embargo, no se investigan todas las características de una muestra dada. La **TABLA 1.3** lista los parámetros que con más frecuencia se miden en las diferentes muestras.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.3 Características importantes de muestras diferentes

CARACTERÍSTICA	AGUA DE RÍO	AGUA PARA BEBER	AGUA RESIDUAL CRUDA	AGUA RESIDUAL TRATADA
pH	X	X	X	X
	X	X	X	
Temperatura	X	X		
Color	X	X		
Turbiedad		X		
Sabor	X	X		
Olor	X	X		
Sólidos totales			X	
Sólidos sedimentables			X	X
Sólidos suspendidos	X	X		
Conductividad	X	X		
Radioactividad	X	X	X	X
Alcalinidad	X	X	X	X
Acidez	X	X		
Dureza	X	X		
OD	X		X	X
DBO	X		X	X
DQO o COT			X	X
Nitrógeno orgánico	X		X	X
Nitrógeno amoniacal	X	X	X	X
Nitrógeno de nitritos	X	X	X	X
Nitrógeno de nitratos	X			
Cloruros	X		X	X
Fosfatos	X		X	X
Detergente sintético	X	X		
Coliformes				

1.4.1 Características físicas

Las principales consideraciones para establecer la calidad del agua se basan más en las características físicas que en las químicas y biológicas. De esta forma se desea un agua incolora, insípida e inodora. Las propiedades físicas más comúnmente empleadas para determinar las impurezas en el agua y en el agua residual se muestran en la **TABLA 1.4**.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.4 Análisis físicos empleados para determinar las impurezas en el agua residual

PRUEBA	ABREVIACIÓN	USO	
Turbiedad	UTN	Para asegurar la claridad del agua	
Sólidos	ST	Para asegurar el reúso potencial de un agua residual y para determinar los procesos empleados para su tratamiento; la prueba de SDT prevé la disponibilidad de una fuente de agua para uso público, industrial y agrícola.	
Sólidos totales	STV		
Sólidos totales volátiles	SSF		
Sólidos suspendidos fijos	SSV		
Sólidos suspendidos volátiles	SDT		
Sólidos disueltos totales (ST - SS)	SSe		Para determinar los sólidos que pueden sedimentar en un tiempo específico; los valores de la prueba se usan para facilitar el diseño de los sedimentadores.
Sólidos sedimentables			
Color	Varios tonos de luz amarilla Luz café, gris, negro	Para determinar la presencia de agentes colorantes sintéticos y naturales en el agua. Define la condición del agua residual (fresca o séptica).	
Olor	LMCO*	Determina si el nivel de olor puede ser un problema.	
Temperatura	°C	Para diseñar los procesos de tratamiento; determina la concentración de saturación de gases.	

* LMCO Límite mínimo de la concentración de olor detectado.

Los sólidos pueden clasificarse según su tamaño y estado en sedimentables, suspendidos, coloidales o disueltos. Los sólidos disueltos totales (SDT) se deben a material solubles, mientras que los sólidos en suspensión (SS) son partículas que se miden al filtrar una muestra a través de un papel filtro de 1.2 µm de diámetro efectivo. Los sólidos sedimentables son aquéllos que por

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

efecto de la gravedad se depositan en el fonde de un recipiente (cono Imhoff) al cabo de 1 h. Se determinan como la diferencia entre los SS en el sobrenadante y los SS originales en la muestra (FIG 1.4).

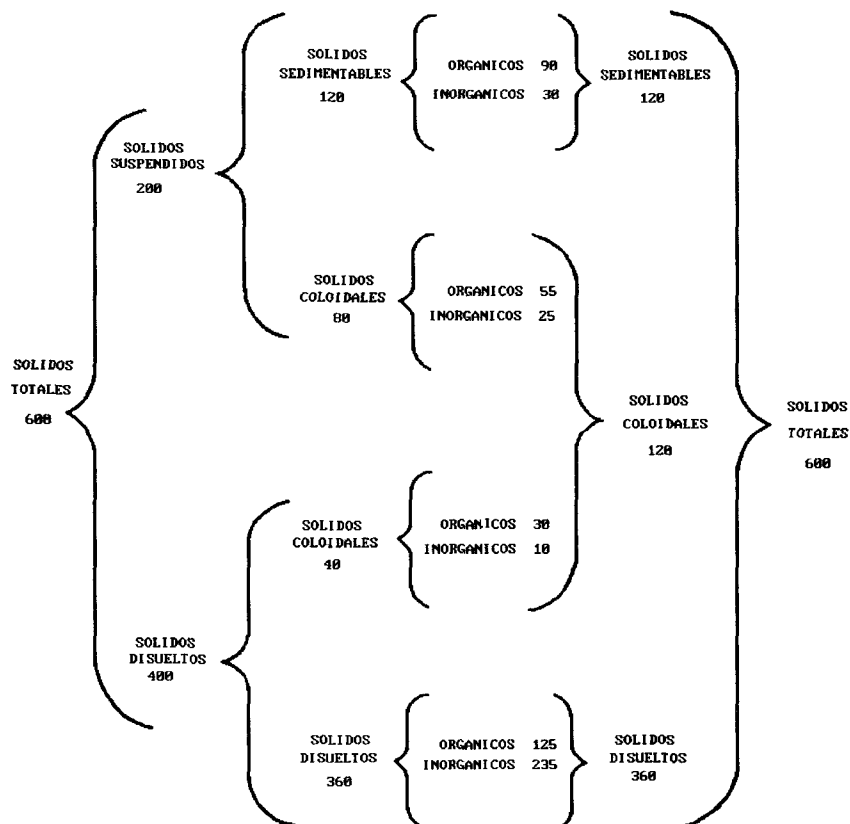


Fig. 1.4 Condición física y composición de los sólidos contenidos en un agua residual doméstica (cifras en ppm).

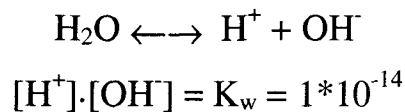
Con respecto a las características químicas, se clasifican como no volátiles y volátiles (fijos y volátiles). Los últimos se subliman a temperaturas de 550°C. En la mayoría de los casos, los sólidos volátiles son considerados orgánicos y, esta prueba permite conocer las características orgánicas/inorgánicas de los sólidos.

Contenido	Notas
-----------	-------

1.4.2 Características químicas

Las características químicas tienden a ser más específicas en su naturaleza que algunos de los parámetros físicos y por eso son más útiles para evaluar de inmediato, las propiedades de una muestra. Enseguida se describen algunas características químicas:

1 pH. Mide la concentración de iones de hidrógeno presentes.



El pH puede afectar a los métodos de tratamiento y al equipo metálico expuesto con el agua residual. La alcalinidad natural del agua residual en muchos casos actuará como amortiguador suficiente para conservar un pH neutro (7), necesario para la actividad biológica. Si el pH se sale de un intervalo de 6.5 y 8.5, el tratamiento biológico no será posible, además de que se generan problemas de corrosión.

2 Alcalinidad. Es la capacidad del agua para neutralizar ácidos. Se debe a la presencia de bicarbonato $[HCO_3^-]$, carbonato $[CO_3^{=}]$ e hidróxido $[OH^-]$. El alcalinidad se define en términos de cantidades molares como

$$eq/m^3 = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{=}] + [OH^-] - [H^+] \quad (1.1)$$

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

3. Acidez. La capacidad del agua para neutralizar compuestos básicos. La mayoría de las aguas naturales y el agua residual doméstica son amortiguadas por un sistema $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^-$. El ácido carbónico H_2CO_3 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 4.5 a 8.2, mientras que la acidez mineral (generalmente producida por desechos industriales) se presenta por debajo de un pH de 4.5. La acidez, al igual que la alcalinidad se expresa en términos de CaCO_3 .

4. Oxígeno disuelto (OD). El oxígeno es un elemento muy importante en el control de la calidad del agua. Su presencia es esencial para mantener las formas superiores de vida biológica y el efecto de una descarga de desechos biodegradables en un río es la disminución del oxígeno en el sistema. Además, la solubilidad del oxígeno depende de la temperatura, mientras mayor sea esta, menor es el nivel del gas disuelto en el agua.

Temperatura, °C	0	10	20	30
OD, mg/L	14.6	11.3	9.1	7.6

Las aguas superficiales limpias normalmente están saturadas con OD, pero la demanda de oxígeno de los desechos orgánicos puede consumirlo rápidamente. Los peces de pesca deportiva requieren cuando menos 5 mg/l de OD y los peces ordinarios no sobreviven con menos de 2 mg/l de OD. Las aguas saturadas de oxígeno tienen un sabor agradable y las aguas con

Contenido	Notas
-----------	-------

deficiencia de OD son insípidas; por esa razón, si es necesario, el agua para beber se aeréa para que tenga un OD máximo.

5 Demanda de oxígeno. Los compuestos orgánicos por lo regular son inestables y pueden oxidarse biológica o químicamente para obtener productos finales estables, relativamente inertes, tales como CO_2 , NO_3 , H_2O . La cantidad del contenido orgánico de un desecho se obtiene al medir la cantidad del oxígeno que se requiere para su estabilización.

a) *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)*. Mide la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos en la transformación de la materia orgánica en CO_2 y el nuevo material celular. Asimismo, incluye la cantidad de oxígeno requerido para llevar a cabo la nitrificación.

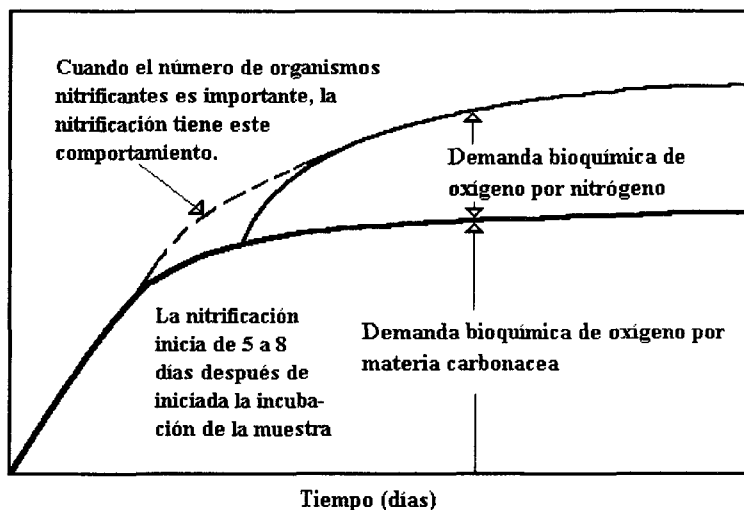


Fig. 1.5 Curva idealizada de la Demanda Bioquímica de Oxígeno

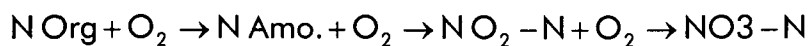
CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>b) <i>Demanda química de oxígeno (DQO)</i>. Es el oxígeno consumido por una muestra de agua residual de dicromato de potasio después de 2 o 3 h de reflujo con ácido sulfúrico concentrado. Casi todas las sustancias orgánicas se oxidan en su totalidad, con excepción de compuestos como la piridina, el benceno o el tolueno. El valor de la DQO da una idea del contenido de materia oxidable (orgánica e inorgánica). La magnitud de los resultados obtenidos normalmente es $DBO < DQO$.</p> <p>La materia orgánica se puede determinar directamente como carbón orgánico total (COT) mediante técnicas especializadas de combustión o por la capacidad de absorción de rayos UV de la muestra. En ambos casos hay en el mercado instrumentos comerciales, pero su compra y operación es relativamente cara.</p> <p>6. Nitrógeno. Es un elemento importante ya que las reacciones biológicas sólo pueden efectuarse en presencia de suficiente nitrógeno. El nitrógeno puede presentarse en cuatro formas principales:</p> <p>a) <i>Nitrógeno orgánico</i>. En la forma de proteínas, aminoácidos y urea.</p> <p>b) <i>Nitrógeno amoniacal</i>. Como sales de amoníaco; por ejemplo, $(NH_4)_2CO_3$, o como amoníaco libre.</p>	

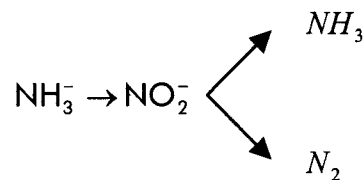
Contenido	Notas
-----------	-------

c) *Nitrógeno de nitritos*. Una etapa intermedia de oxidación que normalmente no se presenta en grandes cantidades.

d) *Nitrógeno de nitratos*. Producto final de la oxidación del nitrógeno. La oxidación de los compuestos de nitrógeno, llamada nitrificación, se expresa de la siguiente forma:



La reducción del nitrógeno, que se llama desnitrificación, puede invertir el proceso:



Las concentraciones relativas de las diferentes formas de nitrógeno dan una indicación útil de la naturaleza y concentración de la muestra. Antes de disponer del análisis bacteriológico, se evaluaba la calidad de las aguas en relación con su contenido de nitrógeno. Si el agua contenía nitrógeno orgánico y amoniacal altos con poco NO_2-N y NO_3-N se consideraba insegura debido a su reciente contaminación. Por otro lado, una muestra sin nitrógeno orgánico, ni amoniacal y algo de NO_3-N se consideraba segura ya que la nitrificación habría ocurrido y su contaminación no podría ser reciente.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>7. Fósforo. El fósforo es requerido para la reproducción y síntesis de nuevos tejidos celulares y su presencia es necesaria para el tratamiento biológico. El agua residual doméstica es relativamente rica en fósforo (como fosfatos), debido a su alto contenido de desechos humanos y detergentes sintéticos (estos últimos pueden ser medidos como SAAM sustancias activas al azul de metileno), por lo que el contenido del elemento es tal que permite llevar a cabo el tratamiento biológico.</p> <p>8. Cloruro. Responsable del sabor salobre en el agua, es un indicador de posible contaminación del agua residual debido al contenido de cloruro de amoníaco presente en la orina. En el agua potable, el sabor del Cl⁻ se hace presente con 250-500 mg/l, aunque una concentración hasta de 1500 mg/l es poco probable que sea dañina para consumidores en buen estado de salud.</p> <p>9. Grasas y aceites. Estas sustancias representan un problema para el tratamiento del agua residual, ya que tienden a flotar y a formar una capa en la superficie del agua, la cual impide la transferencia de los gases entre el aire y el agua, quizá el más importante sea el oxígeno. Además son de descomposición muy lenta o nula, dependiendo de su origen.</p> <p>1.4.3 Características biológicas</p> <p>En la lección 3 se estudiará el tema de la microbiología; por ahora basta mencionar que la presencia de bacterias en los</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>abastecimientos de agua es el parámetro de calidad más sensible, por ello es necesario eliminar todas las fuentes de contaminación microbiológica.</p> <p>Casi todos los desechos orgánicos contienen grandes cantidades de microorganismos; el agua residual contiene más de 10^6 coliformes/ml. Después del tratamiento convencional el agua residual todavía contiene una gran cantidad de microorganismos, al igual que muchas aguas superficiales naturales.</p> <p>1.5 ANÁLISIS DEL AGUA RESIDUAL</p> <p>Para obtener un indicio verdadero de la naturaleza de un agua natural o residual es necesario asegurarse primero de que la muestra es representativa de la fuente. Satisfecho este requisito, se deben desarrollar los análisis apropiados mediante procedimientos estándar y comparar los resultados obtenidos con análisis diferentes. La TABLA 1.5 muestra la composición promedio de un agua residual doméstica.</p> <p>1.5.1 Muestreo</p> <p>La recolección de una muestra representativa de una fuente de calidad uniforme representa pocos problemas y la toma de una sola muestra es suficiente. También lo es una muestra aislada si el propósito es simplemente saber de inmediato si se ha cumplido con ciertos límites particulares. Sin embargo, la mayoría de las aguas crudas y aguas residuales son muy variables tanto en</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

calidad como en cantidad y es poco probable que con una muestra aleatoria se obtenga un cuadro significativo de la naturaleza de la fuente. En la **FIG 1.6** se ilustra este punto al mostrar variaciones comunes de flujo y de concentración en un drenaje de estiaje.

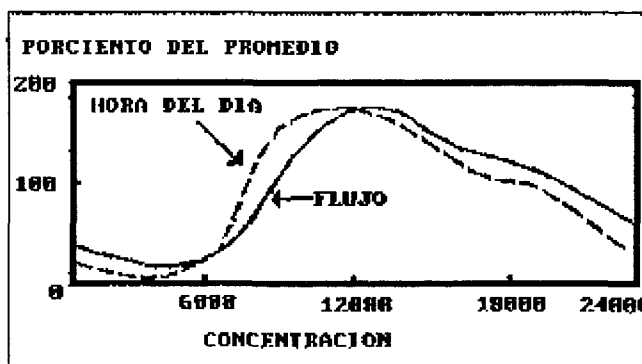


Fig. 1.6 Variaciones típicas de flujo y de concentración en un drenaje durante época de sequía.

Para evaluar exactamente esta situación, es necesario obtener una muestra compuesta por todas las muestras tomadas a intervalos conocidos durante cierto período y en proporción al caudal. Al mezclar las muestras individuales en proporción con los flujos apropiados se obtiene una muestra compuesta integrada. Se aplican procedimientos similares cuando se toman muestras de corrientes y ríos; con secciones de canales muy grandes es necesario tomar muestras en varios puntos de la sección transversal y a diferentes profundidades. Existen diferentes equipos automáticos para tomar muestras compuestas que operan por tiempo o en proporción al caudal. El muestreo de descargas

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>de agua residual de origen industrial puede ser aún más difícil, ya que con frecuencia éstas son intermitentes. En estas circunstancias es importante que se entienda cabalmente el tipo de las operaciones que producen la descarga para poder implementar un programa de muestreo apropiado y obtener la imagen real de la descarga.</p> <p>Cuando se diseña un programa de muestreo es fundamental que se especifique claramente su objetivo, por ejemplo, estimar concentraciones máximas o medias, detectar cambios o tendencias, estimaciones porcentuales o tener una base para cobrar por cada efluente industrial.</p> <p>También se debe especificar el margen de error tolerable; así como tener en mente los recursos disponibles para la toma de muestras y el análisis, pues la reducción de la incertidumbre de los resultados podría requerir el doble de muestras, lo que haría costoso el análisis. Por tanto, es importante establecer un nivel práctico y aceptable en las variaciones de los resultados con base en el uso deseado. En forma ideal, todos los análisis se deben practicar inmediatamente después de la recolección de las muestras, ya que mientras más rápido se hagan, es más probable que los resultados sean una evaluación verdadera de la naturaleza real del líquido <i>in situ</i>.</p> <p>Con características inestables, como gases disueltos, constituyentes oxidables o reducibles, etc., los análisis deben</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

efectuarse en el campo o tratar la muestra adecuadamente para fijar las concentraciones de los materiales inestables.

Los cambios que ocurren al transcurrir el tiempo en la composición de una muestra se pueden retardar si se almacena a baja temperatura (4°C); también se recomienda no exponerla a la luz. Cuanto más contaminada esté el agua, más corto es el tiempo disponible para la toma de muestras y el análisis, si se quiere evitar errores significativos.

Tabla 1.5 Composición promedio de un agua residual doméstica

CONTAMINANTES	UNIDAD	CONCENTRACIÓN		
		DÉBIL	MEDIA	ALTA
Sólidos Totales	mg/L	350	720	1200
Disueltos Totales	mg/L	250	500	850
Disueltos Fijos	mg/L	145	300	525
Disueltos Volátiles	mg/L	105	200	325
Suspendidos Totales	mg/L	100	220	350
Suspendidos Fijos	mg/L	20	55	75
Suspendidos Volátiles.	mg/L	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/L	5	10	20
DQO	mg/L	250	500	1000
DBO ₅	mg/L	110	220	400
Nitrógeno (Total como N)	mg/L	20	40	85
Orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniaco	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo (Total como P)	mg/L	4	8	15
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfato	mg/L	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Grasas	mg/L	50	100	150
Coliformes totales	NMP/100ml	1X10 ⁶	1X10 ⁷	1X10 ⁸

FUENTE: Metcalf & Eddy, 1991

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>1.5.2 Métodos de medición</p> <p>El análisis de las sustancias o muestras depende del tipo de información que se busque, es decir qué o cuánto está presente de una especie dada. Los métodos y las técnicas que se emplean para determinar la composición de la materia se dividen en análisis cualitativo y cuantitativo. El primero identifica los compuestos presentes en una muestra dada o los detalles estructurales de la misma. El segundo determina la cantidad del componente presente en la muestra. El análisis cuantitativo puede ser directo o indirecto dependiendo de la forma en que se realice la medición final a partir de la cual se deduce la cantidad de la especie en cuestión. La TABLA 1.6 muestra los tipos de medición empleados en el análisis cuantitativo.</p> <p>Los análisis comunes para el control de la calidad del agua comprenden métodos gravimétricos, volumétricos y colorimétricos. Es posible determinar la presencia de ciertos constituyentes por medio de diferentes tipos de electrodos y hay creciente interés en el desarrollo de técnicas automatizadas para el monitoreo continuo de parámetros importantes. Se debe saber que debido a las bajas concentraciones de impurezas en el agua, el trabajo de laboratorio frecuentemente es de naturaleza microanalítica y requiere de procedimientos cuidadosos.</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.6 Clasificación de los métodos analíticos comunes

CLASIFICACIÓN	SUBCLASIFICACION (MÉTODO)	MAGNITUD QUE SE MIDE
Gravimétricos	Directo	Peso del compuesto que contiene a la especie buscada.
	Indirecto	Pérdida de peso debida a la volatilización de la especie.
Volumétricos	De valoración	Volumen de solución que equivale químicamente a la especie buscada.
	De gases	Volumen de especie gaseosa producido o consumido.
Ópticos	Espectroscopía de emisión	Radiación emitida por la especie.
	Espectroscopía de adsorción, colorimetría	Radiación adsorbida por la especie.
	Polarimetría	Rotación del plano de la luz polarizada debida a la especie.
	Refractometría	Índice de refracción de una solución de la especie.
Electro-analíticos	Turbidimetría, nefelometría	Dispersión de la luz por la especie.
	Potenciometría	Potencial de un electrodo en equilibrio con la especie.
	Conductometría	Conductividad de una solución por la especie.
	Coulombimetría	Cantidad de electricidad equivalente a la especie.
Varios	Polarografía	Corriente asociada con una reacción en un electrodo polarizable.
	Métodos de alta frecuencia	Capacitancia de una solución con la especie.
	Espectroscopía de masa	Relación masa/carga de los productos de descomposición de la especie.

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>1.6 LEGISLACIÓN</p> <p>NOM-01. Para las descargas de aguas residuales municipales e industriales a cuerpos receptores. Tiene como objetivo proteger la calidad de las aguas nacionales y posibilitar su uso benéfico.</p> <p>Estará en función de los tipos de cuerpos receptores: superficiales continentales; marinos interiores y territoriales; y suelo. Se fijarán los límites máximos permisibles para contaminantes básicos, patógenos, tóxicos y conservativos.</p> <p>Será complementada con condiciones particulares de descarga. Los parámetros adicionales estarán en función de los usos del agua y la capacidad de asimilación y dilución del cuerpo receptor.</p> <p>El cumplimiento de la Norma será por etapas, para las descargas municipales en función del tamaño de la población; para las descargas industriales en función de la carga y la concentración de contaminantes</p>	

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
-----------	-------

Etapa	Criterios de aplicación						
	Descargas Municipales	Descargas industriales					
	Tamaño de la población	Carga contaminante o concentración					
		DBO ₅		DOO		SST	
(habitantes)	kg/d	mg/l	kg/d	mg/l	kg/d	mg/l	
enero 2000	_ 50,000	_ 3,000	_ 600	_ 6,000	_ 1,200	3,000	_ 600
enero 2005	20,000 a 49,999	_ 1,200	_ 250	_ 2,400	_ 500	1,200	_ 250
enero 2010	2,500 a 19,999	_ 150	_ 175	_ 300	_ 350	150	_ 175

Los límites permisibles para contaminantes básicos y tóxicos, están en función de los cuerpos receptores, tanto de la naturaleza del cuerpo, como del uso del agua. En la siguiente tabla se resumen estos niveles

	Ríos		Lagos, embalses naturales y artificiales		Aguas costeras			Suelo		Humedales
	Abasto público	Riego agrícola	Abasto público	Riego agrícola	Recreación	Explotación pesquera, navegación y otros usos	Estuarios	Acuífero de alta vulnerabilidad	Acuífero de baja vulnerabilidad	
N i v e l	B	A	C	B	B	A	B	C	A	C

El límite para los microorganismos patógenos tendrá un solo nivel, comprende coliformes fecales y huevos de helmintos.

NOM-02 Para el control y tratamiento de las descargas a los sistemas de alcantarillado urbano municipal. Su objetivo es el

CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Contenido	Notas
<p>control de los contaminantes convencionales y no convencionales, para proteger la infraestructura del alcantarillado, los sistemas de tratamiento y abatir los costos de la depuración de las aguas residuales municipales.</p> <p>Los plazos para cumplir con el control y tratamiento de las descargas a los sistemas de alcantarillado se prevee que sea un año antes que los plazos fijados para la NOM-01.</p> <p>NOM-03. Para el uso de las aguas residuales tratadas. El objetivo de esta Norma es proteger la salud de los usuarios de las aguas tratadas y al medio ambiente por los efectos negativos ocasionados por los subproductos del tratamiento.</p> <p>Estas normas toman en cuenta la eficiencia de remoción de contaminantes por los procesos de tratamiento y la disponibilidad de recursos humanos y tecnológicos; los costos de tratamiento en la finanzas de los organismos operadores, industrias y usuarios finales del agua. Su aplicación será gradual para alcanzar metas de remoción de contaminantes en ciertos plazos. Las metas se aplicarán en función del cuerpo receptor (de acuerdo con el uso del agua), del tamaño de las poblaciones y para las industrias de acuerdo a la carga contaminante.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Todas las aguas naturales contienen varios contaminantes que provienen de la erosión, la lixiviación y los procesos de la intemperie. A esta contaminación natural, se agrega aquella causada por aguas residuales de origen doméstico o industrial, que se pueden disponer de varias maneras, por ejemplo, en el mar, en la tierra, en estratos subterráneos o, más comúnmente en aguas superficiales.

Cualquier cuerpo de agua es capaz de asimilar cierta cantidad de contaminación sin efectos serios, debido a los factores de dilución y autopurificación que están presentes. Si hay contaminación adicional, se altera la naturaleza del agua receptora y deja de ser adecuada para sus diferentes usos. Así, es de gran importancia comprender los efectos de la contaminación y conocer las medidas de control disponibles para el manejo eficiente de los recursos hidráulicos.

2.1 TIPOS DE CONTAMINANTES

Los contaminantes se comportan de diferentes maneras cuando se agregan al agua clasificándose como conservativos y no conservativos. Estos últimos incluyen a la mayoría de las sustancias orgánicas, algunas sustancias inorgánicas y muchos microorganismos que se degradan por los procesos naturales de autopurificación, de modo que sus concentraciones se reducen con el tiempo. El tiempo de descomposición de estos materiales

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y LA SALUD

Contenido	Notas
<p>depende de cada contaminante en particular, de la calidad del agua receptora, de la temperatura y de otros factores ambientales. Los procesos naturales no afectan a muchas sustancias inorgánicas, por lo que las concentraciones de los contaminantes conservativos sólo se pueden reducir por dilución. Por lo regular, los procesos naturales o de tratamiento de aguas no afectan a los contaminantes conservativos, y su presencia en una fuente de agua limita su uso.</p> <p>Los contaminantes que afectan la calidad del agua también se conocen como contaminantes potenciales y se dividen de la siguiente forma:</p> <p>A. <i>Compuestos infecciosos y tóxicos.</i></p> <p>Esta categoría incluye una amplia variedad de sustancias que han demostrado tener un impacto negativo en el ser humano al estar presentes en el agua para beber, utilizando a ésta como vehículo de transporte. Las bacterias son las representativas de los compuestos infecciosos relacionándolas con grandes epidemias, también se encuentran los virus, gusanos y otros organismos patógenos.</p> <p>B. <i>Materiales que afectan el balance de oxígeno en el agua.</i></p> <p>Algunos compuestos orgánicos son utilizados por los microorganismos presentes en la corriente como fuentes de energía y crecimiento. El proceso metabólico en estas transformaciones causa el rompimiento de los compuestos</p>	

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y LA SALUD

Contenido	Notas
<p>orgánicos generando estructuras más sencillas y residuos. De esta forma, las reacciones bioquímicas llevadas a cabo emplean el oxígeno disuelto en el agua, limitando la disponibilidad de éste en la corriente.</p> <p>La DBO depende del tipo y cantidad de compuestos orgánicos presentes, número y tipo de organismos en el agua, temperatura, pH, presencia de nutrientes y elementos traza necesarios para el crecimiento así como algunos parámetros ambientales. La presencia en exceso de organismos y/o materiales pueden causar el agotamiento del oxígeno disuelto y la muerte de todos los organismos vivos (peces). Además, la ausencia de oxígeno disuelto afecta el crecimiento de los microorganismos produciendo subproductos causantes de olores desagradables.</p> <p>El agotamiento del OD en las corrientes ha recibido especial atención en los estándares de calidad. Por ésta razón la prueba de la DBO es una medida para evaluar las características orgánicas de las descargas de aguas residuales; este método es práctico y directo para medir el consumo de oxígeno durante la estabilización bioquímica de la materia orgánica. Otro tipo de sustancias que entorpecen la transferencia de oxígeno a través de la interfase aire-agua son las grasas y aceites, ya que forman películas protectoras en la interfase, reduciendo la transferencia de oxígeno y amplificando los efectos de sustancias que consumen este elemento.</p>	

Contenido	Notas
<p data-bbox="178 289 816 327"><i>C. Compuestos orgánicos persistentes.</i></p> <p data-bbox="163 355 1161 651">Estos compuestos no se descomponen a través de la acción biológica, por lo que pueden permanecer indefinidamente. Ya que la naturaleza no puede eliminarlos por si misma, éstos se acumulan alcanzando concentraciones peligrosas para el medio acuático y teniendo un gran impacto en la salud.</p> <p data-bbox="163 742 1161 910">Un ejemplo de estas sustancias son los pesticidas resistentes al ataque bioquímico que pueden generar problemas crónicos o agudos en la salud.</p> <p data-bbox="163 1002 424 1040"><i>D. Nutrientes.</i></p> <p data-bbox="163 1068 1161 1364">Los microorganismos requieren condiciones favorables para su crecimiento y reproducción. Estos elementos incluyen carbón, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre y algunos otros, presentes en cantidades trazas. Cuando alguno de ellos no existe, el crecimiento y reproducción se afectan.</p> <p data-bbox="163 1455 1161 1821">El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes más importantes en el contexto de la eutroficación y ya que algunas algas pueden fijar el nitrógeno atmosférico, se acepta generalmente que el fósforo es el nutriente limitante en el agua. Los fosfatos existen en los efluentes de agua residual debido en parte a las excretas humana y en parte al uso de detergentes sintéticos.</p>	

Contenido	Notas
<p><i>E. Materia suspendida.</i></p> <p>La materia suspendida tiene un tamaño de partícula mayor que las moléculas disueltas y los iones, dividiéndose en partículas suspendidas y coloidales. La materia suspendida presenta efectos desagradables en la calidad del agua. Por ejemplo, el incremento de la turbiedad restringe los usos que se pueden obtener del agua tratada. Además, las partículas interfieren con la penetración de la luz, causando un impacto considerable a los organismos acuáticos que dependen de ella para crecer y reproducirse. Teniendo de esta forma, una gran influencia en el balance ecológico de los cuerpos de agua.</p> <p>Los sólidos suspendidos sedimentan con facilidad y se acumulan en el fondo de los ríos o en depósitos creados con ese fin. Si el contenido de materia orgánica es alto, la descomposición de los lodos puede generar olor, pero el efecto de mayor interés es la reducción de la capacidad de los cuerpos de agua debido a estas acumulaciones ya que promueven la muerte de los peces al obstruir sus agallas y destruyen la vida en el fondo del cuerpo de agua.</p> <p>La materia suspendida esta presente en las corrientes y lagos debido a que es arrastrada en el agua superficial de campos de cultivo y áreas urbanas, o por la descarga de residuos industriales o municipales.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

F. Temperatura.

La temperatura es el principal ejemplo de la complejidad del agua ya que su efecto puede ser dañino o benéfico dependiendo de las circunstancias. El mayor impacto del incremento de la temperatura en las corrientes es que abate el valor de la fuente para usos posteriores.

El valor de la DBO_5 se incrementa sustancialmente con el aumento en la temperatura, por que la rapidez de la reacción bioquímica en la corriente se acelera con el incremento de la temperatura. La FIG 2.1 esquematiza el comportamiento de la DBO.

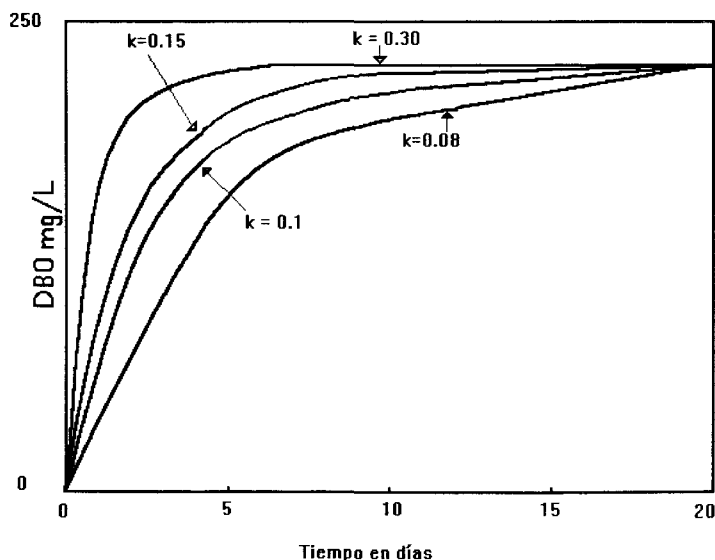


Fig. 2.1 Comportamiento de la DBO con distintas constantes (k depende la temperatura).

Al aumentar la actividad microbiana, se reduce el OD disponible del sistema. Además, la solubilidad del oxígeno

Contenido	Notas
<p>disminuye con la temperatura, por lo tanto la "reaeración" del agua es más ineficiente.</p> <p>Por otro lado, al aumentar la temperatura de la corriente, se acelera la muerte de algunas especies.</p> <p>2.2 VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES</p> <p>Como se mencionó, los efluentes líquidos pueden disponerse mediante su vertido a aguas superficiales, tanto directamente como a terrenos que drenen a las mismas; por descarga en aguas subterráneas, de forma directa mediante inyección en pozos profundos o indirecta por percolación; o por evaporación a la atmósfera. Cualquiera que sea la forma de eliminación final utilizada, los efluentes deben tratarse previamente hasta por lo menos, un nivel equivalente al del tratamiento secundario de manera que se cumpla con la legislación vigente.</p> <p>En los cursos de agua en estado natural, existe un equilibrio entre la vida vegetal y animal, habiendo una gran interacción entre las diversas formas de vida (FIG 2.2). Las aguas de buena calidad se caracterizan por una gran multiplicidad de especies sin predominio de unas o de otras. La materia orgánica vertida a un cauce es descompuestas por bacterias y nitrógeno amoniacal, nitratos, sulfatos, bióxido de carbono, etc., los cuales son utilizados por las plantas y algas para producir carbohidratos y</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

oxígeno. Las especies vegetales sirven de alimentos a animales microscópicos (protozoarios, rotíferos, etcétera), los cuales a su vez, sirven de alimentos a los crustáceos, insectos, gusanos y peces. Algunos animales se alimentan de los residuos producidos por otros ayudando de esta manera, a la degradación bacteriana.

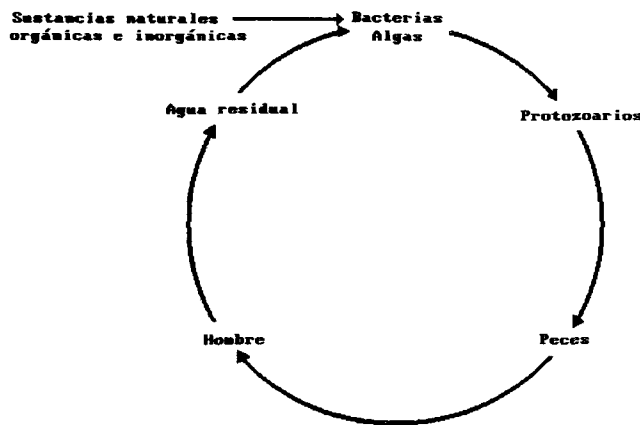


Fig. 2.2 Ciclo de autopurificación

La introducción de cantidades excesivas de residuos en una corriente de agua, puede alterar el ciclo al promover un rápido crecimiento bacteriano, que puede producir una disminución de OD en el agua. Las aguas contaminadas se caracterizan por tener una gran cantidad de un número reducido de especies. Al estabilizarse el exceso de materia orgánica, se restablece el ciclo normal según un proceso conocido como autodepuración.

A menudo, las normas de calidad del agua se establecen de manera que se puede mantener una concentración mínima de OD

Contenido	Notas
<p>tal, que sea capaz de proteger el ciclo natural en los cursos de agua, aprovechando se capacidad de asimilación natural.</p> <p>Son varios los factores que intervienen en el proceso de autodepuración de los cursos de aguas, como dilución, corrientes, sedimentación, formación de depósitos de lodo y escurrimientos, luz solar y temperatura.</p> <p>2.3 EFECTOS SOBRE LA SALUD</p> <p>Dado el papel que juega el agua en el desarrollo de la vida, cuando está contaminada, se convierte en un medio con gran potencial para transmitir una amplia variedad de males y enfermedades.</p> <p>En el mundo desarrollado las enfermedades hídricas son raras, lo que se debe esencialmente a la presencia de sistemas eficientes de abastecimiento de agua y eliminación del agua residual. Sin embargo, en el mundo en vías de desarrollo, cerca de 2,000 millones de personas no cuentan con abastecimiento de agua seguro y <u>saneamiento adecuado</u>. Como resultado, las enfermedades hídricas en estas áreas alcanzan cifras alarmantes.</p> <p>La TABLA 2.1 muestra algunas de las enfermedades infecciosas, en cuya incidencia puede influir el agua. La causa de estas enfermedades puede tener su origen en bacterias, protozoarios o gusanos. Su control y detención tiene como</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

fundamento la naturaleza del agente causante, aunque es más útil tomar en consideración los aspectos relacionados con el agua en la diseminación de la infección.

Tabla 2.1 Principales enfermedades relacionadas con el agua

ENFERMEDAD	TIPO DE RELACIÓN CON EL AGUA
Cólera Hepatitis infecciosa Leptospirosis Paratifoidea Tularemia Tifoidea	Transmitidas por el agua
Disentería amibiana Disentería bacilar Gastroenteritis	Por el agua o por el agua para aseo personal
Ascariasis Conjuntivitis Enfermedades diarreicas Lepra Sarna Sepsis y úlcera de la piel Tiña Tracoma	En el agua para aseo
Gusano de Guinea Esquistosomiasis	Desarrollados en el agua
Paludismo Oncocercosis Enfermedad del sueño Fiebre amarilla	Insectos vectores relacionados

2.4 CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN

Debido a la necesidad de conciliar las diferentes demandas de sus recursos hidráulicos, la mayoría de los países tienen departamentos para controlar la contaminación y conservar, y tal vez mejorar, la calidad del agua. En este contexto es útil citar la definición de la CEE: "La contaminación del agua es la

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y LA SALUD

Contenido	Notas
<p>descarga por el hombre de sustancias en el ambiente acuático, que tienen riesgos para la salud humana, daña los recursos vivos y los ecosistemas acuáticos, impide su uso para fines recreativos o interfiere a otros usos legítimos del agua". Se concluye que para que una descarga se denomine contaminante, debe haber evidencia de deterioro o daños.</p> <p>Cuando se establecen métodos para el control de la contaminación del agua, los patrones se pueden basar ya sea en la calidad requerida en el agua receptora (enfoque de objetivos de calidad del río) o bien pueden aplicarse directamente al efluente sin referencia al agua receptora (enfoque de patrones de emisión).</p> <p>El método de objetivos de calidad resulta lógico pero puede ser causa de problemas cuando se agrega una nueva descarga al sistema ya que todos los niveles de descarga existentes deben revisarse río abajo o la nueva descarga puede enfrentar un estándar muy alto, imposible de lograr. Podría ser desigual el grado de tratamiento requerido para aguas residuales similares que se descargan en diferentes tramos de un mismo río. Un efluente aguas abajo podría requerir más tratamiento debido a que el agua de dilución sería de una calidad inferior como resultado de la descarga aguas arriba. Desde el punto de vista administrativo, el concepto de patrones de emisión es conveniente en el sentido que el estándar se aplica a todas las descargas similares, pero tiene la desventaja que no se toman en cuenta las características de autopurificación del agua receptora ni de su uso aguas abajo. El compromiso de adoptar patrones de emisión</p>	

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y LA SALUD

Contenido	Notas
<p>basados en el uso del agua receptora tiene el mérito de ser más fácil de implantar que los patrones para agua receptora, pero no asegura por sí mismo la conservación de la calidad del agua en condiciones cambiantes de descarga del efluente.</p> <p>Según estudios realizados por la Royal Commission on Sewage Disposal, se sugirió que una DBO de 4 mg/l en un curso de agua era un límite que, si era excedido, indicaría un grado significativo de contaminación.</p> <p>Es importante considerar que, además de las descargas de efluentes de agua residual, hay contaminación considerable de fuentes no puntuales que son difíciles o imposibles de controlar.</p> <p>Estas fuentes sin origen fijo que contaminan el ambiente son esencialmente descarga de escurrimiento directo superficial de las áreas urbanas, donde los contaminantes incluyen aceite y compuestos de caucho de la superficie de carreteras, y de áreas rurales, donde es probable que los principales contaminantes sean nutrientes inorgánicos. Los derrames sin control de agua de lluvia en los alcantarillados combinados, se incluyen en la categoría de contaminación no puntual. Cuando se practica un control eficiente de las fuentes puntuales, las fuentes no puntuales pueden tener una contribución significativa en la contaminación; es vital que cuando se preparen políticas de control de la contaminación se tenga muy en cuenta esta contribución, ya que de otra manera</p>	

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y LA SALUD

Contenido	Notas
<p>se pueden sobreestimar los resultados de la política para el control del medio ambiente.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

3 MICROBIOLOGIA

Las aguas naturales contienen una amplia variedad de microorganismos los cuales forman un sistema ecológico balanceado. Las características biológicas de éste se relacionan principalmente con la población residente de microorganismos y su impacto directo en la calidad del agua. El mayor impacto es la transmisión de enfermedades por organismos patógenos presentes en el agua, además del desarrollo de sabor y olor en las aguas superficiales y subterráneas, de la corrosión y bio-impurezas que afectan la transferencia de calor en la superficie en los sistemas de enfriamiento y, en la facilidad para el abastecimiento de agua y manejo del agua residual. Por esta razón, es necesario conocer los principios básicos de la microbiología y así comprender cómo participan los microorganismos en el control de la calidad del agua.

3.1 FUNDAMENTOS

3.1.1 Tipos de metabolismo

Generalmente, todos los microorganismos requieren un ambiente húmedo para su crecimiento, pero aparte de esta característica común, hay muchos tipos con diferente metabolismo. Para garantizar el crecimiento adecuado de un organismo, éste debe tener una fuente de carbono y de energía (nutrientes). De esta forma, elementos como nitrógeno, fósforo y elementos traza como sulfuro, potasio, calcio y magnesio deben

Contenido	Notas
<p>estar disponibles en el agua. Las dos fuentes de carbón para la síntesis de tejido celular son el dióxido de carbono y el carbón presente en la materia orgánica. Si un organismo toma el carbón a partir del dióxido de carbono, es llamado autótrofo, si usa carbón orgánico, heterótrofo.</p> <p>Los organismos autótrofos son capaces de sintetizar sus requerimientos orgánicos a partir de la materia inorgánica y pueden crecer independientemente de las sustancias orgánicas externas. Emplean dos métodos para alcanzar este fin:</p> <p>1. Fotosíntesis: muchas plantas utilizan el carbón inorgánico y la radiación ultravioleta para producir materia orgánica y oxígeno</p> $\text{Luz } 6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$ <p>2. Quimiosíntesis: se utiliza la energía química de los compuestos inorgánicos para suministrar la energía para la síntesis de sustancias orgánicas</p> $2\text{NH}_3 + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{HNO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{energía}$ <p>Por su parte, los organismos heterótrofos requieren una fuente externa de materia orgánica; los tres tipos principales son:</p> <p>1. Los saprófobos, que obtienen la materia orgánica soluble directamente del ambiente circundante o por la digestión</p>	

Contenido	Notas
<p>extracelular de compuestos insolubles. Sus requerimientos de alimento pueden fluctuar desde un simple compuesto orgánico de carbono hasta varios compuestos complejos de carbono y nitrógeno, junto con factores adicionales de crecimiento.</p> <ol style="list-style-type: none"> 2. Los fagótrofos, algunas veces llamados formas holozoicas, utilizan partículas orgánicas sólidas. 3. Los parátrofos obtienen la materia orgánica a partir de los tejidos de otros organismos vivos, por lo que se denominan parásitos. <p>La TABLA 3.1 muestra la clasificación de los microorganismos con base en sus requerimientos de carbón y energía.</p> <p>Además del al carbón y la energía, el oxígeno tiene un papel muy importante en el crecimiento de las células; además de ser el principal componente del tejido celular. Algunos organismos requieren la presencia de oxígeno molecular (O₂) para su metabolismo. Tales organismos se denominan aerobios obligados. Los organismos para los cuales la presencia de oxígeno molecular es tóxica se conocen como anaerobios obligados. Estos organismos toman el oxígeno requerido para la de las células, de los compuestos químicos. Así mismo, existe una clase de organismos que pueden crecer en presencia o ausencia de oxígeno, y se llaman anaerobios facultativos.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 3.1 Clasificación general de los microorganismos con base en sus fuentes de carbón y energía

CLASIFICACION	FUENTE DE ENERGIA	FUENTE DE CARBON	ORGANISMOS REPRESENTATIVOS
Fotoautótrofos	Luz	CO ₂	Algas, bacterias fotosintéticas
Fotoheterótrofos	Luz	Materia orgánica	Bacterias fotosintéticas
Quimioautótrofos	Materia inorgánica	CO ₂	Bacterias
Quimioheterótrofos	Materia orgánica	Materia orgánica	Bacterias, hongos, protozoarios, animales

FUENTE: Tchobanoglous y Schroeder, 1987.

En términos de requerimientos de temperatura, hay tres tipos principales de organismos: los **psicrófilos**, que viven a una temperatura cercana a 0°C; los **mesófilos**, con mucho los más comunes, que viven a temperaturas comprendidas entre 15 y 40°C y, los **termófilos**, que viven a temperaturas de 50 a 70°C. En la práctica estos límites de temperatura se rebasan y se encuentran organismos que crecen activamente a cualquier temperatura entre 0 y 70°C.

3.1.2 Tipos de microorganismos

Por definición, los microorganismos son aquellos organismos muy pequeños que no pueden ser vistos a simple vista, quedando comprendidos en esta categoría un gran número de organismos acuáticos. Los principales grupos de

Contenido	Notas
-----------	-------

microorganismos presentes en el agua se clasifican como protistas, plantas y animales, ver TABLA 3.2).

Los procariotes son estructuras celulares simples y pequeñas ($\varnothing < 5 \mu\text{m}$) con núcleo primitivo de un sólo cromosoma circular, sin membrana nuclear. Su reproducción normalmente es por fisión binaria. Se incluyen en este grupo las bacterias, los actinomicetos y las algas verde-azules.

Las eucariotas son células más grandes ($\varnothing > 20 \mu\text{m}$) con una estructura más compleja y un núcleo verdadero que contiene varios cromosomas con membrana nuclear. Su reproducción puede ser asexual o sexual y tienen ciclos de vida muy complejos. En esta clase de microorganismos se incluyen los hongos, la mayoría de las algas y los protozoarios.

Tabla 3.2 Clasificación de los microorganismos de interés en el agua residual.

REINO	MIEMBROS REPRESENTATIVOS	CLASIFICACIÓN DE LAS CÉLULAS
Animal	Crustáceos Lombrices	Células eucariontes poseen un núcleo bien definido
Plantas	Plantas acuáticas Plantas de semilla Helechos Musgós	
Protista superior	Rotíferos Protozoarios Algas Hongos (mohos y levaduras)	
Protista inferior	Algas verdeazules Bacterias	

Contenido	Notas
-----------	-------

Hay un grupo adicional de microorganismos: los virus, que no pueden ser clasificados en ninguna de las dos clases anteriores y, por tanto, se consideran por separado.

- **Bacterias.** Las bacterias, son organismos protistas unicelulares que pueden vivir como autótrofos o como heterótrofos y aprovechar el alimento soluble. Su reproducción es por fisión binaria y el tiempo de generación en algunas especies puede tomar sólo 20 min. en condiciones favorables.

Algunas bacterias forman esporas resistentes que pueden permanecer latentes por periodos prolongados en condiciones ambientales adversas pero que pueden reactivarse al retornar las condiciones favorables. La mayoría de las bacterias se desarrollan en condiciones de pH neutras, aunque algunas especies pueden existir en un ambiente altamente ácido. Las bacterias desempeñan una función vital en los procesos naturales de estabilización y se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas residuales orgánicas. Se conocen alrededor de 1,500 especies que se clasifican en relación con criterios tales como: tamaño, forma y agrupamiento de células; características de la colonia; reacción a la tinción; requerimientos de crecimiento; movilidad y reacciones químicas específicas. Se encuentran formas aerobias, anaerobias y facultativas (FIG 3.1).

Contenido	Notas
-----------	-------

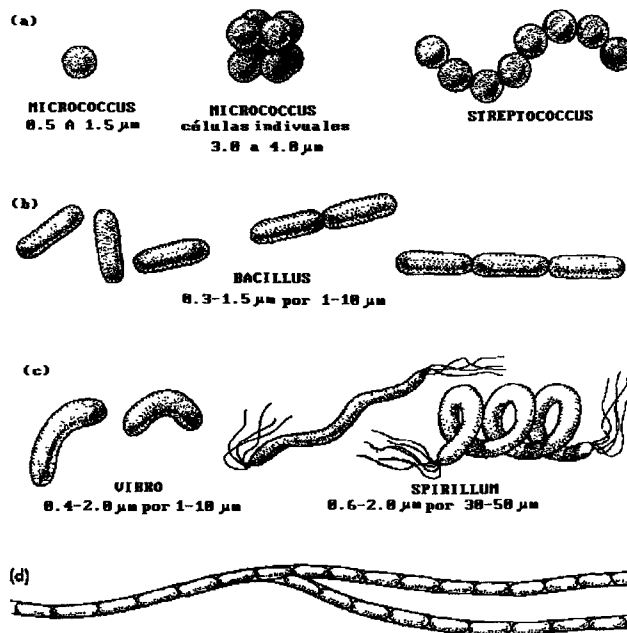


Fig. 3.1 Tipos de bacterias

Hongos. Los hongos son protistas eucariontes aerobios, multicelulares, no fotosintéticos y heterótrofos. Algunos hongos son saprofitos, obtienen su alimentos de la materia orgánica muerta. Junto con las bacterias, los hongos son los principales responsables de la descomposición del carbón en la biosfera. Son capaces de degradar compuestos orgánicos altamente complejos. Ecológicamente, los hongos presentan dos ventajas sobre las bacterias: crecen en áreas reducidas y a bajos valores de pH. Aprovechan casi las mismas fuentes de alimento que las bacterias en las reacciones quimiosintéticas pero, como su contenido de proteína es inferior, sus requerimientos de nitrógeno son menores formando menos materia celular. A continuación se ilustran algunos de los más comunes.

Contenido	Notas
-----------	-------

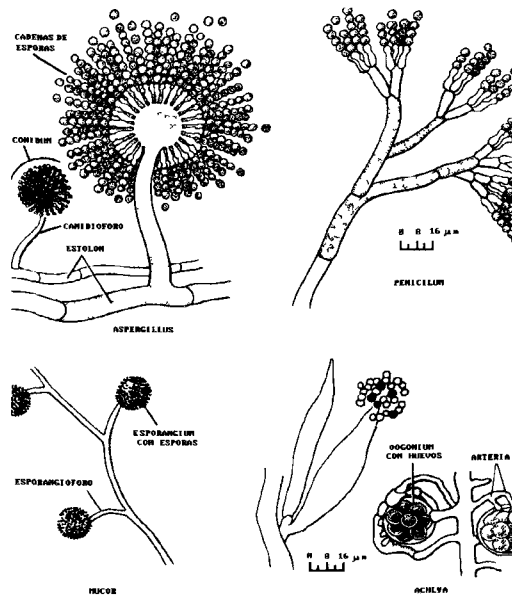


Fig. 3.2 Hongos presentes en el agua residual.

Los hongos tienen gran importancia en la descomposición de la materia orgánica en medios acuáticos y terrestres. Existen más de 100 000 especies de hongos y su estructura es una compleja masa ramificada de hifas que parecen hilos. Tienen cuatro o cinco fases de vida distintas con reproducción por esporas asexuales o semillas. Los hongos existen en las aguas contaminadas y en las plantas de tratamiento biológico, especialmente cuando hay altas relaciones de C:N. Pueden ser responsables de ciertos sabores y olores en los abastecimientos de agua.

- **Algas.** Las algas son microorganismos eucariontes, autotróficas, fotosintéticas, contienen clorofila y actúan como las principales productoras de materia orgánica en un ambiente acuático.

Contenido	Notas
-----------	-------

Los compuestos inorgánicos tales como el bióxido de carbono, el amoníaco, el nitrato y el fosfato proporcionan la fuente de alimento para sintetizar nuevas células de algas y para producir oxígeno. En ausencia de la luz solar, las algas viven en forma quimiosintética y consumen oxígeno, de modo que en el agua que tiene algas hay una variación diurna de los niveles de OD, teniendo lugar una sobresaturación de oxígeno durante el día y una disminución significativa en la noche. En el agua dulce crece un gran número de algas, que se clasifican en: verdes, verde-azules, cafés o amarillas, lo que depende de las proporciones de pigmentos particulares. Existen como células solas que pueden ser inmóviles o móviles, si tienen flagelos, o bien como formas filamentosas multicelulares.

Las algas son microorganismos muy importantes con respecto en la calidad del agua. En los cuerpos de agua, las algas y las bacterias crean una relación simbiótica. Esta puede afectar el balance de oxígeno disuelto generando condiciones anaerobias para sobrevivir en la noche. En ausencia de bacterias u otras fuentes de CO₂, algunas especies de algas obtienen el carbono del bicarbonato presente en el agua, como se muestra en la siguiente reacción:



Cuando la reacción definida en la ecuación 3.1 ocurre, el pH del agua se incrementa debido a la remoción del bicarbonato

Contenido	Notas
-----------	-------

del agua. Dependiendo de las condiciones locales, el carbonato de calcio (CaCO_3) puede ser precipitado a medida que incrementa el pH. Algunas especies de algas se asocian con problemas de olor y sabor. Como algunas especies pueden utilizar el nitrógeno atmosférico, el elemento crítico que controla su crecimiento generalmente es el fósforo. Las especies de algas representativas del agua residual se muestran en la FIG 3.3.

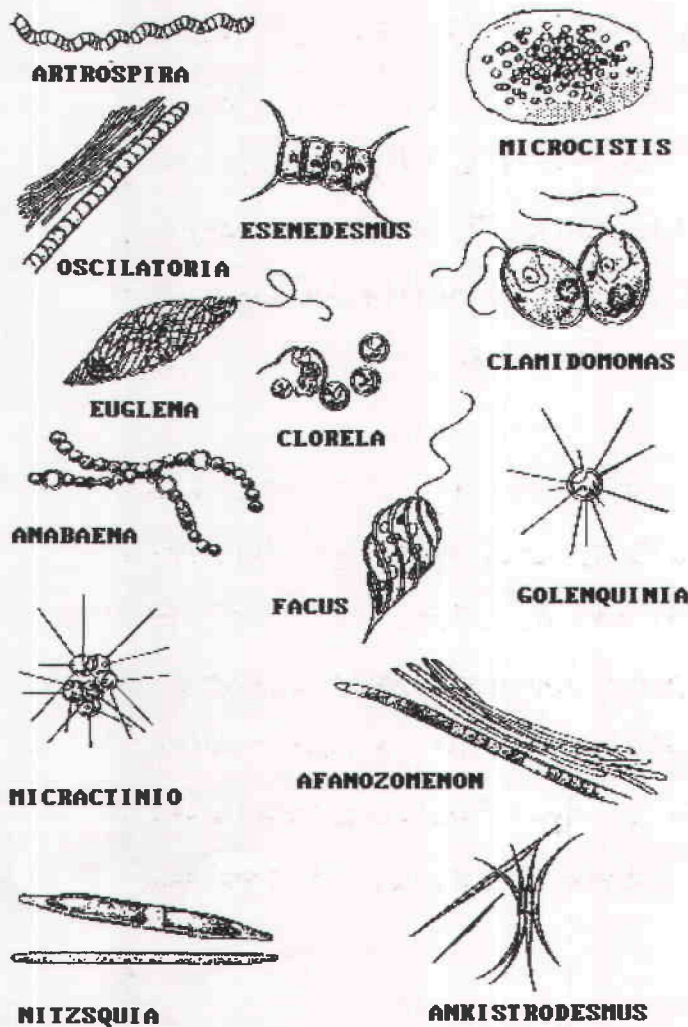


Fig. 3.3 Especies de algas presentes en el agua residual

Contenido	Notas
<p>- Protozoarios. Son microorganismos eucariontes unicelulares de 10 a 100 μm de longitud que se reproducen por fisión binaria. Algunos se encuentran libres en la naturaleza, mientras que otros son parásitos, viviendo dentro o fuera de un organismo. Los huéspedes varían de organismos primitivos como las algas a organismos complejos, incluyendo el ser humano. La mayoría son heterótrofos aerobios o facultativos. Su fuente principal de alimento son las bacterias que además de alimento les suministran otros factores necesarios para su crecimiento que ellos mismos no pueden sintetizar. Los protozoarios abundan en el suelo y el agua y juegan un papel importante en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales (FIG 3.4).</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

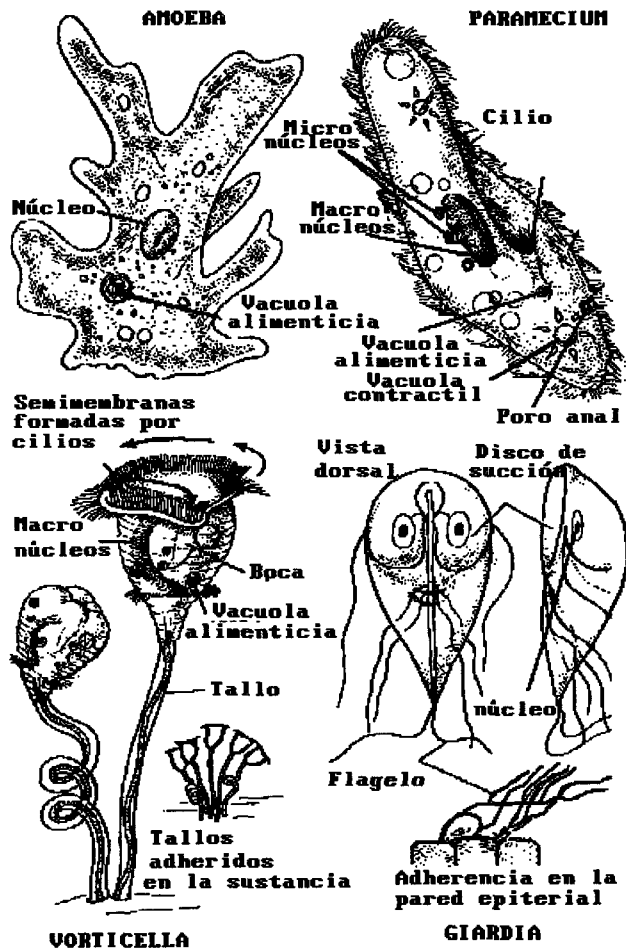


Fig. 3.4 Protozoarios comunes en el agua y agua residual.

- **Formas superiores de vida.** Además de microorganismos, hay en el agua organismos más complejos. Entre éstos se incluyen los rotíferos (FIG 3.5) y los crustáceos. Ambos grupos sólo se encuentran en aguas de buena calidad ya que son sensibles a muchos contaminantes y a niveles bajos de oxígeno disuelto (OD). Los gusanos y las larvas de insectos viven en los depósitos del fondo y en algunos procesos de tratamiento biológico; son capaces de metabolizar sustancias orgánicas complejas que otros organismos no degradan rápidamente.

Contenido	Notas
-----------	-------

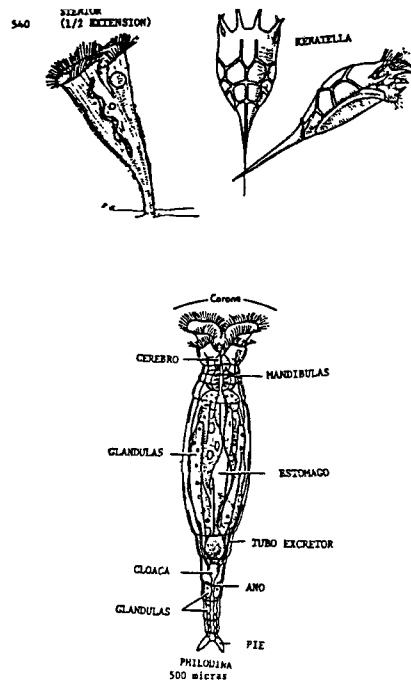


Fig. 3.5 Esquema de algunos rotíferos

- **Virus.** Los virus son la forma más simple de organismo. Son parásitos obligados ya que no tienen la habilidad para sintetizar nuevos compuestos. Su tamaño varía entre 0.01 a 0.3 μm y consisten de material genético -ácido desoxirribonucleico (ADN) o ribonucleico (ARN)- dentro de una cubierta proteica. Son altamente específicos tanto en el organismo huésped como a la enfermedad que producen. Las enfermedades virales humanas incluyen la viruela, la hepatitis infecciosa, la fiebre amarilla, la poliomielitis y diferentes enfermedades gastrointestinales.

Por su incapacidad para crecer fuera de un huésped adecuado, los virus se encuentran en la frontera entre la materia

Contenido	Notas
<p>viviente y las sustancias inanimadas. Para identificación y enumeración de los virus se requieren aparatos y técnicas especiales. Las aguas residuales contienen grandes cantidades de virus, que también están presentes en las aguas superficiales contaminadas. Por su tamaño, la remoción de virus por procesos convencionales de tratamiento de agua no es segura, aunque los procesos normales de desinfección generalmente los dejan inactivos.</p>	

Contenido	Notas
<p>4 INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES</p> <p>A lo largo de los años, se han desarrollado una gran variedad de métodos para el tratamiento del agua residual. En muchos casos, se combinan varios procesos dependiendo de la calidad del agua residual que se va a tratar y de las características que deba tener al final del tratamiento.</p> <p>4.1 CLASIFICACIÓN DE MÉTODOS DE TRATAMIENTO</p> <p>El principal objetivo del tratamiento del agua residual es producir un efluente que pueda ser descargado sin causar daños al medio ambiente. Los contaminantes del agua residual pueden ser eliminados por medios físicos, químicos o biológicos. Cada uno de ellos se estudiará en forma independiente en este curso.</p> <p>Métodos físicos</p> <p>Tratamiento en el cual se llevan a cabo cambios a través de la aplicación de fuerzas físicas. Las unidades típicas incluyen cribado, mezclado, adsorción, desorción, transferencia de gas, flotación, sedimentación y filtración. Los procesos físicos se analizarán con mayor detalle en el Módulo 2.</p> <p>Procesos químicos</p> <p>Operaciones en las cuales la remoción o tratamiento de los contaminantes se realiza mediante la adición de reactivos que llevan a cabo diferentes reacciones químicas. La precipitación</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>química, el ajuste del pH, la coagulación y la desinfección son los principales. Para mayor detalle ver Módulo 3.</p> <p>Procesos biológicos</p> <p>En éstos, la remoción de los contaminantes se realiza a través de la oxidación biológica de la materia orgánica. El principal uso de los tratamientos biológicos es la remoción de los compuestos orgánicos biodegradables nutrientes. El ejemplo más conocido es el de lodos activados, pero existen varios más. En el módulo 4 se analizan estos procesos.</p> <p>Por otra parte, la disposición del material eliminado del agua residual (los lodos ya sean primarios, secundarios o químicos), ha representado problemas en la implementación de algunos sistemas. Los métodos para el manejo y disposición de los lodos se analizan en el Módulo 5.</p> <p>Los principales contaminantes presentes en un agua residual de origen municipal y los procesos más comúnmente empleados para su remoción se resumen en la TABLA 4.1.</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 4.1 Operaciones, procesos y sistemas de tratamiento para remover los principales contaminantes del agua residual municipal

CONTAMINANTES	UNIDAD, PROCESO O SIST. DE TRATAM.	CLASIFICACIÓN
Sólidos Suspendidos	Cribado y desmenuzado	F
	Sedimentación	F
	Flotación	F
	Filtración	F
	Coagulación/sedimentación	Q/F
Orgánicos Biodegradables	Lodos activados	B
	Filtro percolador	B
	Discos rotatorios biológicos	B
	Lagunas aeradas	B
	Lagunas de oxidación	F/B
	Filtración en arena Físico/químico	B/Q/F
	Físico/químico	F/Q
Patógenos	Cloración	Q
	Ozonación	Q
Nutrientes: Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación con biomasa suspendida	B
	Nitrificación y desnitrificación con biomasa fija	B
	Arrastre con amoníaco	Q/F
	Intercambio iónico	Q
	Cloración en el punto de quiebre	Q
Fósforo	Coagulación/sedimentación con sales metálicas	Q/F
	Coagulación/sedimentación con cal	Q/F
	Remoción bioquímica	B/Q
Orgánicos Refractarios	Adsorción con carbón activado	F
	Ozonación	Q
Metales Pesados	Precipitación química	Q
	Intercambio iónico	Q
Sólidos Inorgánicos Disueltos	Intercambio iónico	Q
	Osmosis inversa	F
	Electrodialisis	Q

Q= químicos, F= físicos y B= biológicos.

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>4.2 DIAGRAMAS DE FLUJO</p> <p>Con base en los contaminantes ha ser eliminados, el número de procesos que pueden combinarse es ilimitado. El término <i>diagrama de flujo</i> se usa para describir una combinación particular de procesos o sistemas empleados para alcanzar un objetivo específico de tratamiento.</p> <p>Independientemente del análisis de factibilidad técnica de cada tratamiento, la configuración exacta del diagrama de flujo depende de: (1) las necesidades del usuario, (2) la experiencia del diseñador, (3) regulaciones dadas por los organismos responsables, (4) disponibilidad del equipo, (5) facilidad en su operación, (6) disponibilidad de personal calificado, (7) costos iniciales de construcción, y (8) costos de operación y mantenimiento.</p> <p>El tratamiento requerido para un agua residual depende de los requerimientos para la descarga del efluente. Por ejemplo, cuando se descarga a un océano, los sólidos de gran tamaño se eliminan por cribado y los sólidos sedimentables por sedimentación, siendo sólo algunas de las etapas que integran el tratamiento. Las descargas en lagos, ríos y estuarios requieren de un tratamiento tal que remueva contaminantes específicos.</p> <p>En la literatura, los esquemas de tratamiento se conocen como primarios, secundarios o terciarios (avanzados). En un tratamiento primario, una porción de los sólidos suspendidos y la</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>materia orgánica es eliminada del agua residual. Esta remoción es generalmente realizada mediante procesos físicos. El efluente del tratamiento primario contiene, comúnmente, grandes cantidades de materia orgánica por tanto una DBO alta. El tratamiento del efluente primario elimina la materia orgánica residual y suspendida; a esta etapa se le conoce como tratamiento secundario. En general, los procesos biológicos que emplean microorganismos para degradar la materia orgánica son usados en el tratamiento secundario.</p>	
<p>El efluente del tratamiento secundario contiene pequeñas cantidades de DBO y sólidos suspendidos y algunos mg/L de oxígeno. Cuando se requiere el reuso o el control de la eutroficación del cuerpo receptor, se usan los tratamientos terciarios.</p>	
<p>La selección de una etapa del tratamiento depende de numerosos factores, incluyendo el permiso de descarga y la disposición final. Actualmente, la diferencia entre un tratamiento primario, secundario o terciario es arbitraria. Con el fin de establecer criterios la Environmental Protection Agency (EPA) ha establecido estándares para el tratamiento secundario (TABLA 4.2).</p>	
<p>En las FIG 4.1 y 4.2, se presentan algunos ejemplos de diagramas de flujo para el tratamiento del agua residual. Los correspondientes a la FIG 4.1 se emplean comúnmente para</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
-----------	-------

pequeñas comunidades, mientras que los de la **FIG 4.2** son para grandes comunidades.

En el tratamiento del agua residual, la implementación física de las unidades y procesos definidos en la **TABLA 4.1** se lleva a cabo mediante el diseño de tanques especiales u otras instalaciones que permitan controlar las variables operacionales y ambientales. Los principales factores que deben ser considerados en la selección y evaluación de los procesos se listan en la **TABLA 4.3**.

En resumen, la implementación se basa en la cinética del proceso, los parámetros de diseño experimentales y los resultados de estudios en plantas piloto.

Tabla 4.2 Definición del tratamiento secundario (EPA)

CARACTERÍSTICAS DE LA DESCARGA	UNIDADES DE MEDICION	CONCENTRACION PROMEDIO MENSUAL	CONCENTRACION PROMEDIO SEMANAL
DBO ₅	mg/L	30*	45
Sólidos Suspendidos	mg/L	30*	45
Concentración del ión hidrógeno	unidades de pH	6.0 - 9.0	

* O, cuando la concentración no sea mayor al 15% del valor del influente.

FUENTE: Tchobanoglous y Schoeder, 1987.

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>(a) Influyente → Tanque Imhoff → Tratamiento acuático</p> <p>(b) Influyente → Aireadores mecánicos / Lagunas aeradas → Tanques de infiltración rápida</p> <p>(c) Influyente → Aireador de capillo / Carrusel → Tanque de sedimentación → Lechos de secado de lodos → recirculación (lodos) → Aireador de capillo / Carrusel</p> <p>(d) Influyente → Lagunas de oxidación (1, 2, 3, 4, 5, 6) → Sistema de tratamiento acuático</p>	

Fig. 4.1 Diagrama de flujo típico para plantas de tratamiento localizadas en pequeñas comunidades

(a) tanque Imhoff seguido por un sistema de tratamiento acuático; (b) lagunas aeradas seguidas por filtros rápidos; (c) oxidación en carrusel con tanque sedimentador y lechos de secado de lodos; y (d) lagunas de oxidación con descarga directa o seguidas por un sistema de tratamiento acuático. La desinfección puede requerirse para los diagramas (a), (c) y (d).

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
-----------	-------

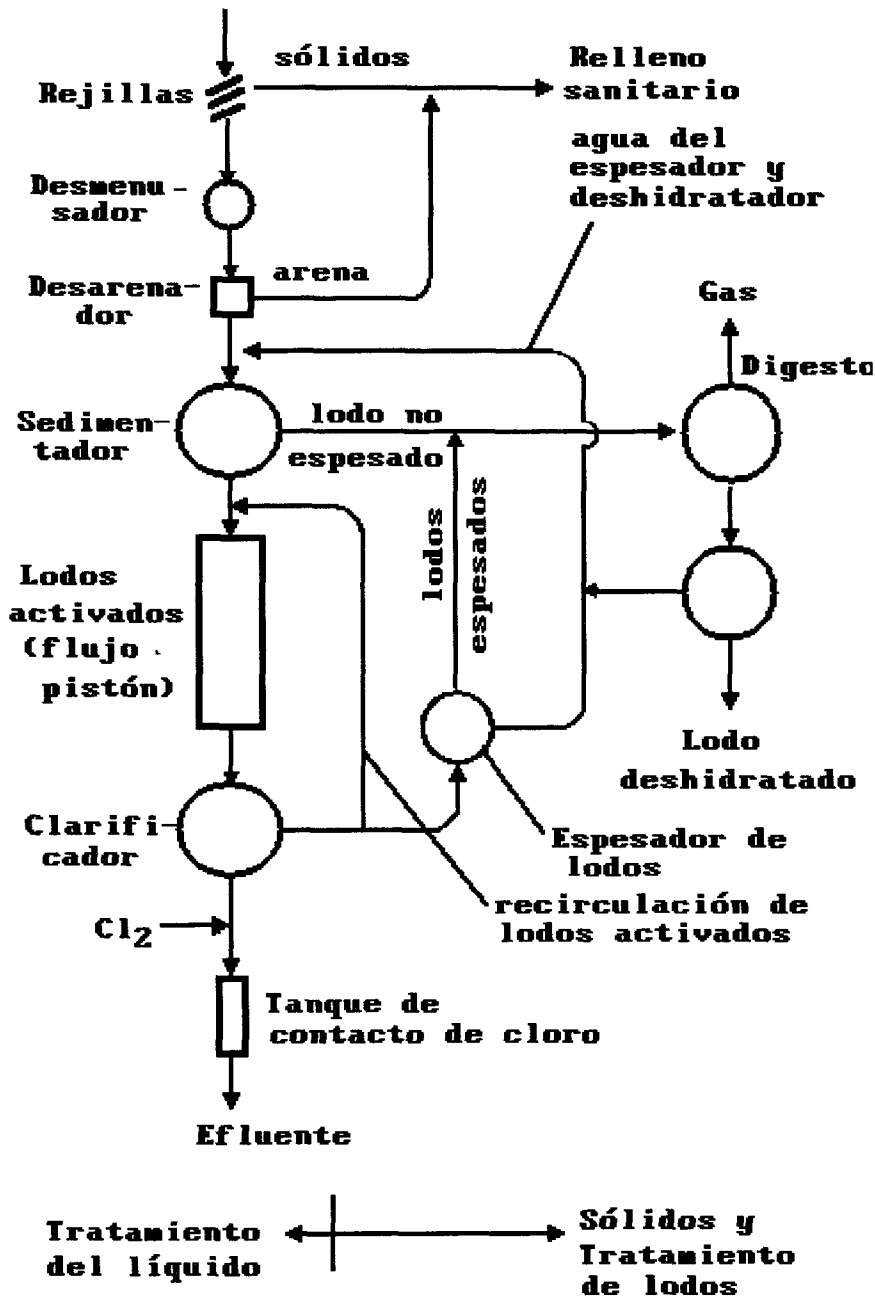


Fig. 4.2 Diagrama de flujo típico de una planta de tratamiento instalada en comunidades grandes. La planta utiliza el sistema de lodos activados como tratamiento biológico

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 4.3 Factores a considerar para la selección y evaluación de los procesos de tratamiento

FACTOR	COMENTARIOS
1. Aplicabilidad de los procesos	La aplicabilidad de los procesos es evaluada con base en la experiencia de plantas operando, datos de la literatura y datos de plantas piloto. Es necesario realizar pruebas en plantas piloto para determinar las condiciones de operación referentes al agua residual problema.
2. Intervalo aplicable al flujo	Los procesos se diseñan considerando un intervalo de flujo esperado.
3. Variación aplicable al flujo	Debido a que los procesos de tratamiento trabajan eficientemente con un flujo constante; sin embargo, se debe tener en cuenta las variaciones de flujo que pueden ser toleradas por el sistema. Si la variación del flujo es muy grande se deberá emplear un tanque regulador.
4. Características del agua residual	Las características del influente y efluente son la principal consideración para la selección de los procesos y los requerimientos para su operación.
5. Compuestos inhibidores y que no afectan al proceso	Se debe conocer que compuestos son inhibidores y bajo que consideraciones. Asimismo cuales son los constituyentes que no afectan al tratamiento.
6. Limitaciones climáticas	Un incremento en la temperatura afecta la rapidez de reacción de algunos procesos químicos y biológicos. Por el contrario, un decremento afecta la operación física de las unidades.
7. Cinética de reacción y selección del reactor	El tamaño del reactor se basa en la reacción cinética que gobierna el proceso. Los valores para las ecuaciones cinéticas son tomados de la práctica, la literatura y los resultados de las plantas pilotos.
8. Funcionamiento	La operación de la planta es medida en términos de la calidad del efluente, la cual se establece con los requerimientos de descarga establecidos en la legislación.
9. Tipo de subproductos	Los tipos y cantidades de los productos residuales sólidos, líquidos y gaseosos debe ser conocida o estimada. El empleo de las plantas piloto permite identificar apropiadamente los residuos generados por el sistema.

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
------------------	--------------

Tabla 4.3 Continuación

FACTOR	COMENTARIOS
10. Restricciones en el manejo de lodos	Algunas limitaciones que deben considerarse en el procesamiento de los lodos son el sitio de disposición final y el costo de operación y disposición. Además, se tiene que considerar el efecto de la recirculación en el sistema. La selección del sistema de tratamiento de lodos y el sistema para tratar aguas residuales debe hacerse en forma conjunta.
11. Restricciones ambientales	Si se emplean procesos biológicos debe considerarse la disponibilidad de nutrientes. Los factores ambientales como los vientos predominantes y la dirección del mismo, pueden restringir el uso de algunos procesos, especialmente en aquéllos que generan olores.
12. Requerimientos químicos	Se debe tener disponibilidad de los reactivos empleados por el sistema (proveedor y cantidad) para períodos largos de operación.
13. Requerimientos energéticos	Los requerimientos de energía, así como los costos de energía en el futuro, deben ser evaluados para el sistema durante el diseño.
14. Otros tipos de requerimientos	Se debe considerar durante el diseño el empleo de otros servicios dentro de la planta.
15. Disponibilidad	Se debe conocer si la operación del proceso es fácil y bajo que consideraciones opera, esto es, acepta variaciones de tipo hidráulica y si ocurren que tanto afectan al sistema.
16. Complejidad	Es necesario establecer el grado de complejidad de los procesos en su operación bajo condiciones normales y adversas. De esta forma se podrá establecer el nivel requerido para el personal de la planta.
17. Empleo de procesos en desuso	Debe establecerse en caso de emplear sistemas poco comunes, la compatibilidad con otros procesos.
18. Compatibilidad	Se debe establecer si los procesos usados pueden instalarse en plantas operando. Asimismo, se tiene que fijar una expansión a futuro de la planta y si se pueden modificar los procesos existentes.

Algunos de los aspectos de mayor relevancia de los principales factores de selección son:

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>Caracterización del agua residual</p> <p>Este factor es esencial para una buena elección y diseño de un proceso de tratamiento, puesto que indica los aspectos cualitativo y cuantitativo de los contaminantes presentes en el agua a tratar.</p> <p>La caracterización de un agua residual consiste en determinar, mediante los análisis de laboratorio, la concentración de los contaminantes presentes en muestras representativas. El número y tipo de compuestos por determinar es función del origen de la descarga y de su sitio de disposición final, que es tomado como base para fijar las condiciones particulares de descarga.</p> <p>Condiciones Particulares de Descarga (CPD)</p> <p>Se refieren a los límites máximos de concentración permisibles de los contaminantes más representativos¹ de la descarga. Para el establecimiento de los límites permisibles se considera, además de los compuestos potencialmente contaminantes contenidos en la descarga, el sitio de disposición final, ya que los usos a los que está sujeto un cuerpo receptor son muy variados.</p> <p>Es importante señalar que no se ha emitido la Norma Técnica Ecológica (NTE) que establezca los límites máximos permisibles para las descargas de aguas residuales de tipo doméstico, sólo se dispone de NOM para regular las descargas</p>	<p>¹ En las aguas residuales de tipo doméstico se consideran los siguientes parámetros: materia flotante, pH, temperatura, grasas y aceites, DQO, DBO, Sólidos en todas sus formas, SAAM, coliformes fecales y cloro residual</p>

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>que se destinen al riego agrícola, por lo que en cada caso se requiere solicitar por escrito las CPDs y el registro de la descarga.</p> <p>El conocimiento de las CPDs es indispensable para establecer el nivel de eficiencia que debe alcanzar el sistema de tratamiento de aguas residuales, de modo que pueda seleccionarse el más apto para cumplir con las condiciones señaladas.</p> <p>Generación de subproductos</p> <p>Básicamente en los sistemas de tratamiento para aguas residuales municipales (tipo biológico), los principales subproductos son biomasa (lodos) y gases.</p> <p>La composición de los gases que se desprende depende de la naturaleza del proceso. En los procesos anaerobios, los gases pueden tener un valor energético al estar constituidos por metano y dióxido de carbono, mientras que en los procesos aerobios sólo se produce CO₂.</p> <p>Del mismo modo, es función de la naturaleza del proceso la cantidad y calidad de los lodos que se generan. En términos generales, los sistemas anaerobios de segunda generación (reactor anaerobio de lecho de lodos o reactores empacados) producen sólo un 20% del volumen que genera un sistema convencional de lodos activados.</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>El costo del tratamiento y disposición de los lodos llega a ser del mismo orden que el requerido para el tratamiento de las aguas residuales, es por esta razón que éste es un factor de gran importancia en la selección del sistema de tratamiento.</p> <p>Disponibilidad del equipo y de las refacciones</p> <p>Al seleccionar el tipo de tratamiento hay que tomar en cuenta si los equipos que se van a utilizar en la planta están disponibles en la región, si es fácil encontrar refacciones en el mercado y si se cuenta con el apoyo técnico para la instalación y reparación de los equipo.</p> <p>Disponibilidad de terreno y ubicación de las instalaciones</p> <p>Su costo y los impuestos prediales influyen directamente en la selección del tipo de proceso a ser instalado.</p> <p>En el diseño de un sistema de tratamiento se debe considerar no sólo el área que ocuparán los procesos, es muy importante que en el proyecto se incluya las áreas destinadas al acceso vehicular, depósito de lodos, instalación de equipo auxiliar, caseta de control, laboratorio y prever futuras ampliaciones.</p> <p>En zonas urbanas, el terreno es limitado y, generalmente, de alto valor, por esta razón no son recomendables los procesos que requieren grandes extensiones de terreno como las lagunas de estabilización.</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>La ubicación de las instalaciones es muy importante ya que de ubicarse en la cercanía de zonas urbanas puede generar problemas ya sea de salud o bien molestias a los habitantes por malos olores, etcétera.</p> <p>También es importante considerar la existencia de infraestructura como son caminos de acceso, disponibilidad de energía eléctrica, agua potable y otros.</p> <p>Requerimientos de personal</p> <p>En este rubro no sólo se deben incluir a los operarios de las instalaciones, si no también a los directivos responsables de emplear y distribuir el personal, los técnicos y oficiales necesarios para el mantenimiento, y el personal de laboratorio para supervisar las operaciones.</p> <p>Los requerimientos de personal se establecen considerando el tipo y complejidad del sistema. Se pueden establecer como norma, que entre mayores sean los requerimientos de equipo e instrumentación del sistema, su operación será de mayor complejidad y, por tanto, se requerirá un mayor número de personal. También es importante tomar en cuenta el grado de calificación que requiere cada sistema y saber si podremos encontrar personal con esas características en la zona.</p> <p>En la última década y, en particular en los países desarrollados, se intensificó la tendencia a automatizar los</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>sistemas, ya que de esta manera es posible reducir el número de operarios. Actualmente, en México se encuentran disponibles en el mercado diversos sistemas de tratamiento completamente automatizados. Cabe señalar que si bien estos sistemas requieren poco personal, éste debe ser altamente especializado.</p>	
<p>Costos de operación y mantenimiento</p>	
<p>Son difíciles de estimar debido a la gran variedad de factores por considerar (costos de reactivos, personal, energéticos y reposición de elementos del sistema como arena, antracita, carbón activado, refacciones para equipo electromecánico, etc.) que son función del tipo de sistema, concentración de contaminantes y caudal por tratar.</p>	
<p>Sin embargo, se han hecho estimaciones que permiten establecer que las lagunas facultativas, los tanques Imhoff y los sistemas anaerobios de segunda generación son los tratamientos más económicos; la sedimentación primaria y las lagunas aeradas tienen costos intermedios y los sistemas biológicos aerobios resultan los tratamientos de mayor costo (Suzán y Aguilar, 1992; Eckenfelder <i>et al.</i>, 1988).</p>	
<p>Los criterios antes señalados, constituyen una buena herramienta para la selección de sistemas de tratamiento. En su aplicación se debe considerar que todos los criterios son igualmente importantes y que el proceso deberá satisfacer la mayoría de estos. No es raro que bajo ciertas circunstancias</p>	

INTRODUCCIÓN AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Contenido	Notas
<p>ninguno de los procesos cumpla con los criterios; en tales casos se deben analizar las ventajas de la combinación de sistemas.</p> <p>En México se ha iniciado la aplicación de tecnología basada en la combinación de procesos biológicos anaerobio y aerobio. Las eficiencias que se obtiene con estos sistemas son mayores que las de los sistemas por separado; además, presentan como ventaja adicional una mayor estabilidad ante variaciones de flujo y de carga orgánica. Este tipo de tecnología es particularmente recomendable cuando se pretende el reuso del agua tratada.</p>	

MODULO 2

- CRIBADO
- MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES
- SEDIMENTACION
- FILTRACIÓN

3.2.2	Tanques circulares.....	42
3.2.3	Configuración del sistema	44
4	FILTRACIÓN	46
4.1	Introducción	46
4.2	Medio filtrante.....	47
4.3	Mecanismos principales de la filtración	49
4.4	Pretratamiento del agua.....	53
4.5	Variables de operación para filtros granulares profundos	54
4.6	Lavado de los filtros.....	57

Contenido	Notas
-----------	-------

OBJETIVOS PARTICULARES

Al término de esta unidad el participante podrá:

- describir las unidades de proceso que tratan al agua por medios físicos, reconocer sus funciones y algunas de sus variantes.
- explicar la ubicación de estas unidades de proceso dentro del tren de tratamiento.

INTRODUCCION

Los métodos de tratamiento físico aplican la acción de fuerzas físicas para producir cambios en la calidad del agua.

Los procesos físicos empleados en los sistemas de tratamiento para agua residual incluyen cribado, desmenuzadores, aireación, mezclado, floculación, sedimentación, filtración, adsorción, desorción y ósmosis inversa entre otros.

El objetivo de esta lección es presentar los principios básicos de los procesos más comúnmente empleados en el tratamiento de las aguas residuales.

Históricamente, los métodos de tratamiento físicos fueron usados para remover los sólidos presentes en el agua y aguas residuales. Aunque la remoción de partículas sólidas es la principal función de estos métodos, las partículas disueltas también son removidas con los métodos físicos de tratamiento. Como ejemplos se puede citar la adsorción de materia orgánica disuelta sobre carbón activado, la desorción con aire de gases disuelto (H_2S o NH_3), y la remoción de sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas por ósmosis inversa.

Contenido	Notas
<p data-bbox="111 336 385 378">1 CRIBADO</p> <p data-bbox="111 421 1116 715">El cribado es un método que elimina los contaminantes más voluminosos, ya sean flotantes o suspendidos, agua residual. Las cribas se clasifican en función del tamaño de la partícula removida, como finas o gruesas (TABLA 1.1). El cribado sirve como instrumento de protección del equipo electromecánico.</p> <p data-bbox="111 804 1116 1293">En general, en las plantas de tratamiento, el cribado de gruesos se utiliza para remover los sólidos de gran tamaño o basura, los cuales al transportarse con la corriente de agua residual pueden interferir en la operación del equipo de la planta como bombas o válvulas, aeradores mecánicos y filtros biológicos, afectando la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento. Una variante es la reducción de tamaño de la basura (desmenuzado).</p> <p data-bbox="111 1383 1116 1617">Las cribas finas, se desarrollaron para eliminar algas y otras plantas acuáticas por tamizado directo. En algunas instalaciones, se emplea este tipo de cribado para mejorar la calidad del efluente secundario.</p> <p data-bbox="111 1706 1116 1876">El tamaño de la abertura del tamiz se determina generalmente por el flujo y el mínimo tamaño de la partícula de manera que el cribador opere eficiente y económicamente.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.1 Tamaño de la abertura de los cribadores de gruesos y finos.

TIPO DE TAMIZ	ABERTURA (mm)	OBSERVACIONES
Rejillas antes de las bombas de agua residual y del desarenador.	51 a 153	
Rejillas antes de otras unidades o procesos.	19 a 51	Pueden usarse aberturas de 25 mm
Desmenuzadores	6 a 19	La abertura está en función de la capacidad hidráulica de la unidad
Tamiz fijo (estático)	2.3 a 6.4	Aberturas menores a 2.3 mm son usadas en pretratamiento y/o tratamiento primario
Tamiz ajustable	0.02 a 0.3	

FUENTE: WPCF y ASCE, 1982.

1.1 Cribado de gruesos

El tamizado de sólidos de gran tamaño es normalmente empleado como una unidad del tratamiento primario con el propósito de proteger el equipo de la planta de tratamiento, así mismo reducir alteraciones en la eficiencia de operación. Una muestra de su efectividad radica en la disminución de los costos de operación y mantenimiento del equipo. Se incluyen en este grupo los cribadores de barras (rejillas), desmenuzadores y mallas metálicas. Los más comunes son las rejillas y desmenuzadores.

Contenido	Notas
<p>1.1.1 Rejillas</p> <p>Su principal función, junto con un sistema de colección, es prevenir que troncos, madera, tocones, botellas de plástico y otros objetos voluminosos entren a la planta de tratamiento.</p> <p>Una unidad de rejillas consiste de barras de acero verticales o inclinadas espaciadas a intervalos iguales, situadas en forma perpendicular al canal a través del cual fluye el agua residual. Las rejillas son usadas antes de las bombas para el manejo de agua residual, medidores, desarenadores y sedimentadores primarios, y en obras de desvío. La abertura de las barras se define en función del tipo de basura presente en el flujo. Para las rejillas gruesas se consideran aberturas entre 75 y 150 mm, mientras que en las rejillas finas los claros son entre 15 y 75 mm.</p> <p>Las rejillas pueden ser limpiadas manual o mecánicamente. Si la limpieza no se realiza con frecuencia, la remoción de los sólidos atrapados puede provocar turbulencia cuando la velocidad de flujo es alta; una velocidad alta reduce la eficiencia de captura. Cuando un limpiador mecánico es operado intermitentemente, la interferencia con el flujo puede mantenerse a un nivel mínimo.</p> <p>Las rejillas de limpieza mecánica tienen inclinaciones de 60 a 90 grados con respecto a la horizontal mientras que las de limpieza manual varían de 45 a 60 grados. Para éstas últimas, la inclinación facilita la limpieza y reduce la tendencia a obstrucciones.</p>	

Contenido	Notas
<p>El espacio que hay entre las rejillas manuales es de 25 a 50 mm, mientras que en las rejillas de limpieza mecánica los claros van de 15 a 75 mm.</p> <p>El uso de rejillas con limpiadores mecánicos tiende a reducir los costos de operación, ofreciendo un flujo de mejor calidad, además de facilitar su operación. El equipo mecánico se utiliza tanto para plantas medianas como pequeñas. Para sistemas de drenaje combinado, se prefiere el uso de rejillas con limpieza mecánica para la remoción de basura, debido a su capacidad para manejar grandes cantidades de desechos bajo condiciones de tormenta, y debido a la rigidez de su estructura.</p> <p>Los limpiadores mecánicos consisten de rastras que barren el tamiz completo (FIG 1.1) removiendo los sólidos para su disposición. Algunas rejillas mecánicas utilizan cadenas o cables continuos para mover los dientes de la rastra por las aberturas de la rejilla. La limpieza puede ser frontal o trasera. La limpieza frontal puede, en ocasiones, atorarse por depósitos de basura no considerados; si la velocidad del canal se mantiene por arriba de 0.25 m/s, la obstrucción es mínima. La limpieza por atrás o rejillas de limpieza completa, no se atorán ya que están provistas de un protector; sin embargo, debido a que los dientes de la rastra son largos, éstos son más susceptibles a doblarse o romperse. El mecanismo de limpieza provisto de un depósito unido a la rastra se utiliza cuando la unidad de desarenado y rejillas están juntas. La activación de las rejillas mecánicas generalmente es</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

automática y ésto se hace programando que el mecanismo corra cada determinado periodo (10 a 15 min), o bien, mediante un electronivel antes de la rejilla, cuando el nivel del agua sube, se activa el mecanismo.

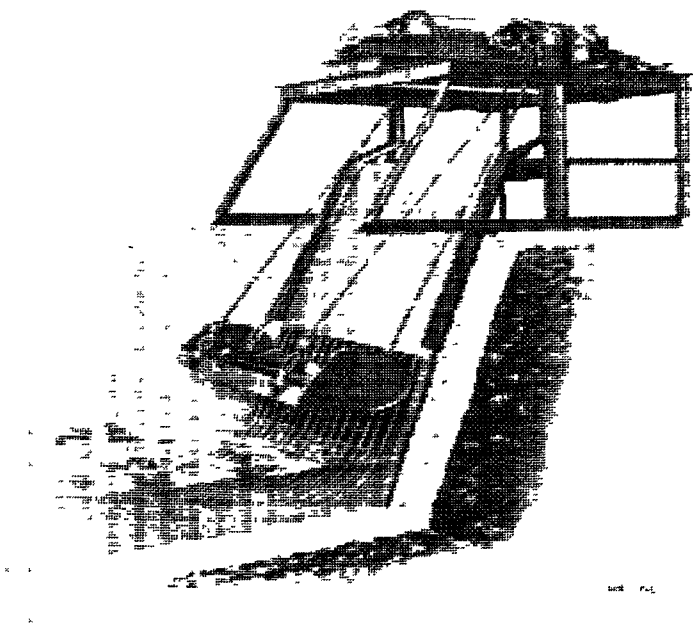


Fig. 1.1 Limpieza mecánica de rejillas

En algunas plantas, las rejillas con limpieza mecánica se usan en combinación con desmenuzadores (también llamados desfibradores o bombas trituradoras, los cuales regresan el material triturado a la corriente para su posterior remoción en los procesos de tratamiento primario.

Los requerimientos para un tratamiento correcto del agua con base en desmenuzadores, dependen del tipo de tamiz, punto de la descarga y tipo del desmenuzador.

Contenido	Notas
-----------	-------

1.1.2 Desmenuzadores

El uso de éstos aparatos acondiciona a la materia orgánica biodegradable para su posterior tratamiento. El empleo de estos equipos evita el contacto del operador con la basura, pero aumenta la carga de sólidos para las unidades posteriores. Los desmenuzadores (FIG 1.2; TABLA 1.2) se instalan en la corriente del agua residual, cortan el material de 6 a 19 mm, pero no lo eliminan, las unidades subsecuentes tendrán que encargarse de ello.

Tabla 1.2 Algunos mecanismos de corte de los desmenuzadores.

DIFERENTES MECANISMOS DE CORTE	
1.	El material voluminoso se corta a través de dientes y barras contenido en un tambor que pasa por un peine fijo.
2.	Cortadores colocados en un armazón oscilante fijo dentro de un tambor semicircular.
3.	Una rejilla estacionaria captura los sólidos voluminosos mientras que los de menor tamaño pasan a través de dientes cortantes montados en discos rotatorios.
4.	Los cortadores rotatorios trabajan por arriba o abajo de las rejillas cortantes reteniendo los sólidos y permitiendo su entrada.

FUENTE: WPCF, 1982.

Los sólidos de los desmenuzadores y trituradores pueden generar depósitos en los tanques de digestión u obstrucciones en los difusores de aire. Todos los desmenuzadores generan residuos del material que cortan, afectando equipos como aireadores mecánicos, mezcladores y bombas. Cuando se desea reinstalar un desmenuzador deben consultarse los manuales del fabricante y los

Contenido

Notas

datos de operación para elegir el tamaño de la unidad en función de la partícula de mayor tamaño a ser cortada.

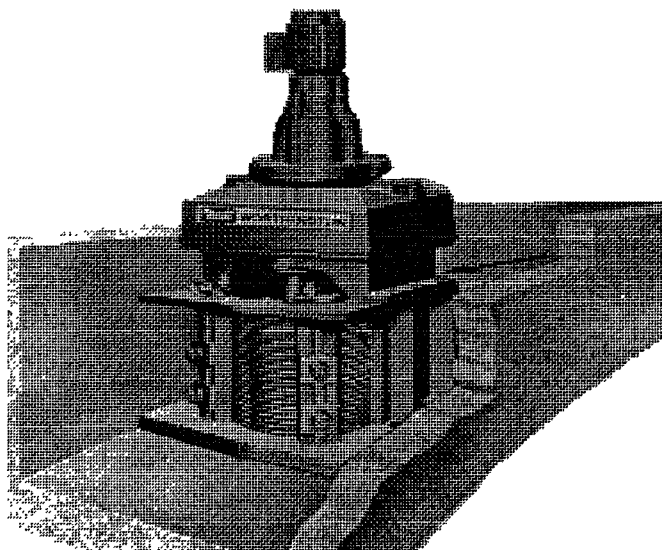


Fig. 1.2 Desmenzador instalado en un canal.

1.1.3 Malla metálicas

Los cribadores de malla metálica son usados después de que se tritura la basura. La principal aplicación de éstos, es la remoción de sólidos que puedan obstruir los orificios del lecho de los filtros. Asimismo, su uso previene la obstrucción en tuberías y equipo de distribución y ayuda a reducir el contenido de materia putrescible en el desarenador.

1.2 Tamices

La abertura de las cribas para sólidos finos varía de 2.3 a 6.0 mm, siendo menos usual el emplear tamices de 2.3 mm. Sin embargo, actualmente aberturas menores de 2.3 mm son utilizadas

Contenido	Notas
<p>para en el pretratamiento y/o el tratamiento primario. Los cribadores con tambores giratorios ayudan a incrementar la eficiencia de remoción en las plantas de tratamiento secundarias. El plato perforado y las barras de espacio cerrado, normalmente, tienen aberturas mayores a 0.02 mm. Las mallas metálicas, al igual que en los cribadores de gruesos, se emplean cuando se requiere un tamizado muy fino. Han encontrado su uso sobre todo en el tratamiento de aguas residuales industriales para influentes que contienen fibras o pelusa.</p> <p>1.2.1 Cribadores fijos</p> <p>La aplicación de los tamices estáticos en el tratamiento del agua residual municipal reduce la DBO y SS de 20 a 35 %. De esta forma, el uso de estos cribadores es común para el pretratamiento; considerándose en algunos casos como un tratamiento primario. Sin embargo, su uso requiere de un estudio detallado y una comparación de la calidad del tratamiento con otros procesos. Se emplean platos perforados, mallas metálicas o rejillas de pequeña abertura. La aberturas van de 0.2 a 1.2 mm, el rango de operación es de 400 a 1200 L/m².min y las pérdidas de carga que provocan son de 0.8 a 1.4 m.</p> <p>El cribado fino ha sido usado en lugar de la sedimentación primaria para la remoción de los sólidos presentes en el agua residual antes del tratamiento secundario o su descarga en cuerpos</p>	

Contenido	Notas
<p>receptores. También se emplean en sistemas de tratamiento sin sedimentación primaria, que han tenido problemas de obstrucción, para mejorar los procesos subsecuentes.</p> <p>1.2.2 Cribadores móviles</p> <p>Se usan para pulir los efluentes provenientes del tratamiento secundario y lagunas aeradas. Asimismo, se emplean para proteger el equipo mecánico, así como para tratar un agua residual proveniente de un sistema de alcantarillado combinado. Los cribadores móviles son tamices de limpieza continua. El filtro consiste de un cilindro rotatorio (FIG 1.3) que tiene una malla adherida al área superficial de un tambor. Los tamices se fabrican de acero inoxidable, nylon o poliéster con aberturas de 0.02 a 3 mm. Aquellos con tamaño de poro de 0.005 mm son poco utilizados.</p> <p>Una de las principales desventajas de estas unidades es la pérdida de carga y los altos requerimientos de energía. La pérdida de carga varía de 0.9 a 1.5 m, incluyendo la succión y descarga.</p> <p>Se han alcanzado remociones de sólidos suspendidos presentes en un efluente secundario de 57 a 89% con tamices de 0.020 mm y de 55 a 73 % con tamiz de 0.035 mm.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

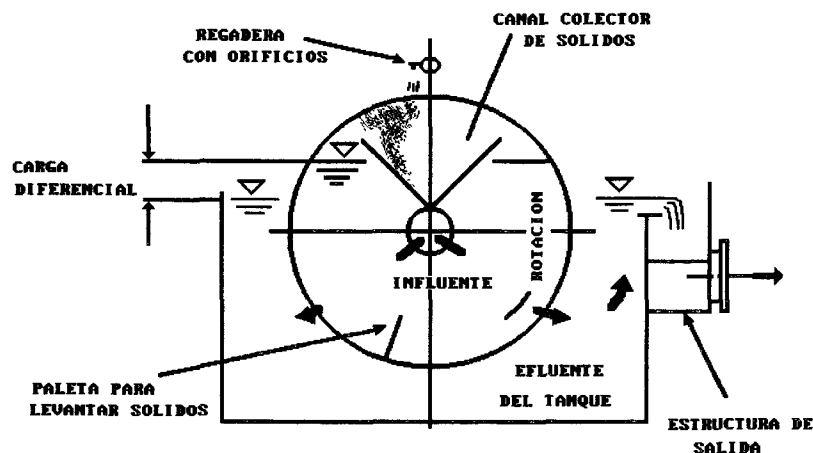


Fig. 1.3 Sección de un tamiz para partículas finas.

1.3 Ubicación

En la selección del sitio para la instalación de los cribadores de partículas gruesas, la principal consideración es la protección del equipo. Mientras que para los cribadores de finos, el tamaño de la partícula en el influente y el grado de tratamiento esperado son los parámetros de mayor interés. La selección del sitio para estos últimos deberá hacerse conjuntamente con el fabricante.

Para los cribadores de partículas gruesas, se tienen las siguientes consideraciones:

- Si el sistema del alcantarillado es muy profundo con respecto al sitio de la planta de tratamiento, la estación de bombeo está situada a distancia de la planta o el drenaje es combinado, se recomienda usar rejillas antes del bombeo. En caso contrario,

Contenido	Notas
<p>puede instalarse una unidad de rejillas de abertura pequeña después del bombeo.</p> <p>- Si el sitio de instalación es en una sección o canal profundo, es necesario que el acceso y la remoción de la basura sea fácil.</p> <p><i>1.4 Cantidad, calidad y manejo del material cribado</i></p> <p>El volumen del material cribado varia de acuerdo al sitio en el cual se localiza la planta de tratamiento de aguas residuales. Conocer la cantidad de material cribado es difícil de evaluar sin datos de operación de la planta de tratamiento. La cantidad de residuos depende de la abertura del tamiz, flujo del agua residual, tipo de sistema de colección y características de disgregación del material presente.</p> <p>De las variables que afectan la cantidad de residuos obtenidos, la de mayor importancia es la abertura del tamiz. Para claros de 25 a 50 mm, el volumen eliminado de material cribado por unidad de flujo o por persona es aproximadamente proporcional al tamaño de la abertura. Por cada 13 mm de reducción en el tamaño del claro el volumen puede duplicarse. Para cribadores con aberturas menores de 25 mm, el volumen eliminado puede incrementarse rápidamente conforme se reduce el claro de la abertura. Se estima que para cribadores con aberturas entre 30 y 50 mm el volumen de desechos que remueven</p>	

Contenido	Notas
<p>es de 2 a 5 dm³/hab.·año, mientras que para una criba de 15 a 25 mm el volumen se duplica.</p> <p>En el caso de sistemas de drenaje combinados, la variación en la cantidad de material eliminado es muy grande a causa de los periodos de sequía y lluvia durante el año. El volumen obtenido también varía en relación con la longitud del sistema de alcantarillado. Esta condición se explica por el hecho de que en un sistema de colección largo, los sólidos están más sujetos a la desintegración.</p> <p>La composición es una consideración importante, junto con el volumen, para la disposición del material cribado. Esta presenta una gran cantidad de material orgánico, el cual puede provenir de las plantas o animales. Una porción del material en los residuos es fácilmente degradada, mientras otra resiste a la descomposición bacterial. Algunos materiales son, por si mismos, olorosos y otros adquieren el olor del agua residual.</p> <p>Aunque la materia fecal es el principal componente del material cribado, no es el único constituyente. Casi cualquier tipo de objeto puede estar presente sobre todo cuando el alcantarillado es combinado. La composición varia de acuerdo con la estación del año. De los materiales que mayor inquietud generan durante el cribado son los trapos o lazos provenientes de las casas y estos son independientes de la época.</p>	

Contenido	Notas
<p data-bbox="109 278 1114 512">El material cribado contiene cerca del 80 % de humedad y tiene un peso de 640 a 960 kg/m³. En el caso de que los residuos provengan de tamices finos, el contenido de humedad puede ser mayor del 80%.</p> <p data-bbox="109 602 1114 966">El diseño de las plantas de tratamiento de agua residual no es completo si no se prevé el manejo del material cribado, incluyendo su disposición final, de acuerdo con las regulaciones para aire, agua y suelo. Las etapas más comúnmente empleadas, solas o combinadas, son trituración, disgregación, digestión anaerobia, incineración y entierro.</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p data-bbox="153 340 1168 465">2 MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES</p> <p data-bbox="153 534 533 577">2.1 Medidores de flujo</p> <p data-bbox="153 612 1168 914">La medición del flujo en el tratamiento del agua residual facilita la operación y control de la planta. Conocer las variaciones de flujo permite determinar la cantidad de reactivos a emplear, el volumen de aire requerido en los tanques de aireación, y conocer la cantidad de lodo recirculado al reactor biológico.</p> <p data-bbox="153 1034 874 1078">2.1.1 Localización de los medidores de flujo</p> <p data-bbox="153 1112 1168 1414">La localización de los medidores de flujo se establece en función de los requerimientos de medición. Estos sitios incluyen (1) dentro de un interceptor, (2) antes de la planta, (3) en el cauce de las rejillas, desarenador o sedimentador primario, (4) en la estación de bombeo, o (5) antes de la descarga final del efluente.</p> <p data-bbox="153 1535 1056 1578">2.1.2 Métodos e instrumentos para la medición de flujo</p> <p data-bbox="153 1612 1168 2033">Existe una gran variedad de métodos e instrumentos para la medición del flujo que pueden utilizarse en el tratamiento del agua residual. La selección del método o instrumento apropiado depende de factores como costo, tipo y accesibilidad del conducto, disponibilidad de carga hidráulica, y tipo y características del fluido. En general, los sistemas de medición de flujo caen en dos categorías: para líneas de presión y canal</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>abierto. Sin embargo, algunos sistemas aplican ambos. En la medición del flujo del agua residual, es preferible un sistema en el cual la rapidez de descarga se relacione con una variable de medición sencilla; por ejemplo, leyendo directamente en curvas patrón. La TABLA 2.1 provee una lista de los principales métodos y aparatos utilizados en la medición del flujo.</p> <p>Los medidores Venturi son precisos, tienen pérdidas de presión pequeñas y están libres de la acumulación de sólidos pero son costosos. Los medidores de orificio, por su parte, son baratos y flexibles, siendo su principal desventaja la pérdida de presión y la acumulación de sólidos. Las características de los medidores Nozzle son intermedias a los anteriores. El medidor electromagnético se utiliza para monitorear un agua residual con un alto contenido de sólidos, mientras que los acústicos, no aceptan más del 0.3% de sólidos suspendidos en peso.</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.1 Tipos de medidores de flujo disponibles para determinar las descargas de agua residual municipal e industrial. 1985.

MEDIDORES DE FLUJO	PRINCIPIOS DE LA MEDICIÓN
1. Para líneas de presión	
a. Venturi ^a	Se mide la presión diferencial
b. Nozzle ^a	Se mide la presión diferencial
c. de Orificio ^a	Se mide la presión diferencial
d. Tubo Pitot	Se mide la presión diferencial
e. Electromagnético ^a	Se induce un campo magnético y se mide el voltaje
f. Rotámetro	Se mide la distancia recorrida del flotador en el tubo.
g. De turbina ^a	Se mide la velocidad generada por elementos rotatorios (turbina, aspas, discos)
h. Acústico ^a	Se utilizan las ondas del sonido para medir la velocidad y nivel del líquido
i. de Ángulo	La velocidad se mide a lo largo de la curva formada por el ángulo
2. Para canales abiertos	
a. Canales (Parshall, Palmer-Bowlus) ^d	Se mide la profundidad crítica en el canal.
b. Vertedores ^a	Se mide la carga en el vertedor
c. de Corriente	Se usan los elementos rotatorios para medir la velocidad
d. Tubo Pitot	Se mide la diferencia de presión
e. de Profundidad ^a	Se usa el flotador para obtener la profundidad del fluido
f. Acústico ^a	Utiliza las ondas del sonido para medir la velocidad y la profundidad

^a Medidores de flujo comúnmente usados en el tratamiento del agua residual.

FUENTE: Qasim,

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.1 Tipos de medidores de flujo disponibles para determinar las descargas de agua residual municipal e industrial. 1985. (continuación)

MEDIDORES DE FLUJO	PRINCIPIOS DE LA MEDICIÓN
3. Medición computarizada para descarga libre	
3.1 Tuberías llenas	
a. Nozzle y orificio	Se mide el chorro de agua
b. Canal abierto vertical	Se mide la caída del chorro de agua
3.2 Tuberías parcialmente llenas	
a. Canal inclinado horizontal	Se mide la disminución del chorro de agua
b. Nozzle de flujo abierto	Se mide la profundidad del chorro de agua
4. Otros	
a. Método de dilución	Se utiliza un trazador
b. Método de la cubeta	Se usa una cubeta calibrada y se mide el tiempo de llenado
c. Medición del cambio de nivel en el tanque	Cambio en el nivel a lo largo del tiempo
d. Rapidez de bombeo.	Rapidez y duración del bombeo

FUENTE: Qasim, 1989.

Para sistemas de flujo en superficie libre, se utilizan comúnmente los canales y vertedores:

a) los canales pueden manejar aguas residuales con un alto contenido de sólidos, y generan pequeñas pérdidas de carga. De

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>ellos el más común en las plantas de tratamiento es el canal Parshall, ya que es bastante preciso, no presenta problemas para la operación ni para el mantenimiento, no genera acumulación de sólidos ni antes ni después e induce turbulencia al agua, de tal forma que además puede usarse para la mezcla de algún reactivo.</p> <p>b) los vertedores son muy baratos pero requieren un mantenimiento constante y producen grandes pérdidas de carga y pueden provocar la acumulación de sólidos antes del vertedor. Los resultados del cálculo para determinar el flujo a tratar, generalmente, son erróneos debido a la inexactitud de la pendiente y el coeficiente de rugosidad empleados en las fórmulas de fricción.</p> <p>Algunos de los instrumentos de medición de flujo más comúnmente empleados se muestran en la FIG 2.1.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

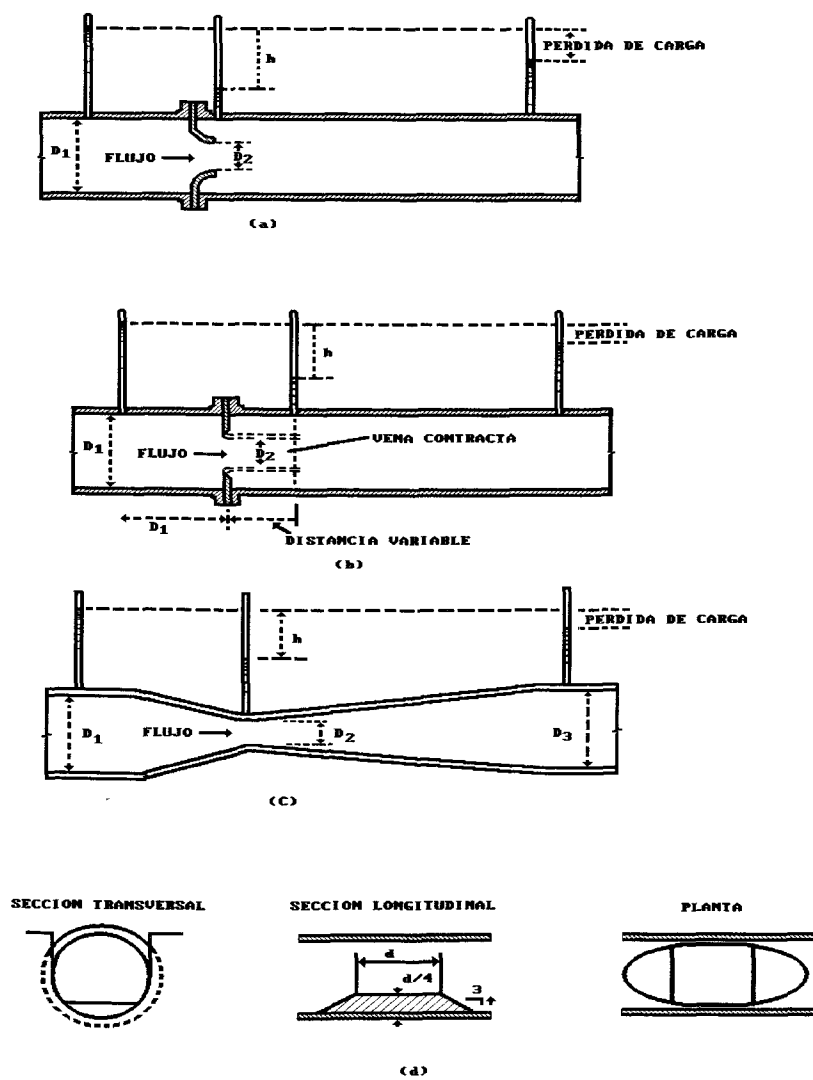


Fig. 2.1 Medidores de flujo aplicables a tuberías y canales abiertos

(a) flujo Nozzle, (b) medidor de orificio, (c) medidor Venturi y (d) canal Palmer-Bowlus.

Las lecturas de flujo automáticas, se usan en plantas medianas y grandes. En general, las señales de los sensores de flujo se transmiten a un panel central donde son registradas; existen en el mercado una gran variedad de éstos. Su diseño es

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>complejo ya que se requieren criterios hidráulicos, neumáticos y electrónicos.</p> <p>Para el diseño y selección de los medidores de flujo se deben tener presentes los siguientes puntos:</p> <ol style="list-style-type: none">1. Las características del fluido para el cual se va a hacer la medición (sólidos suspendidos, densidad, temperatura, presión, etcétera)2. Intervalo de flujo esperado (mínimo y máximo)3. Precisión deseada (error permitido)4. Localización del medidor y el sistema de conducción (de fuerza central, alcantarilla, canales o unidades de tratamiento).5. Condiciones ambientales (corrosivo, caliente, frío, húmedo seco, etcétera).6. Límite de pérdida de carga7. Material requerido (sensores de nivel y presión, transmisores y registradores).8. Restricción en los espacios y el tamaño del medidor.9. Compatibilidad con otros medidores.10. Fabricación y catálogos. <p>2.2 Remoción de arena</p> <p>Los desarenadores tratan el agua residual proveniente de los sistemas de drenaje combinados y separados que contiene</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>arena. Esta se caracteriza por ser no putrescible y tener una velocidad de sedimentación mayor que la correspondiente a la materia orgánica biodegradable. Los materiales que caen en esta categoría son partículas de arena, grava y trazas de minerales, y orgánicos no putrescibles como granos de café y semillas.</p>	
<p>Eliminar el arena del agua residual protege a los equipo mecánico de la abrasión y el desgaste; reduce la obstrucción de los conductos por la acumulación de partículas de arena en las tuberías o canales, generalmente, en cambios de dirección; y, reduce la acumulación de material inerte en los tanques de aeración y lodo digerido, dando lugar a pérdidas en el volumen.</p>	
<p>2.2.1 Localización</p>	
<p>En plantas de tratamiento automatizadas, la principal consideración que se debe tener es la protección del equipo, por ello es deseable instalar los desarenadores antes de las bombas de agua residual. Sin embargo, en muchas ocasiones el sistema de alcantarillado es tan profundo que situar el desarenador antes del bombeo no es recomendable. La instalación conjunta de las rejillas o desmenuzadores y los desarenadores facilita la eliminación de arena y su limpieza. Las ventajas y desventajas de instalar los desarenadores en diferentes lugares dentro de la planta de tratamiento se muestran en la TABLA 2.2.</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.2 Diferentes sitios para la instalación de desarenadores

LOCALIZACIÓN	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Antes de la estación de bombeo	Máxima protección para el equipo de bombeo	Cuando se tiene una gran profundidad, los costos de construcción son muy elevados; el acceso es difícil y la remoción de arena no es buena
Después de la estación de bombeo	Accesible y fácil de operar	Algunas bombas sufren desgaste
Conjunto clarificadores primarios a	Bajo costo de inversión inicial y de operación y mantenimiento. Se obtiene una arena limpia y seca	El equipo de bombeo no está bien protegido

FUENTE: Qasim, 1985.

2.2.2 Tipos de desarenadores

La cantidad y composición de la arena y su efecto en las unidades del tratamiento son las principales consideraciones en la selección de los métodos y equipo de remoción. Los métodos se eligen con base en la pérdida de carga, requerimientos de espacio, topografía, tipo de equipo utilizado en la planta y consideraciones económicas.

Algunos desarenadores se emplean para controlar la velocidad del agua residual que entra a la planta. Estos se pueden dividir básicamente en tres tipos: de velocidad controlada, aerados y de nivel constante.

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>2.2.2.1 Desarenadores con control de velocidad</p> <p>La arena en el agua residual tiene una gravedad específica entre 1.5 a 2.7, mientras que la materia orgánica de 1.02. Por ello, la sedimentación diferencial es un mecanismo seguro para la separación de la materia orgánica.</p> <p>Los desarenadores con control de velocidad son canales de sedimentación largos y estrechos, generalmente se cuenta con un mínimo de dos canales para fines de limpieza.</p> <p>En ocasiones, se emplean varios canales para el control de la velocidad pero se puede lograr un arreglo más económico y eficiente usando secciones de control a la entrada y salida del mismo. Las secciones de control incluyen vertedores proporcionales, Sutro, canales Parshall, canal parabólico, etc. Estas secciones mantienen la velocidad constante del canal a grandes intervalos de flujo.</p> <p>Los vertedores proporcionales tipo Sutro, mantienen una velocidad constante al variar la profundidad, pero como requieren una descarga libre están sujetos a grandes pérdidas de carga. No cuentan con cámara para el depósito de arena o espacio para equipo colector de ésta. Se localizan a 150 o 300 mm antes del desarenador. Sus principales ventajas son el mantener una velocidad promedio y la posibilidad de utilizar desarenadores sencillos. Por otro lado, sus desventajas consisten en que el cambio de velocidades en el fondo del tanque son mayores que la</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>velocidad superior generando grandes pérdidas de carga al estar sumergido.</p> <p>Las secciones de control con lados verticales paralelos producen menos pérdidas de carga. Teóricamente, éstas requieren un canal de sección transversal parabólico, para que la velocidad permanezca constante al variar la profundidad. Si el desarenador se localiza antes de un canal Parshall, éste deberá instalarse a 150 o 300 mm, previendo el depósito, arrastre y resuspensión de las partículas de arena. Un canal Parshall ofrece una velocidad transversal uniforme, medición de flujo y fácil instalación al usar equipo prefabricado. Sus desventajas consisten en pérdidas de carga en más de un 70 % cuando están sumergidos (FIG 2.2).</p> <p>Normalmente, los desarenadores con control de velocidad son de limpieza manual, pero se recomienda la limpieza mecánica para flujos mayores de 3 800 m³/d. Los equipos mecánicos para la extracción de la arena sedimentada son: transportador de cangilones o rascadores (plantas pequeñas), y elevadores de cadena continua con cangilones o transportador de tornillo helicoidal (plantas grandes).</p> <p>Otro vertedor muy usado es el proporcional que también mantiene una velocidad constante.</p>	

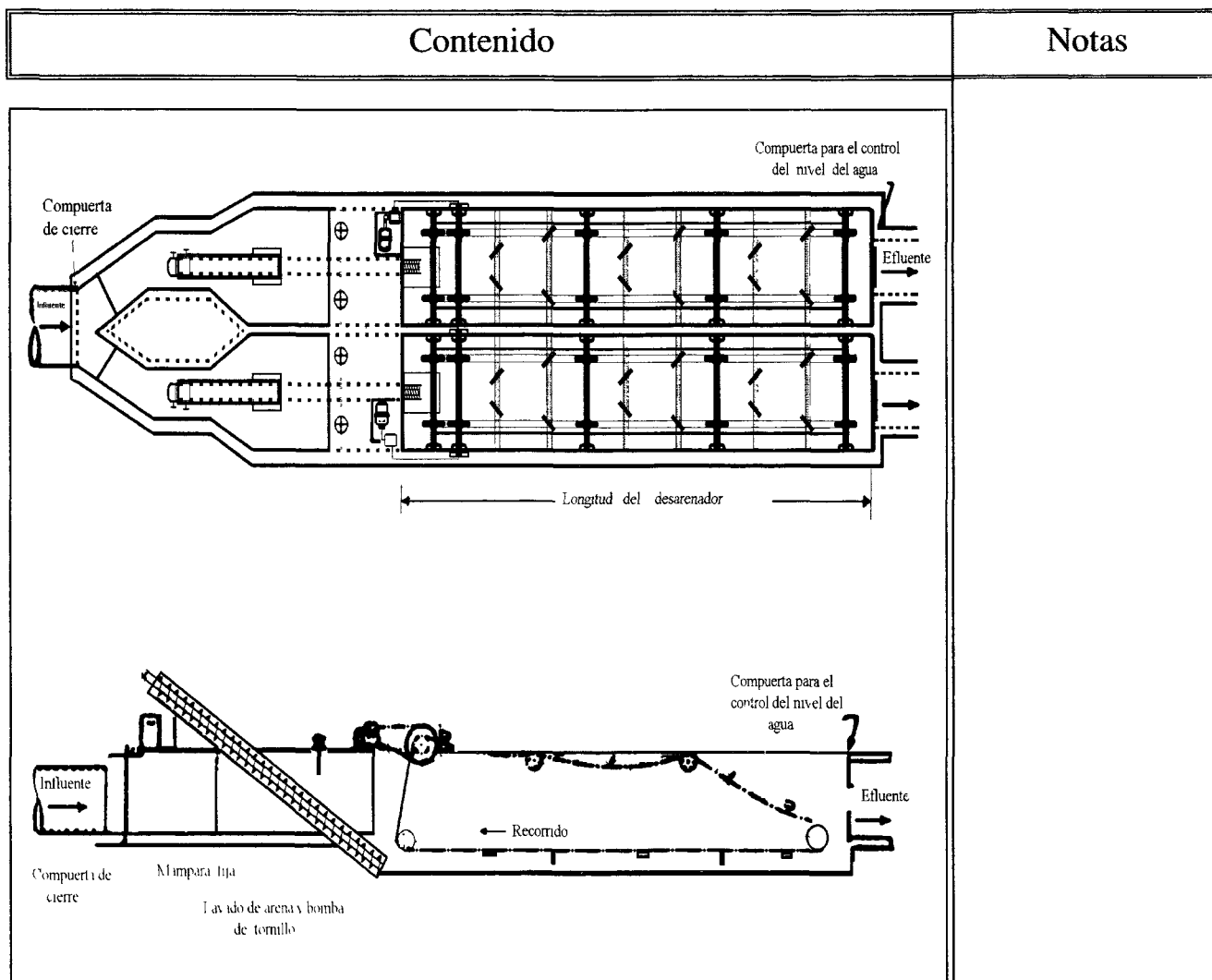


Fig. 2.2 Planta y sección longitudinal de un desarenador de doble canal con depósito

2.2.2.2 Desarenadores aerados

Este tipo de desarenadores se emplean para una remoción selectiva de arena. Son similares a los tanques de aeración con flujo en espiral. La corriente en espiral se genera por la acción de difusores de aire instalados en uno de los lados del tanque, a una altura de 0.6 a 0.9 m a partir del fondo.

Las partículas de arena presentes en el agua residual, al entrar al desarenador sedimentan con diferente velocidad ya que

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>ésta depende del tamaño, gravedad específica y la velocidad de rotación o agitación en el tanque. La rapidez de difusión del aire y la forma del tanque son parámetros importantes que deben ser considerados ya que gobiernan la agitación y la sedimentación de las partículas. La rapidez del aire se ajusta para crear una velocidad, cercana al fondo, lo suficientemente baja para que sedimente la arena: mientras tanto, las partículas orgánicas, que son menos pesadas, son arrastradas fuera del tanque.</p> <p>Generalmente, los desarenadores aerados, se diseñan para eliminar partículas de arena, con gravedad específica de 2.5 retenidas en un tamiz de malla 0.65 mesh (diámetro de 0.21 mm). Asimismo, pueden eliminar, eficientemente, partículas más pequeñas al reducir la velocidad del aire.</p> <p>El sistema debe estar controlado hidráulicamente ya que de no hacerlo la operación será deficiente. Este problema se soluciona colocando una mampara longitudinal cerca de la cámara de colección de arena (FIG 2.3).</p> <p>Algunas de las ventajas de éste tipo de unidades son:</p> <ul style="list-style-type: none">• Puede utilizarse para adicionar reactivos, mezclando y floculando la materia contaminante antes del tratamiento primario.• Al ser aerada el agua residual, se reduce el olor y se remueve parte de la DBO₅ y SS.• Presenta una pérdida de carga mínima.	

Contenido	Notas
-----------	-------

- Controlando la rapidez de aireación, se pueden alcanzar remociones de arena por arriba del 90%.
- Permite la instalación de un desnatador o de un despumador.
- Mediante el control de la difusión del aire, puede eliminarse arena de un tamaño en especial.

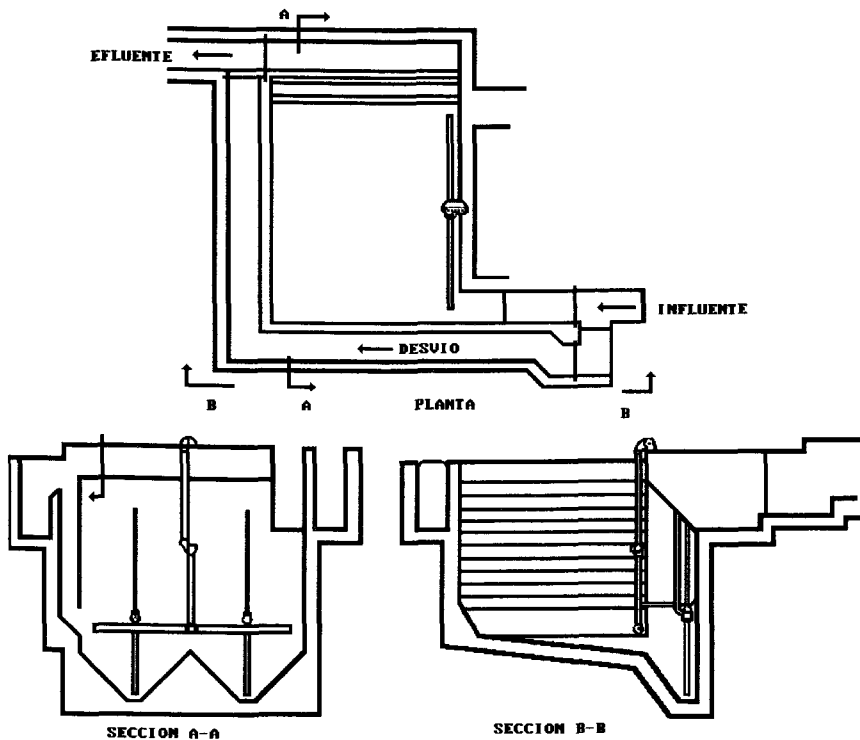


FIG 2.3 Detalle del desarenador aerado.

Fig. 2.3 Detalle del desarenador aerado.

2.2.2.3 Desarenadores rectangulares de flujo horizontal

Estos desarenadores son propiamente tanques de sedimentación, donde la arena y la materia orgánica sedimentan conjuntamente. Este tipo de desarenadores se controla mediante deflectores ajustables que aseguran una velocidad uniforme

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
-----------	-------

transversal al tanque (FIG 2.4). La pérdida de carga es menor que la correspondiente a los desarenadores aerados. La materia orgánica ligera puede eliminarse antes, durante o después de la remoción de la materia sedimentable.

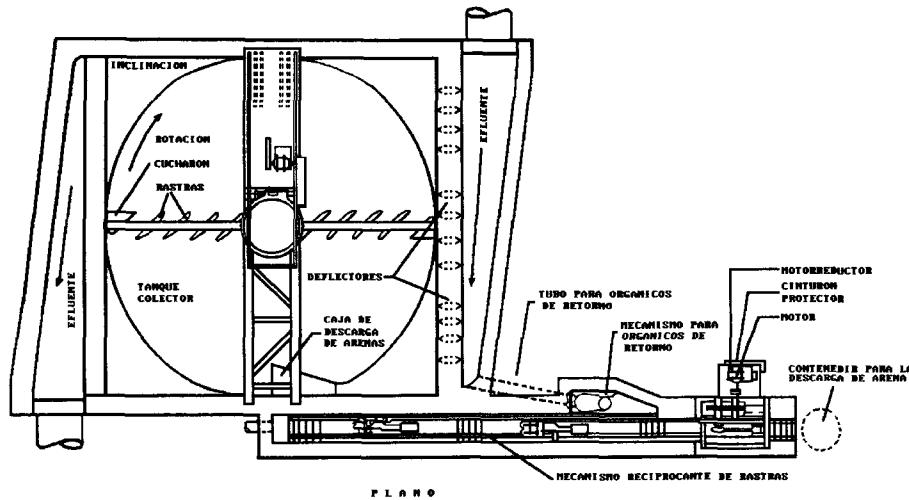


Fig. 2.4 Vista en planta de un tanque desarenador

Las ventajas de los desarenadores de nivel constante son:

- a) Debido a la forma del tanque se puede eliminar el 95% de la arena siempre que se maneje la concentración y el flujo de diseño.
- b) La arena eliminada del tanque puede ser lavada y drenada con no más del 3% del peso de la materia putrescible.
- c) No es necesaria una velocidad uniforme del flujo que ingresa.
- d) El equipo no sufre deterioro por abrasión ya que las partes mecánicas se encuentran por arriba del nivel del agua.

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>La principal desventaja radica en la dificultad para obtener una distribución uniforme del flujo cuando se usan deflectores de paleta.</p> <p>2.2.2.4 Desarenadores de vórtice</p> <p>Este tipo de desarenadores trabaja con un flujo tipo vórtice y aprovecha las fuerzas centrífuga y gravitacional. El agua a ser tratada se introduce en forma tangencial cerca del fondo y sale en forma tangencial a través de la abertura en la parte superior del tanque. Dentro de la unidad se crea un vórtice libre en el cual el producto de la velocidad tangencial por el radio es constante. La fuerza centrífuga a la que es sometida una partícula en este campo de flujo es igual al cuadrado de la velocidad dividida entre el radio, mientras que, la fuerza centrífuga es inversamente proporcional al radio. Por lo anterior una reducción de 5 veces el radio, se traduce en un incremento de 125 veces de la fuerza centrífuga.</p> <p>Dada la magnitud de la fuerza centrífuga cerca del punto de descarga, algunas de las partículas, de acuerdo con su tamaño, densidad y fuerza de arrastre, son retenidas dentro del vórtice; mientras que otras son arrastradas fuera de la unidad. En resumen, la arena se queda en la unidad y las partículas orgánicas salen con el efluente.</p> <p>La arena se extrae por la abertura del fondo de las unidades o bien se succiona mediante una bomba de aire.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Comercialmente se encuentran dos variantes de desarenadores de vórtice, en la FIG 2.5 los ilustramos.

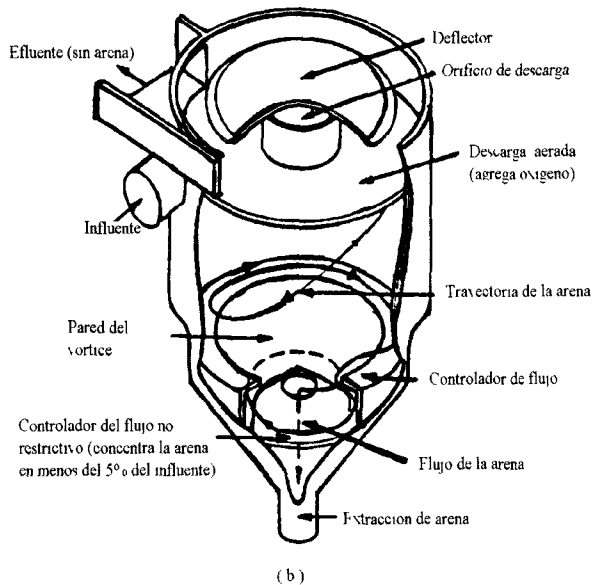
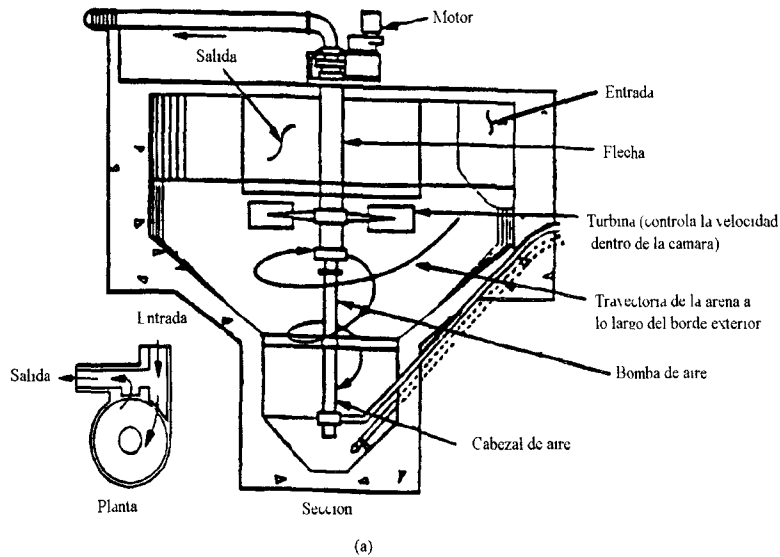


Fig. 2.5 Desarenadores tipo vórtice: a) unidad PISTA (de Smith & Loveless) y b) unidad taza de té (de Eutek).

Fuente Metcalf & Eddy

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>2.2.3 Colección y remoción</p> <p>La arena eliminada por los desarenadores puede estar libre de materia orgánica o tener un alto porcentaje de ella. El método para la disposición final debe tomar en cuenta, no sólo la cantidad de arena sino también la cantidad de materia orgánica, especialmente la fracción que es fácilmente putrescible. La arena sin lavado contiene 50% o más de material orgánico, mientras que la lavada tiene un máximo del 3% de orgánicos putrescibles.</p> <p>El método más sencillo para la remoción de arena en una cámara horizontal de limpieza manual, es paleando y transportándola en carretillas. En otros casos, se crean velocidades artificiales que junto con una pendiente pronunciada llevan la arena hacia un punto central para su remoción. Se usan también bombas de aire para succionar la arena.</p> <p>La colección mecánica de arena en los desarenadores con control de velocidad y aerados se realiza a través de transportadores tubulares y de tornillo, colectores y elevadores de cangilones, bombas de aire o alguna combinación de éstos. Los transportadores tubulares generan una arena de buena calidad, esto es con poca cantidad de materia orgánica debido a un lavado adicional instalado en la estructura del transportador.</p>	

MEDIDORES DE FLUJO Y DESARENADORES

Contenido	Notas
<p>2.2.4 Cantidad de arena</p> <p>La cantidad de arena varía fuertemente dependiendo de (1) tipo de sistema de colección (separado o combinado), (2) condiciones climáticas, (3) tipo de suelo, (4) condición y calidad de las alcantarillas, (5) tipo de agua residual, (6) uso de desmenuzadores, y (7) proximidad con bancos de arena. La cantidad de arena y basura varía de 5 a 200 m³/10⁶ m³. El valor típico es 30 m³/10⁶ m³.</p> <p>2.2.5 Disposición de la arena</p> <p>Los métodos para la disposición final de la arena incluyen rellenos sanitarios, lagunas, suelos extensos e incineración. Debido a que la arena es estructuralmente estable, está no causa problemas al disponerse en el suelo. Por otro lado, la incineración es en ocasiones mejor que enterrar y cubrir la arena proveniente de una planta de tratamiento, siempre y cuando, no se dañe al medio ambiente.</p>	

Contenido	Notas
<p>3 SEDIMENTACION</p> <p>Algunas de las impurezas del agua por su tamaño y densidad pueden separarse por efecto de la fuerza de gravedad, es decir, el peso de las partículas es tal que éstas se depositarán en el fondo del recipiente en el que se encuentra el agua.</p> <p>La cantidad de sólidos contenidos en las aguas residuales es generalmente muy pequeña, menos de 0.1 por ciento en peso, pero es la fracción que presenta el mayor problema para su tratamiento y disposición. Los sólidos pueden estar contenidos en el agua disueltos, flotando o en suspensión. La sedimentación se emplea para eliminar la fracción de sólidos <i>sedimentables</i> de los sólidos en suspensión (60% de los sólidos que son perceptibles a simple vista en el agua).</p> <p>Se consideran sólidos sedimentables a las partículas que por su tamaño y peso sedimentan en una hora. En la TABLA 4.1 se ejemplifica el tiempo de sedimentación de algunos materiales. Los sólidos sedimentables de las aguas residuales domésticas están constituidos aproximadamente de un 75% de sólidos orgánicos y por un 25% de inorgánicos. Generalmente, la cantidad de sólidos sedimentables se expresa en mililitros de sólido por litro de agua residual pero también se da en partes por millón, en peso.</p>	

Contenido	Notas
<p>Se le da el nombre de sedimentador, a la estructura que sirve para reducir la velocidad de las aguas negras para que puedan sedimentar los sólidos. En este capítulo se analizará la teoría de la sedimentación y se describirán los principales tipos de sedimentadores.</p> <p>3.1 Proceso de sedimentación</p> <p>Los diferentes tipos de sólidos en suspensión presentan características de decantación significativamente distintas. El desarrollo y aplicación de la sedimentación para la <i>clarificación</i> de un agua o agua residual, debe por tanto, estar basada en el entendimiento del proceso y de las variables que pueden modificar su eficiencia.</p> <p>Las partículas de una suspensión decantan en formas distintas, según la concentración de la suspensión y las características de las partículas. Fitch (1958) describió cuatro tipos distintos de sedimentación que reflejan el efecto de la concentración de la suspensión y las propiedades floculantes de las partículas. La "<i>clarificación clase-1</i>" es la decantación de una suspensión diluida que tiene poca o nula tendencia a flocular. La decantación de una suspensión diluida de partículas floculantes se le denomina "<i>clarificación clase-2</i>". Cuando las partículas están suficientemente cerca unas de otras, las fuerzas entre partículas son capaces de mantenerlas en posiciones relativamente fijas con respecto unas de otras. Como resultado, las partículas sedimentan</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

como una masa y no como partículas discretas. A este tipo de clarificación se le designa como "*decantación en bloque*". Cuando las partículas entran en contacto unas con otras, la estructura resultante de la masa compacta ejerce una compresión sobre las capas inferiores, a esta acción se le denomina "*compresión*". En la FIG 3.1 se presenta un esquema que permite observar el ámbito bajo el cual ocurren los diferentes tipos de decantación.

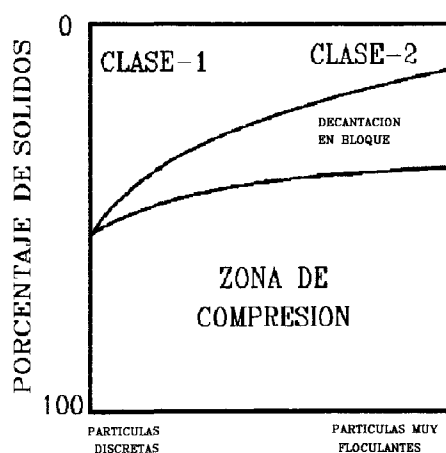


Fig. 3.1 Tipos de sedimentación

Se han desarrollado múltiples ecuaciones que permiten describir el fenómeno de sedimentación de partículas, de entre las cuales destacan la ley de Stokes y la ley de Newton, las desarrolladas por Fair, Geyer y Okum y las de Hansen y Camp. El análisis de estas ecuaciones rebasa el alcance de estos apuntes, al lector interesado en profundizar en el tema se le recomienda examinar el capítulo de sedimentación del libro *Control de la calidad del agua, procesos fisicoquímicos* realizado por Weber.

Contenido	Notas
<p>La decantación de una partícula discreta no-floculante puede describirse por las ecuaciones de la mecánica clásica. En este caso la presencia de otras partículas no influye en la sedimentación y ésta sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula.</p> <p>La FIG 3.2 ilustra la decantación por gravedad de una partícula. La fuerza de la gravedad es F_W, la fuerza de empuje del fluido es F_B y la fuerza de arrastre es F_D. Esta última es función de la aspereza, tamaño, forma y velocidad del fluido.</p> <p>Los sólidos en suspensión de las aguas residuales domésticas e industriales, en general, no pueden describirse como partículas discretas de peso específico conocido. En general estos sólidos comprenden una amplia gama de partículas de diferentes tamaños y características superficiales. En un agua residual, las partículas más grandes decantan con velocidades mayores que las partículas más finas. El viento, perturbaciones hidráulicas, corrientes convectivas entre otros, producen efectos turbulencia dentro del fluido, y por tanto, aumentan el contacto de partículas. Si cualesquiera de las partículas que interaccionan tienen características aglomerantes, el crecimiento de las partículas individuales a mayores tamaños es la consecuencia. Cuanto mayor sea la profundidad del tanque, mayor es la oportunidad de contacto entre partículas. Por tanto, para la clarificación clase-2, la eliminación depende de la profundidad del tanque así como de las propiedades del fluido y partículas.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

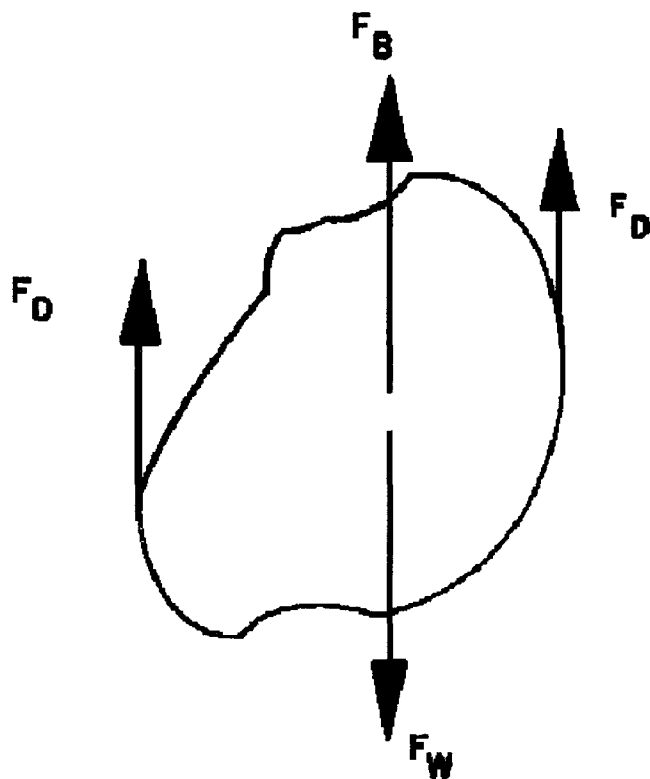


Fig. 3.2 Diagrama de cuerpo libre para la decantación de una partícula.

En la sedimentación simple de las aguas negras se obtiene una reducción del 50 al 60% de la materia en suspensión y una reducción de la materia orgánica del 30 al 35%.

Además de la función primaria de los sedimentadores de eliminar la materia decantable en suspensión, en el diseño se debe considerar un sistema que permita recoger y descargar los *lodos* que se generan. Un tanque podría proporcionar suficiente

Contenido	Notas
<p>capacidad para la clarificación, pero no efectuar una eliminación adecuada de los lodos, en cuyo caso su eficiencia decrece.</p> <p>Otra función importante de un sedimentador, es la de <i>concentrar</i> los lodos, de manera que se eliminen con el mayor contenido de sólidos posible para facilitar el posterior manejo, tratamiento y disposición.</p> <p>Una fracción de la materia en suspensión de las aguas residuales esta compuesta de sólidos de baja densidad que flotan más que decanta. A estos sólidos se les asigna el nombre de espumas. Otros líquidos insolubles como las grasas o aceites tienden a flotar cuando se reduce la turbulencia del flujo. En estos casos, el sedimentador debe estar provisto de un sistema que permita recoger y evacuar las espumas, grasas y aceites.</p> <p>Generalmente, se recomienda que el diseño del tanque se base sobre los resultados de los experimentos decantación-velocidad; sin embargo, en un buen número de ocasiones los sistemas de tratamiento de aguas residuales se proyectan en forma conjunta con la fuente que generará las descargas de aguas residuales, por lo que los experimentos no pueden efectuarse. Por ello es útil conocer las velocidades de decantación de diferentes sólidos. En la TABLA 3.1 se definen algunos de los valores usados corrientemente.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 3.1 Velocidades de decantación de diferentes sólidos

Naturaleza del sólido	Peso específico	Velocidad de decantación (cps)	Tiempo de sedimentación (a H = 1m)
Limo y arcilla	2.65	$< 7 \times 10^{-3}$	3 h 58 min
Flóculo de aluminio y fierro	1.002	8.3×10^{-2}	20 min
Precipitados de carbonato y calcio	1.200	4.2×10^{-2}	40 min
Materia orgánica residual primaria	1.001	4.2×10^{-2}	40 min
Licor mezclado	1.005	2.0×10^{-1}	8 min 20 s

FUENTE: Weber, 1979.

3.2 Tipos de sedimentadores

Los tipos de tanques de sedimentación empleados en las plantas de tratamiento son rectangulares o circulares con dispositivos mecánicos para la recolección de lodos. La selección del tipo de tanque para una aplicación dada depende del tamaño de la instalación, de las disposiciones y reglamentos de los organismos locales de control, de las condiciones locales del terreno y de la estimación de los costos entre otros. Se deberá disponer de dos o más tanques con objeto de que el proceso permanezca en funcionamiento mientras que uno de ellos esté fuera de servicio por reparación y mantenimiento. En plantas grandes, el número de tanques viene determinado principalmente por las limitaciones del tamaño.

Contenido	Notas
<p>3.2.1 Tanques rectangulares</p> <p>Los tanques rectangulares se emplean en la sedimentación primaria y la clarificación, aunque su uso como sedimentador secundario no ha sido muy estudiado y presenta limitaciones en la remoción de sólidos, a menos que se realicen diseños especiales para una eliminación más rápida que con los diseños estándar.</p> <p>Los tanques rectangulares pueden ser implementados como una sola unidad o varias con una pared común entre todas ellas, lo que requiere de un área disponible menor.</p> <p>Las relaciones geométricas comunes para las unidades rectangulares son:</p> <p>longitud:ancho 3:1 o más ancho:profundidad 1:1 a 2.25:1</p> <p>Las profundidades típicas cuando se emplean estos tanques como sedimentador primario son de 2.4 a 3 m y, cuando se usan como sedimentador secundario son de 3 a 3.6 m (ver FIG 3.3).</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

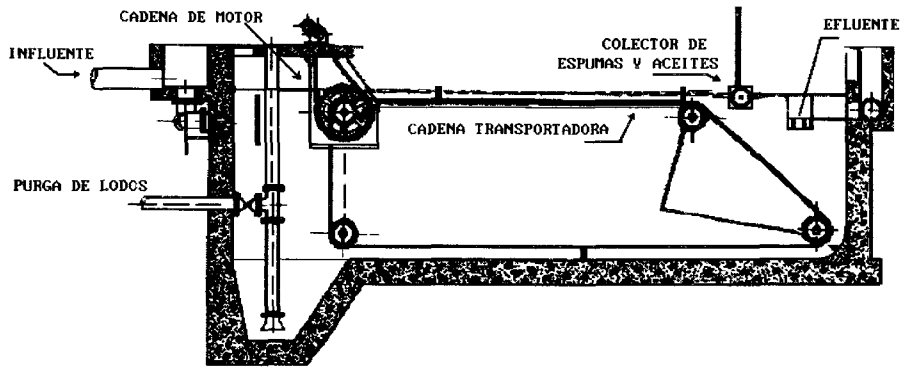


Fig. 3.3 Esquema de un sedimentador rectangular

Los sólidos sedimentables son eliminados por medio de transportadores de cadena o raspas, el método más común en Europa es el de puentes corredizos. La experiencia ha demostrado que el mecanismo para mover el puente con las raspas requiere menos mantenimiento que los transportadores de cadena.

Las rastras mueven el lodo por un canal central, el cual conduce a una tolva localizada al final del canal. Este depósito puede almacenar el lodo que se recolecta en un periodo de 6 a 12 horas y en casos extremos hasta 24 horas. La purga de lodos se efectúa por lo menos una vez al día para evitar que se presenten condiciones de anaerobiosis.

Las espumas se colectan al final del tanque por medio de rascadores que se mueven sobre la superficie del líquido. La espuma es empujada por los rascadores hasta un punto en el que es atrapada por los deflectores antes de su eliminación. La espuma también puede ser arrastrada mediante rociado con agua a presión

Contenido	Notas
<p>y recogerse empujada manualmente por medio de una placa inclinada, o bien puede eliminarse hidráulica o mecánicamente, siendo varios los medios conocidos para llevarlo a término.</p> <p>3.2.2 Tanques circulares</p> <p>Las unidades circulares son usadas como sedimentadores primarios o secundarios y para el espesamiento de los lodos. En este tipo de tanque el modelo de flujo es radial. Para generar este modelo, el agua residual se introduce por el centro o por la periferia del tanque.</p> <p>Los diámetros de las unidades circulares varían en un amplio rango (3 a 60 m). La profundidad del agua en el tanque cuando se emplea como sedimentador primario es de 2 a 3 m, y cuando se usa como secundario y espesador, el intervalo es de 3 a 4 m o más.</p> <p>La pendiente del piso más común para un sedimentador, primario o secundario, con mecanismo de rastras es de 1:12. Cuando se usa el tanque como espesador, la pendiente es de 2:12 o más. En el centro del tanque, la profundidad es mayor ya que se trata de un depósito para la compactación de los lodos (ver FIG 4.4), con un volumen suficiente para almacenar a los lodos recolectados en periodos de 2 a 4 horas.</p>	

Contenido	Notas
<p>La remoción de los lodos en los tanques circulares es por rastras o succión. Las unidades provistas con rastras son empleadas principalmente para el manejo de lodo primario o visible en tanques con diámetros menores de 15 m. Las unidades con succionadores se utilizan para manejar grandes cantidades de lodo. Las rastras o succionadores son instalados soportados en pilar o puente. El mecanismo por puentes se emplea en tanques con diámetros menores de 15 m, mientras que el de pilares se utiliza para diámetros mayores. El uso de mecanismos en los tanques de sedimentación final es necesario para prever condiciones adversas en la operación así como la presencia de material flotante en el efluente.</p> <p>Los desnatadores y/o desespumadores en los tanques de sedimentación colectan las natas o espuma en forma radial a lo largo de la periferia y depositándolos en canales para su disgregación mediante la adición de agua. El desnatador o desespumador se mueve de acuerdo con el mecanismo para la recolección de los lodos</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

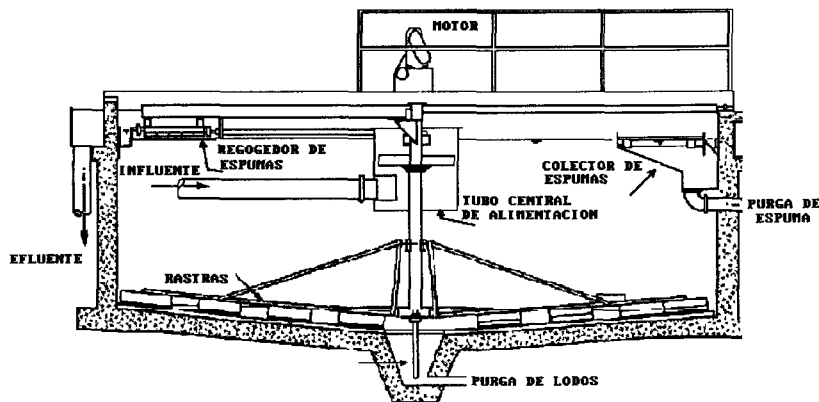


Fig. 3.4 Esquema de un sedimentador circular

3.2.3 Configuración del sistema

Los tanques de sedimentación pueden ser primarios o secundarios dependiendo de la función que realicen y el lugar donde se ubiquen.

La geometría del tanque es importante, su rendimiento está relacionado con sus partes componentes. Un buen diseño se basa en el conocimiento de la hidráulica.

Es necesario tener presente que el tamaño del sedimentador es función del caudal y de las velocidades de decantación de las partículas; sin embargo, el equipo disponible para la recolección y eliminación de lodos puede condicionar las dimensiones.

En el caso de los sedimentadores, el tiempo de retención hidráulico no es el parámetro de diseño de mayor importancia; sin embargo, en la operación de sistemas de tratamiento biológico de

Contenido	Notas
<p>tipo aerobio se requiere mantener una cantidad de microorganismos en el reactor biológico y para ello se recircula una cantidad de los lodos retenidos en el sedimentador que trata su efluente. En este caso es recomendable no exceder un tiempo de retención hidráulico de 3.5 horas, ya que de otra manera los microorganismos <i>pierden</i> su actividad por la falta de oxígeno.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

4 FILTRACIÓN

4.1 Introducción

El principio de la filtración es pasar el agua a tratar a través de un medio poroso con el objeto de retener los sólidos en el medio y permitir que el agua libre de sólidos continúe su camino. Se distinguen dos grupos de medios filtrantes: las membranas y los medios porosos (como grava, arena, etcétera.). Los rangos de aplicación se ilustran en la FIG. 4.1.

Tamaño μm	Rango iónico	Rango molecular		macromolecul	micropartícula	Macropartículas	
	0.001	0.01	0.1	1.0	10	100	1000
Peso molecular (aproximado)	100 200	1,000 10,000	100,000				
Tamaño relativo de varios materiales en el agua	Sales acuosas Iones metálicos	Virus	Ácidos Húmicos	Arcillas Fibras de asbesto	Bacterias Huevecillos	Algas Sedimentos	Arena
Procesos de separación	Ósmosis inversa	Nanofiltración	Ultrafiltración	Microfiltración			Filtración convencional

Fig. 4.1 Procesos de separación en el tratamiento del agua

La filtración se utiliza en: la potabilización, la depuración de aguas residuales, el tratamiento de lodos y la remoción de sustancias específicas mediante la filtración por membranas. En potabilización, se emplea con o sin pretratamiento de coagulación y

Contenido	Notas
<p>sedimentación, para eliminar los sólidos presentes en las aguas superficiales y los precipitados del tratamiento químico. En el tratamiento del agua residual, la filtración se utiliza para eliminar el flóculo biológico del efluente secundario decantado o los precipitados de la remoción química del fósforo y en el desecado de los subproductos (lodos) del tratamiento de aguas, es otra de las aplicaciones del proceso. En el caso de las membranas se pueden remover varias sustancias suspendidas e incluso disueltas como los iones metálicos.</p> <p>La discusión presente se centra sobre filtros granulares profundos (arena o multimedio) y filtros lentos. La mayoría de las aplicaciones que se presentan para ilustrar estos procesos de filtración se relacionan con potabilización del agua, debido a que ésta ha sido su principal aplicación; sin embargo, los principios presentados son vigentes en la depuración de las aguas residuales.</p> <p>4.2 Medio filtrante</p> <p>El medio granular que se ha utilizado incluye arena, carbón de antracita machucada, tierra de diatomeas, perlita y carbón activado en polvo o granulado. El medio granular puede ser de un sólo tipo o una combinación de éstos. Un filtro de doble lecho que se utiliza extensamente consiste de una capa de carbón sobre arena. Los filtros de medio múltiple consisten, por ejemplo, en carbón,</p>	

Contenido	Notas
<p>arena sílice y arena de granate. El medio más comúnmente empleado es el de arena sílice.</p> <p>El desarrollo del filtro de arena tuvo lugar en Inglaterra a mediados del siglo XIX. Estos filtros trabajaban con caudales por unidad de superficie (tasa de filtración) de 0.01 a 0.3 m³/m²/h, con buenos resultados en el tratamiento de las aguas superficiales. En América, los filtros se comenzaron a utilizar a finales del siglo XIX, debido a que las características de las aguas superficiales de América difieren de las de Inglaterra, obteniéndose diferentes resultados con la aplicación del proceso, lo que condujo al desarrollo de la filtración de arena con coagulación. En América también, surge el interés de desarrollar filtros que empleen menos área filtrante con objeto de invertir menor capital en su construcción, para tal propósito se ideó un tipo de filtro que permite emplear tasa de filtración del orden de 2.5m³/m²/h. Ha este tipo de filtro se le dio el nombre de "<i>filtro rápido de arena</i>", para distinguirlos de los filtros "<i>lentos</i>" o ingleses.</p> <p>Después de la segunda guerra mundial empezó a utilizarse tierra de diatomeas para filtrar el agua potable, pero su uso ha sido limitado a filtros de piscinas y algunas aplicaciones en la industria.</p> <p>El empleo de carbón activado como medio filtrante no pretende eliminar los sólidos en suspensión, su principal objetivo es el de remover los materiales disueltos por adsorción. Los filtros</p>	

Contenido	Notas
<p>de este tipo se utilizan tanto en la potabilización como en la depuración de aguas residuales para eliminar compuestos orgánicos refractarios.</p> <p>A los filtros cuyo espesor de medio filtrante se encuentre en el intervalo de 50 a 100 cm se les denomina <i>profundos</i>.</p> <p>4.3 Mecanismos principales de la filtración</p> <p>Los mecanismos implicados en la eliminación de materia en suspensión por un filtro son muy complejos. Muchos investigadores han discutido los diversos factores que pueden tener una influencia importante en el proceso. Los mecanismos dominantes dependen de las características físicas y químicas de la suspensión y del medio, velocidad de filtración y características químicas del agua.</p> <p>En los filtros granulares profundos de material grueso, la eliminación tiene lugar dentro del lecho del filtro, y se denomina comúnmente filtración por profundidad. La eficiencia de este tipo de filtración depende de varios mecanismos. Algunos sólidos pueden ser separados por el proceso mecánico de tamizado intersticial, la separación de los sólidos más pequeños depende de dos tipos de mecanismos. Primero, un mecanismo de transporte debe llevar a la partícula pequeña desde la masa del fluido dentro de los intersticios, cerca de la superficie del medio. Los mecanismos de transporte pueden incluir decantación por</p>	

Contenido	Notas
<p>gravedad, impacto inercial, difusión, intercepción e hidrodinámica. Estos mecanismos dependen de características físicas tales como el tamaño del medio filtrante, velocidad de filtración, temperatura del fluido, y la densidad y tamaño de las partículas en suspensión.</p> <p>Segundo, cuando la partícula se acerca a la superficie de un sólido del medio, es preciso un mecanismo de fijación para retenerla. El mecanismo de fijación puede implicar interacciones electrostáticas, enlaces químicos por puentes o adsorción específica; todos estos mecanismos están afectados por los coagulantes empleados en el pretratamiento y las características químicas del agua y medio filtrante.</p> <p>En los filtros granulares profundos, la eliminación se debe a una combinación de estos mecanismos. A medida que el ciclo del filtro progresa, el dominio de ambos mecanismos de transporte y fijación puede cambiar. Por ejemplo, si la fijación está favorecida por la adsorción específica de las partículas sobre el medio filtrante limpio al empezar la corrida de filtración, en la medida que la superficie de los sólidos del medio filtrante se cubran de partículas este mecanismo tendrá una menor influencia, ya que las partículas fijadas por adsorción sobre el medio filtrante agotan los lugares de adsorción y el comportamiento cambia.</p> <p>Las partículas retenidas en el filtro están en equilibrio con la fuerza cortante del fluido que tiende a separarlas y arrastrarlas</p>	

Contenido	Notas
<p>en la dirección del flujo y a través del medio. A medida que se depositan partículas en los intersticios se reduce el área de la sección por donde atraviesa el flujo, por lo que incrementa su velocidad y fuerza cortante, de manera que separa a las partículas exteriores transportándolas cada vez más profundamente. Finalmente, las partículas son arrastradas fuera del lecho disponible disminuyendo la calidad del efluente y por tanto la corrida de filtración termina.</p> <p>Si repentinamente se incrementa la velocidad de filtración en un filtro que contiene sólidos depositados, las fuerzas hidráulicas de corte también lo harán. Esto perturba el equilibrio existente entre sólidos depositados y el agua. En el diseño deben evitarse todas las fuentes que puedan ocasionar cambios violentos en la velocidad. Del mismo modo, en la operación de un sistema de tratamiento es preferible disponer de filtros adicionales que puedan entrar en operación cuando se requiera aumentar el caudal tratado, que incrementar la tasa de filtración de un filtro en operación.</p> <p>Las pérdidas de carga a través de un lecho filtrante típico de arena limpia con un tamaño efectivo (T.E.)^a de 0.5mm y coeficiente de uniformidad (C.U.)^b de 1.75 son generalmente inferiores a 0.3 m de columna de agua para un caudal de 4.88 m³/s.</p>	

Contenido	Notas
<p>Aunque se utilicen velocidades de filtración elevadas, la mayor parte de los sólidos se eliminan en las capas superiores (primeros 25 cm) del medio filtrante. La FIG 4.2 ilustra la presión en función del tiempo durante una jornada de filtración.</p> <p>La presión negativa, menor que la atmosférica se presenta cuando la pérdida de carga excede a la columna de agua disponible. La presión negativa favorece la formación de bolsas de aire (liberación de los gases disueltos en el agua), lo cual reduce el área efectiva de filtración. Este fenómeno reduce la corrida de filtración.</p> <p>^a El T.E. es un parámetro que se determina mediante el análisis granulométrico del medio filtrante, corresponde al tamaño del material que representa el 10 % respecto al peso seco de la muestra. $d_{efect} = T.E. = d_{10}$</p> <p>^b El C.U. es cociente del tamaño del material que representa el 60% con respecto al peso seco de la muestra entre el T.E.</p> $C.U. = \frac{d_{60}}{d_{10}}$	

Contenido	Notas
-----------	-------

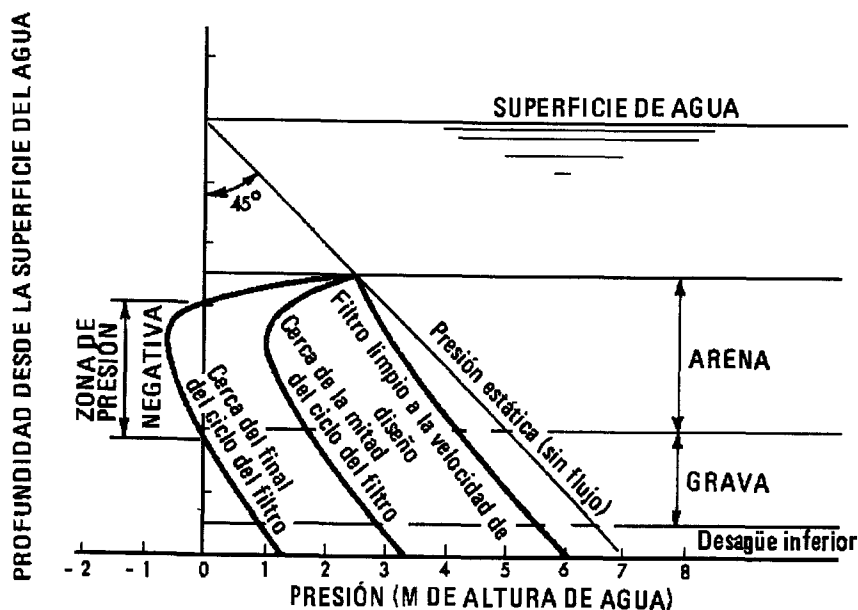


Fig. 4.2 Presiones según profundidad

4.4 Pretratamiento del agua

El propósito del pretratamiento es aumentar la capacidad del filtro para retener los sólidos en suspensión que son demasiado finos para separarse por simple tamizado.

Cuando la concentración de la materia en suspensión de un agua no es alta, a veces resulta útil añadir pequeñas dosis de coagulantes (sulfato de aluminio, cloruro férrico, polielectrolitos) antes de la filtración con el fin de que flocule la suspensión en el interior del medio filtrante y se retengan las partículas. A esta práctica se le conoce con el nombre de *Filtración directa*. Con este pretratamiento el mecanismo de separación en el filtro pasa de una eliminación por tamizado a una eliminación por adsorción.

Contenido	Notas
<p>La eliminación por adsorción consume menos carga por unidad de sólidos separados que la separación por tamizado.</p> <p>Los coagulantes generalmente se utilizan para reducir la carga de sólidos al filtro. Una vez floculada la suspensión los sólidos se eliminan por decantación en un tanque de sedimentación. El efluente del sedimentador contiene <i>menos</i> materia en suspensión, pero contendrá flóculo residual. El efecto en la filtración se observa en una reducción de la velocidad de desarrollo de la pérdida de carga.</p> <p>Es posible efectuar un pretratamiento para mejorar la decantación y después un pretratamiento para la filtración. En la primera etapa se separará la mayor parte de los sólidos en suspensión. En la segunda fase se aumentan las fuerzas de fijación o los enlaces de puente implicados en la unión de sólidos.</p> <p>4.5 Variables de operación para filtros granulares profundos</p> <p>Los filtros granulares profundos son los de uso más generalizado en la depuración de las aguas residuales.</p> <p>El modelo que ilustra la FIG 4.3 corresponde a un filtro de gravedad. Se le denomina de esta manera debido a que la fuerza de gravedad es la responsable del flujo del agua en el filtro. En los filtros a presión el agua entra y sale del filtro a una presión muy superior a la atmosférica. Este tipo de filtros constan de un</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

tanque cerrado y hermético que contiene al medio granular, como se indica en la FIG 4.4. La acción de los filtros a presión es idéntica a los de gravedad, se emplean generalmente en los sitios donde el espacio es limitado, tal como en fábricas, industrias o albercas.

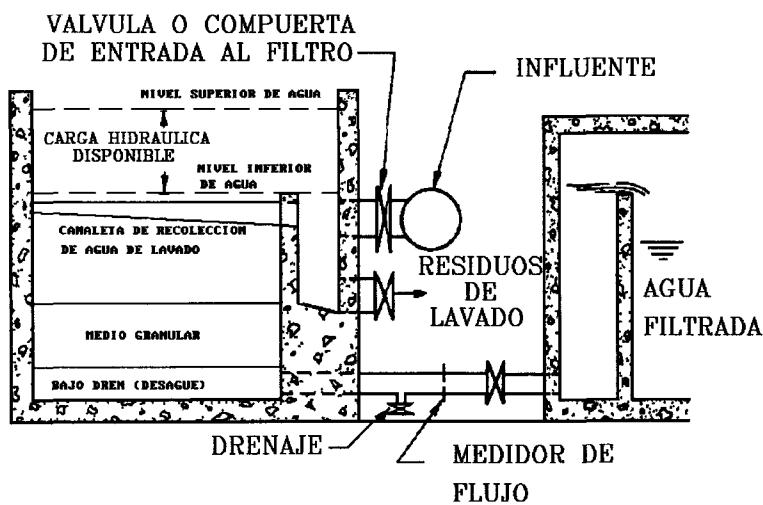


Fig. 4.3 Filtro granular profundo

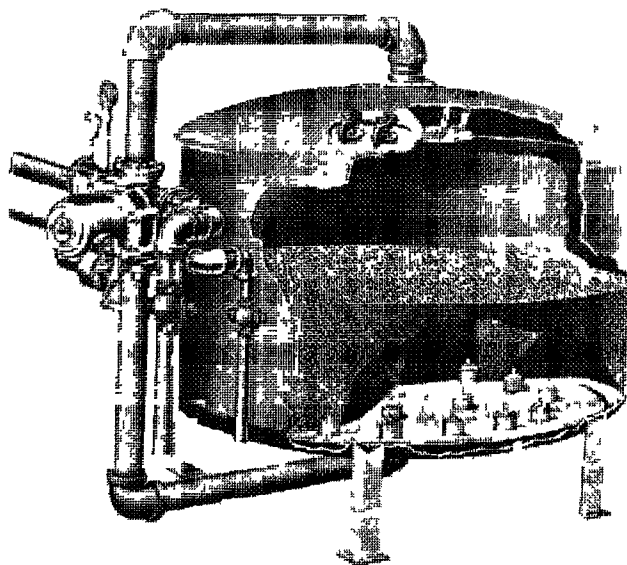


Fig. 4.4 Filtro de arena rápido a presión

Contenido	Notas
<p>El medio filtrante ideal para los filtros granulares profundos debe ser de un tamaño tal que retenga una gran cantidad de sólidos suspendidos y pueda limpiarse fácilmente por retrolavado. Estos prerequisites no son totalmente concordantes, y debe llegarse a un equilibrio. Una arena muy fina permite obtener un efluente de excelente calidad pero impide la penetración de sólidos en el lecho; con lo cual se desaprovecha la capacidad de almacenaje del medio granular. Las arenas más gruesas nos darán tiempos más largos de funcionamiento, menor calidad del efluente y mayor facilidad de lavado, aunque para ello se requiere un mayor caudal de agua de lavado para expandir el medio y transportar los sólidos, que se internan a una mayor profundidad en el medio, hasta el sistema de desagüe.</p> <p>La pérdida de arena durante el lavado, problema muy recurrente, es mayor cuando se emplean arenas finas. Para solventar este problema se especifican arenas mas gruesas y mayor espesor de la cama filtrante. También es común que se especifiquen arenas de coeficientes de uniformidad bastante elevados, ya que ello reduce la cantidad de <i>finos</i> que pueden ser arrastrados durante el retrolavado; sin embargo, cuanto mayor es el C.U. mayor será el costo de la arena ya que excesivas porciones de arena en bruto deberán ser tamizadas para obtener el producto acabado.</p>	

Contenido	Notas
<p>Los intervalos de las especificaciones de arena más frecuentemente utilizados son: espesor del medio filtrante de 0.5 a 1 m, T.E. desde 0.45 a 55 mm, C.U. igual o inferior a 1.65.</p> <p>La experimentación en modelos a escala es una práctica usual para establecer los parámetros de diseño de un filtro. Además se establecen rutinas de operación que permiten optimizar el funcionamiento del filtro; por ejemplo definir la tasa de filtración que permita la mayor duración de corrida a una determinada carga de sólidos en el influente, o bien, establecer la dosis óptima de coagulantes para un tipo específico de contaminante que se requiera eliminar, esto último es de gran interés cuando se prevén cambios en las características del influente (época de avenidas en ríos en las que se incrementa la concentración de arcillas).</p> <p>4.6 Lavado de los filtros</p> <p>Los filtros de arena se lavan para restablecer su capacidad cuando la calidad del efluente se degrada, o cuando la caída de presión a través del filtro alcanza un valor predeterminado. Para los filtros de gravedad, la pérdida de carga terminal seleccionada es generalmente la carga real disponible. En algunos casos, los filtros se lavan en un ciclo regular de tiempo, basado en la experiencia.</p>	

Contenido	Notas
<p>El filtro se lava a contracorriente con un caudal suficiente para expandir los granos del medio formando una suspensión, es decir, el agua ocasiona una expansión del medio filtrante. El material retenido en el filtro es transportado en el agua de lavado a través del lecho expandido y descargado al sistema de desagüe. Se ha demostrado que la colisión entre partículas (abrasión) y las fuerzas hidráulicas cortantes son las causantes del desprendimiento de las partículas retenidas a los sólidos del medio granular. El suministro de aire previo o durante el lavado es una práctica común que tiene como propósito el incrementar la colisión entre partículas. En EE.UU. se ha cambiado este método por el uso de velocidades de lavado elevadas (60 a 80 cm por minuto), que incrementan las fuerzas hidráulicas cortantes. Con esta velocidad de lavado se obtiene una expansión del 15 al 30% para las arenas comúnmente especificadas.</p> <p>También existe una combinación de lavado superficial reemplazado posteriormente de un retrolavado. El lavado superficial se efectúa a través de tuberías perforadas situadas a unos 7 cm de profundidad.</p>	

MODULO 3

- COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN
- PRECIPITACIÓN QUÍMICA
- DESINFECCIÓN

ÍNDICE

1	COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	1
1.1	COAGULACIÓN.....	3
1.2	FLOCULACIÓN.....	6
1.3	CONDICIONES DE OPERACIÓN Y EQUIPO.....	8
1.3.1	Unidades de mezcla rápida	9
1.3.2	Floculadores	12
1.4	TIEMPO DE RETENCIÓN.....	19
1.5	PRETRATAMIENTO Y POSTRATAMIENTO	20
1.6	PRUEBAS DE TRATABILIDAD.....	20
1.7	RECOLECCIÓN DE LOS SEDIMENTOS	21
2	PRECIPITACIÓN QUÍMICA	22
2.1	FUNDAMENTOS.....	23
2.2	TRATABILIDAD	25
2.3	CONDICIONES DE OPERACIÓN	25
2.4	EQUIPO EMPLEADO EN LA PRECIPITACIÓN.....	26
3	DESINFECCIÓN	28
3.1	CONDICIONES DE OPERACION	29
3.2	CLORACION.....	30
3.2.1	Equipo	33
3.3	OZONACION	35
3.4	RADIACION ULTRAVIOLETA.....	38
3.5	Equipo	39

Contenido	Notas
-----------	-------

Objetivos particulares:

Al finalizar esta unidad el participante estará en condiciones de:

- describir el proceso de coagulación-floculación en forma general.
- enlistar los reactivos que se utilizan con mayor frecuencia para la coagulación-floculación.
- relatar el proceso de precipitación química y sus aplicaciones en el tratamiento de las aguas residuales.
- describir los diferentes métodos de desinfección que se utilizan en el tratamiento de las aguas residuales, así como sus ventajas y desventajas.

Contenido	Notas
-----------	-------

Introducción:

Mediante los métodos de tratamiento químico, los cambios en la calidad del agua se consiguen por medio de reacciones químicas. Generalmente se requiere adicionar reactivos al agua o aguas residuales a tratar, para que se efectúen los cambios. Existe una gran diversidad de procesos de tratamiento químico, pero sólo los más comunes serán tratados en este módulo. El orden de presentación de las lecciones se basa en la importancia relativa del método de tratamiento.

Los más importantes métodos de tratamiento químico son aquellos usados para la desinfección, precipitación de material disuelto en el agua, coagulación (desestabilización) de coloides, oxidación e intercambio iónico. La desinfección es usada en el tratamiento del agua residual y en potabilización. Industrialmente, la desinfección se emplea para controlar el crecimiento de incrustaciones en las tuberías y de bacterias en el procesamiento de alimentos. La precipitación se utiliza tanto en las aguas residuales domésticas como industriales para ablandarlas y remover los iones solubles como PO_4^{-3} del agua residual.

Contenido	Notas
<p data-bbox="111 321 879 372">1 COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN</p> <p data-bbox="111 385 1119 744">Aun cuando ambos procesos son esencialmente diferentes (en la coagulación se agregan sustancias químicas y la floculación ocurre por efectos puramente físicos), casi siempre se encuentran asociados; es por ello que los presentamos como una sola unidad temática. Sin embargo, analizaremos con detalle cada uno de ellos.</p> <p data-bbox="111 838 1119 1070">Mediante la coagulación-floculación se remueve del 80 al 90% del total de la materia suspendida, del 40 al 70% de DBO5, del 30 al 60% de DQO y del 80 al 90% de bacterias, con respecto a la cantidad de sólidos coloidales presentes en el agua residual.</p> <p data-bbox="111 1164 1119 1266">La coagulación-floculación se aplica en situaciones específicas, por ejemplo:</p> <ul data-bbox="161 1359 1119 1910" style="list-style-type: none">• como pretratamiento o como ayuda del tratamiento primario con el fin de aumentar la eficiencia de los procesos subsecuentes mediante la eliminación de la materia coloidal.• cuando los componentes del agua residual no son biodegradables.• si se desea garantizar la sedimentación de los sólidos suspendidos y coloidales.• cuando el agua residual contiene gran cantidad de compuestos tóxicos.	

Contenido	Notas
-----------	-------

- si los reactivos para el tratamiento están disponibles a bajo costo.

La coagulación-floculación se realiza en dos etapas. En la primera (coagulación), las fuerzas interpartícula son reducidas o anuladas por la adición de reactivos como sales de aluminio, de hierro, de calcio, o algunos polielectrolitos; en la segunda etapa (floculación), las colisiones entre las partículas favorecen la formación de flóculos grandes (FIG 1.1).

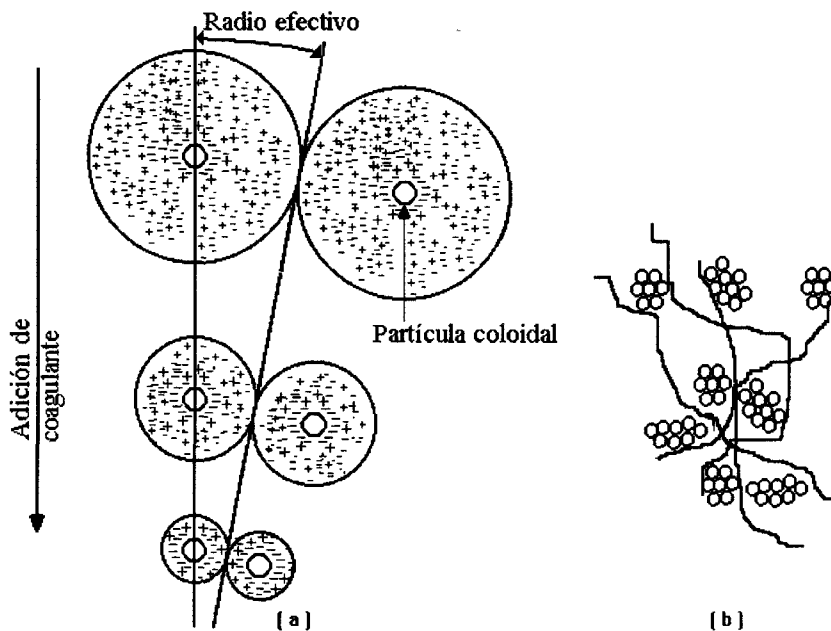


Fig. 1.1 (a) Coagulación: la adición de coagulante neutraliza las cargas de las partículas y comprime la "nube" que rodea a los coloides de tal forma que se pueden aglomerar

(b) Floculación: los puentes interpartículas que se forman entre los coloides aglomerados forman flóculos de mayor tamaño susceptibles de sedimentar.

Contenido	Notas
-----------	-------

1.1 COAGULACIÓN

Los sólidos coloidales suspendidos en el agua presentan una carga electrostática sobre su superficie, que provoca la repulsión entre las partículas y les impide agruparse para formar sólidos conglomerados de mayor tamaño. La coagulación consiste en añadir compuestos químicos al agua para reducir las fuerzas de tensión que apartan a los sólidos suspendidos entre sí. Es el tratamiento esencial para la eliminación de sólidos suspendidos (orgánicos, inorgánicos o biológicos), finamente divididos, los cuales, debido a su tamaño (<10 µm), no sedimentan por acción de la gravedad, lo hacen en forma muy lenta (Chin-Kumsrsivam, 1986), o no pueden ser retenidos por filtros de arena.

En la TABLA 1.1 se listan algunas velocidades de sedimentación.

Tabla 1.1 Tiempo de sedimentación en función del tamaño hidráulico de las partículas.

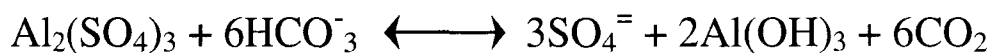
Descripción	Dimensiones mm	Volumen hidráulico mm/s	Tiempo de sedimentación (1m)
Coloidal	$2 \cdot 10^{-4}$ - $2 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-6}$	4 años
Arcilla fina	$5 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-3}$	$1.7 \cdot 10^{-4}$ - $7 \cdot 10^{-4}$	0.5 a 2 meses
Arcilla	$2.7 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	2 días
Limo fino	$5 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$ - $7 \cdot 10^{-2}$	4 a 18 horas
Limo grueso	$2.7 \cdot 10^{-2}$ - $5 \cdot 10^{-2}$	0.5 - 1.7	10 a 30 min
Arena {	fina 0.1	7	2.5 min
	media 0.5	50	20 s
	gruesa 1.0	100	10 s

Contenido	Notas
-----------	-------

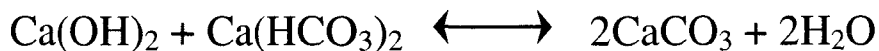
En esta etapa se realiza un mezclado rápido para dispersar el coagulante y favorecer el contacto con el agua. Los reactivos que se utilizan incluyen iones metálicos de aluminio y fierro, los cuales se hidrolizan rápidamente formando precipitados insolubles. La cal, $(Ca(OH)_2)$, que se emplea tanto en el tratamiento primario como en el terciario, forma un flóculo muy denso y fácilmente sedimentable. Sin embargo, otros coagulantes presentan desventajas: como el alumbre $(Al_2(SO_4)_3)$, que incrementa los sulfatos en el agua y forma flóculos más difíciles de sedimentar, o el hierro, que aumenta la concentración de cloruros en el agua y causa problemas a pH ácidos.

A continuación se ilustran algunas de las reacciones químicas que tienen lugar:

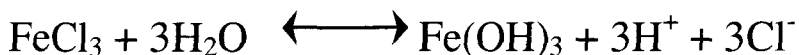
Sulfato de Aluminio: (1.1)



Cal: (1.2)



Cloruro férrico: (1.3)



Para favorecer la coagulación se usan materiales en concentraciones relativamente pequeñas que aceleran el

Contenido	Notas
<p>fenómeno. Éstos se clasifican en: a) oxidantes (cloro y el ozono); b) agentes ponderados (arcilla); c) sílice activada y d) polielectrolitos (Culp, 1977).</p> <p>Los polielectrolitos son moléculas de cadena larga con la capacidad de formar puentes y neutralizar los diferentes potenciales existentes entre las partículas floculadas. Existen varios tipos de polielectrolitos: los de carga positiva, los de carga negativa y los neutros. Generalmente se usan dosis de 0.5 a 1 mg/L aun para efluentes con residuos metálicos. El exceso de estos materiales puede dañar más la calidad del agua en comparación con los beneficios obtenidos empleando dosis más pequeñas.</p> <p>Los polielectrolitos orgánicos e inorgánicos se adsorben rápidamente en la superficie de la materia coloidal y aceleran la formación de flóculos. Están diseñados para ser solubles en agua, adsorber completamente o reaccionar rápidamente con la materia orgánica y no producir flóculos voluminosos para facilitar la filtración. Su uso es restringido debido a su alto costo y a que introducen una gama de impurezas producto de la síntesis, entre las cuales destaca la acrilamida.</p> <p>La mayoría de las observaciones indica que los contaminantes eliminados por coagulación son aquellos que poseen un alto peso molecular y son hidrófobos. Por ello se prefiere la coagulación-floculación para remover el color, sólidos</p>	

Contenido	Notas
<p>suspendidos, material coloidal, microorganismos, THM (trihalometanos), precursores de XOT (halogenuros orgánicos totales) y moléculas grandes que se adsorben poco en carbón activado. No sirve para la eliminación de compuestos orgánicos solubles.</p> <p>El empleo de la coagulación ha adquirido recientemente mucha importancia como pretratamiento para la adsorción en carbón activado de compuestos organoclorados. Para la eliminación de la materia orgánica se emplea tanto la cal como el sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) con rendimientos comparables.</p> <p>1.2 FLOCULACIÓN</p> <p>El proceso de floculación consiste en la aglomeración de partículas coloidales suspendidas, por medio de un mezclado físico o con ayuda de un coagulante químico, para formar flóculos de mayor tamaño capaces de ser separados por procesos subsecuentes como sedimentación o filtración.</p> <p>Dentro del proceso de floculación, podemos distinguir aquél donde sólo se involucra el mezclado de partículas coalescentes que no requieren reactivos coagulantes, de aquél que consiste en la adición de reactivos seguida de un mezclado.</p> <p>La floculación se basa en la colisión y aglomeración de las partículas presentes en el líquido, sean éstas de origen natural o</p>	

COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Contenido	Notas
<p>producto de la precipitación química o de la coagulación. Las colisiones entre partículas coloidales, condición necesaria y previa a la aglomeración, pueden ocurrir por el movimiento Browniano, o bien al inducir el movimiento por medios mecánicos o hidráulicos. El primer caso es conocido como floculación pericinética y el segundo se denomina floculación ortocinética.</p> <p>La rapidez y el grado de agregación de las partículas dependen principalmente del número y tamaño de éstas, de la rapidez de choque, de la capacidad de la partícula para adherirse a otra y del tiempo y grado de mezclado (gradiente de velocidad). Camp (WPCF,1982) comprobó que la rapidez de colisión o choque de partículas para una concentración dada es proporcional al gradiente de velocidad absoluta (G) o al cambio de velocidad en el líquido.</p> <p>Los valores altos son usados para tratamientos con cal y los bajos para la coagulación con alumbre de los efluentes secundarios.</p> <p>En la práctica, no es posible tener un gradiente de velocidad uniforme en toda la masa del líquido; por lo tanto, se emplean valores promedio de los gradientes de velocidad.</p> <p>Por otra parte, el mecanismo de mezclado está determinado por la fuerza del flóculo resultante. Un flóculo frágil requiere de</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

un gradiente de velocidad más bajo. La TABLA 1.2 muestra los valores límite establecidos para el gradiente de velocidad.

Tabla 1.2 Gradientes de velocidad usados para diferentes aguas residuales.

Agua residual	Gradiente de velocidad G (s ⁻¹)
Flóculos frágiles, ej. flóculos biológicos	10 - 30
Flóculos de fuerza media, ej. flóculos presentes al remover la turbiedad	20 - 50
Flóculos químicos, ej. flóculos formados en los procesos de precipitación.	40 - 100

FUENTE: WPCF, 1982.

1.3 CONDICIONES DE OPERACIÓN Y EQUIPO

Según Culp, *et al.* (1978), la teoría del proceso coagulación-floculación sirve para comprender el proceso, pero no para diseñar las unidades de tratamiento. En realidad, la selección de los reactivos y sus dosis, así como la determinación de las condiciones físicas deben efectuarse en el laboratorio, mediante la prueba de jarras, con pruebas piloto y con base en la experiencia, dependiendo principalmente del tipo de agua a ser tratada. Además, el diseño de las unidades debe ser flexible ante las variaciones en gastos y características del agua residual.

Contenido	Notas
<p>El sistema de coagulación-floculación puede llevarse a cabo en una sola unidad o en unidades separadas. Cualquiera que sea el caso, la coagulación se lleva a cabo usando una unidad de mezcla rápida diseñada para crear gradientes de 300 s^{-1} o mayores, con un tiempo de retención de 15 a 60 segundos. El coagulante puede ser alimentado en forma mecánica --por vertedores, paleando o agregando cubetadas--, o en forma neumática.</p> <p>Si la floculación se realiza en una unidad independiente, la velocidad en los conductos debe ser de 0.15 a 0.3 m/s para evitar que se rompa el flóculo. La agitación necesaria para el proceso se induce por medios mecánicos, como paletas, o neumáticos, como difusores de aire. El tiempo requerido para la floculación depende de las características del agua tratada: en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales va de 5 a 30 minutos.</p> <p>Tanto para la coagulación como la floculación se obtienen mejores resultados cuando se utilizan unidades en paralelo que una unidad grande (Culp, <i>et al.</i>, 1978).</p> <p>1.3.1 Unidades de mezcla rápida</p> <p>Como ya se dijo, las unidades de mezcla rápida se diseñan para crear gradientes de velocidad de 300 s^{-1} o mayores. Hay varias formas de efectuar la mezcla rápida: mezcladores</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

hidráulicos en tuberías, tanques con impulsores de alta velocidad, tanques aerados (desarenadores) y salto hidráulico en canales.

La función de estas unidades es lograr que la mezcla de los reactivos con el agua residual sea lo más homogénea posible y que se consiga en tiempos reducidos.

En las figuras 1.2, 1.3 y 1.4 se ilustran algunos ejemplos de mezcladores mecánicos, mezcladores hidráulicos en tuberías y mezcladores en canal.

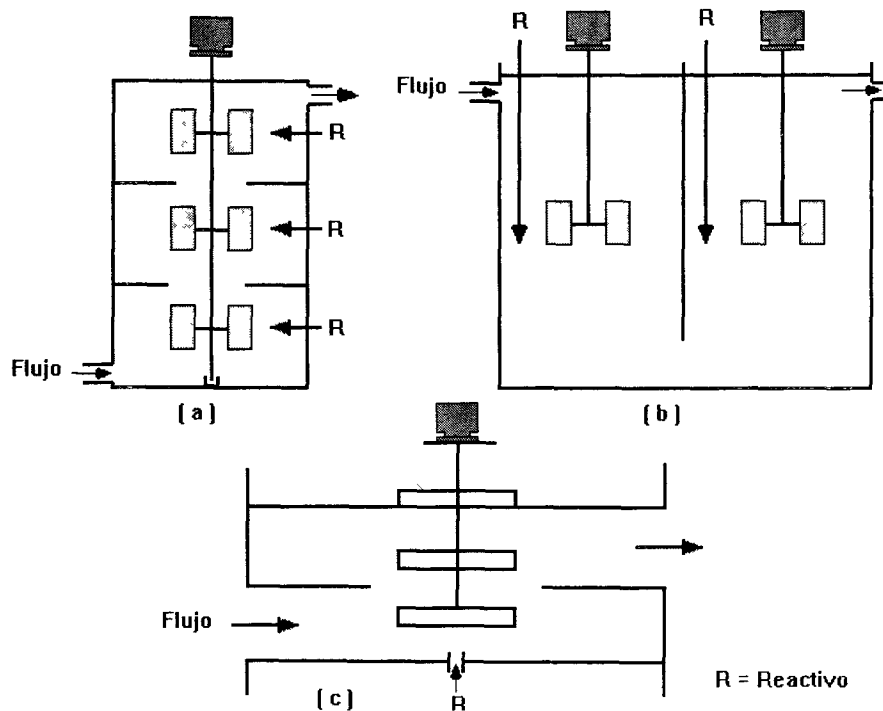


Fig. 1.2 Mezcladores mecánicos: a) mezclador de reactor profundo, b) mezclador con dos impulsores y c) mezclador en línea.

Contenido	Notas
-----------	-------

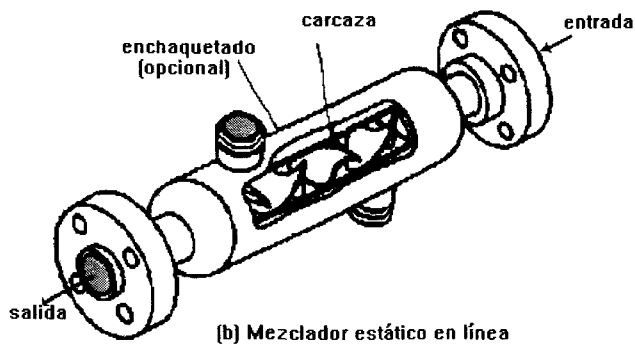
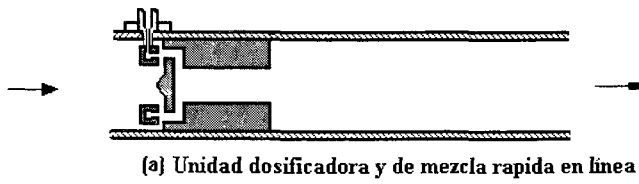


Fig. 1.3 Mezcladores en línea: a) unidad dosificadora y de mezcla rápida en línea, b) mezclador estático

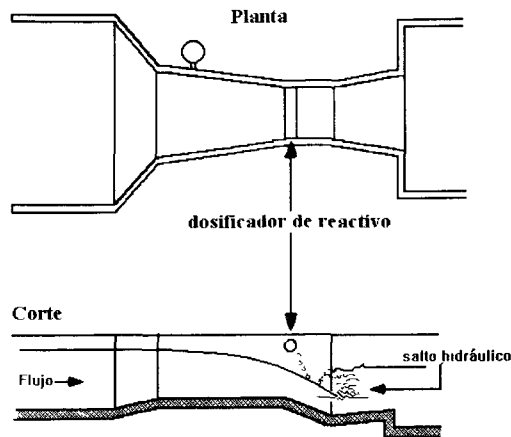


Fig. 1.4 Mezcla por salto hidráulico en un canal parshall

Contenido	Notas
<p>1.3.2 Floculadores</p> <p>El mezclado necesario para efectuar la floculación se puede llevar a cabo por medios hidráulicos, mecánicos o por inyección de aire (aerados).</p> <p>1.3.2.1 Floculadores hidráulicos</p> <p>Son aquéllos en los que se induce turbulencia al agua mediante un flujo gravitacional y el uso de elementos fijos (deflectores). No requieren de partes mecánicas o móviles, ni de fuentes de energía. Son los deflectores los que permiten cambios en la dirección del flujo y provocan la agitación suave del líquido. En este tipo de floculadores se usan valores altos de G y un tiempo de retención relativamente corto para producir los flóculos (FIG. 1.3).</p> <p>Una ventaja de los floculadores hidráulicos radica en la disminución de costos por carecer, como ya dijimos, de partes mecánicas o móviles. Su principal desventaja es que no podemos controlar las variaciones de caudal, de temperatura ni de las características del agua residual. Por consiguiente, presentan poca flexibilidad en su operación.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

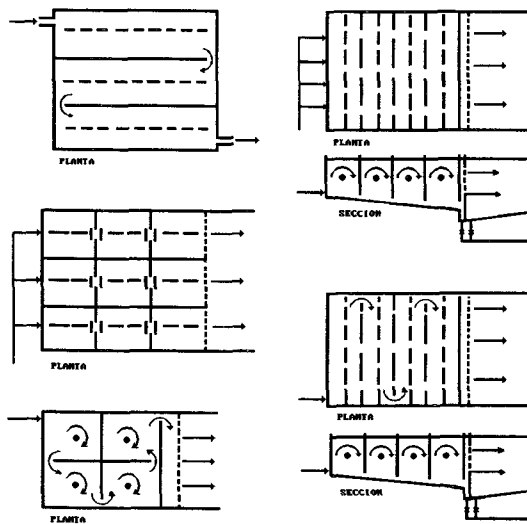


Fig. 1.5 Floculadores hidráulicos.

1.3.2.2 Floculadores aerados

La floculación por aire consiste en la inyección de aire en el agua con el fin de favorecer su agitación y formar los flóculos. No ha sido muy utilizada debido a la creación de esfuerzos cortantes muy altos, lo que contribuye a la disociación de los flóculos. Sin embargo, si la burbuja creada es muy pequeña este problema desaparece.

Su uso se recomienda para preaerar el agua residual y suministrar oxígeno a las aguas sépticas ayudando a la flotación de grasas en el tanque primario, lo que permite que éstas puedan ser removidas.

Una desventaja potencial es la producción de una nata en la superficie del agua debido al efecto de flotación producido por la

Contenido	Notas
<p>emersión de las burbujas, especialmente cuando no se cuenta con equipo de remoción de natas.</p> <p>Es importante tener en cuenta que para un valor promedio de G por debajo de 100, la burbuja debe tener un diámetro de 0.08 mm, valor que requiere el empleo de difusores porosos muy finos. Sin embargo, éstos son susceptibles de taparse fácilmente. Para burbujas de diámetros de 0.4 y 2.00 mm, los gradientes de velocidad son de 500 y 2000 s^{-1}, respectivamente, mas están fuera del rango recomendado para la floculación.</p> <p>1.3.2.3 Floculadores mecánicos</p> <p>Los floculadores mecánicos se diseñan para homogeneizar los niveles de energía en el agua. Como resultado de la equidistribución de la energía, los flóculos que se forman son más uniformes. Si los esfuerzos cortantes son muy grandes, los flóculos se pueden desagregar. La principal ventaja de los floculadores mecánicos es su mayor flexibilidad de operación.</p> <p>Los floculadores mecánicos se agrupan en dos categorías: oscilatorios y rotatorios.</p> <p>Floculadores mecánicos oscilatorios</p> <p>El tipo oscilatorio se caracteriza porque sus partes móviles describen trayectorias ascendentes y descendentes (FIG 1.6). Este tipo de movimiento es adecuado si se requiere una floculación</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

ligera. La velocidad del agua dentro del reactor es baja, por lo que habrá sedimentación de sólidos dentro del mismo.

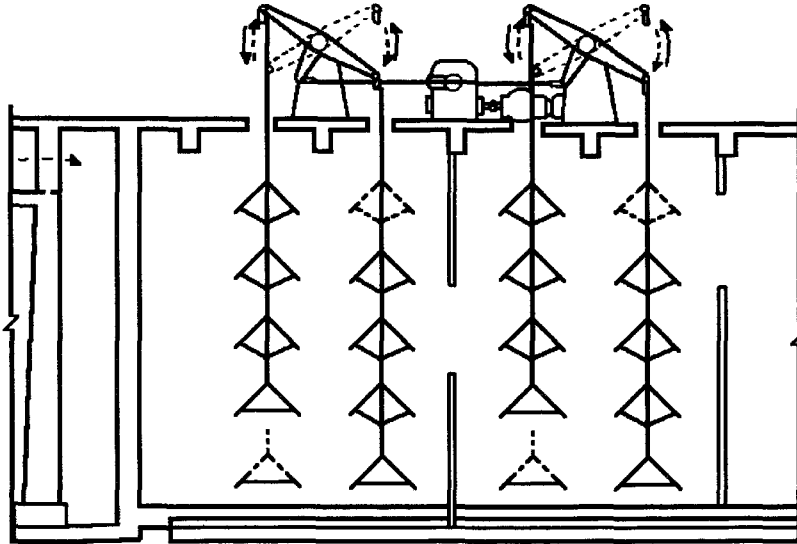


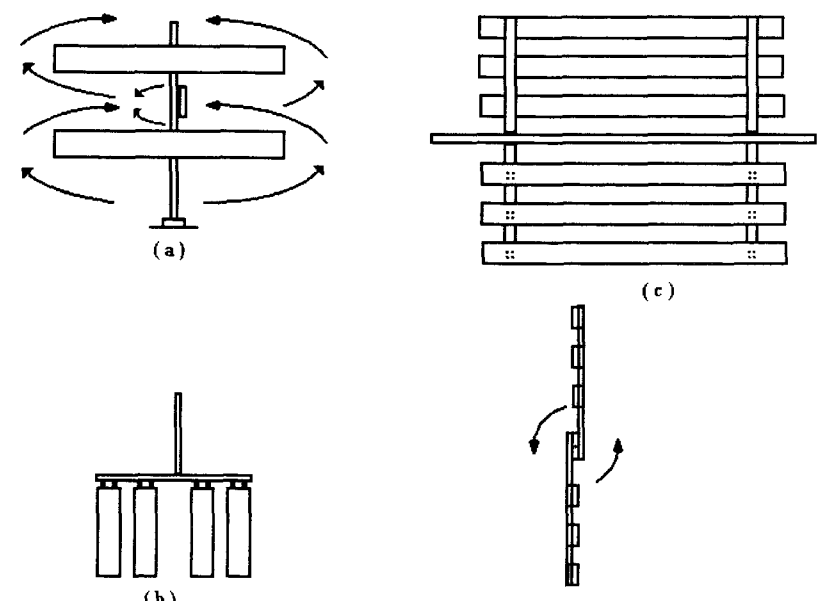
Fig. 1.6 Floculador de tipo oscilatorio (diseño de vigas).

Floculadores mecánicos rotatorios

Hay de dos tipos: los de paleta y los de turbina.

Floculador de paleta: este tipo de floculador es el más empleado.

Las partes móviles son las paletas que pueden estar hechas de acero, madera o malla; por la forma en que se montan son axiales o radiales; y por su colocación en el reactor son verticales u horizontales (FIG 1.7).

Contenido	Notas
 <p>El diagrama ilustra tres configuraciones de paletas para un sistema de coagulación-floculación. (a) Paletas radiales: se muestran dos paletas horizontales montadas sobre un eje central vertical, con flechas que indican su rotación. (b) Paletas axiales: se muestran tres paletas verticales montadas sobre un eje horizontal que atraviesa el centro de cada una. (c) Rieles o paletas axiales: se muestran dos rieles horizontales montados sobre un eje central vertical, con flechas que indican su rotación.</p>	
<p>Fig. 1.7 Distintos tipos de paletas: a) paletas radiales, b) paletas axiales y c) rieles o paletas axiales</p>	
<p>Las paletas axiales se montan en un brazo radial de acero y son paralelas al eje de rotación. Las radiales son perpendiculares al eje y se montan directamente sobre éste. Las unidades verticales usan un cojinete sumergido instalado en el fondo del tanque para mejorar la estabilidad del disco. Los ejes de las unidades horizontales son montados en pedestales de 1.5 a 4.8 m.</p>	
<p>Tanto las unidades de paletas axiales como las de paletas radiales están provistas de un mecanismo que varía la velocidad periférica de las paletas. El intervalo recomendado de dicha velocidad es de 0.3 a 0.9 m/s; sin embargo, en la práctica, el intervalo es de 0.2 m/s a 1.2 m/s.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Para lograr mejores condiciones de mezclado, las paletas se montan en un mecanismo rotatorio y se instalan deflectores en el tanque. Este arreglo evita que existan espacios muertos pues la energía aplicada al agua se aboca al mezclado en sí, no al desplazamiento del agua (FIG. 1.8).

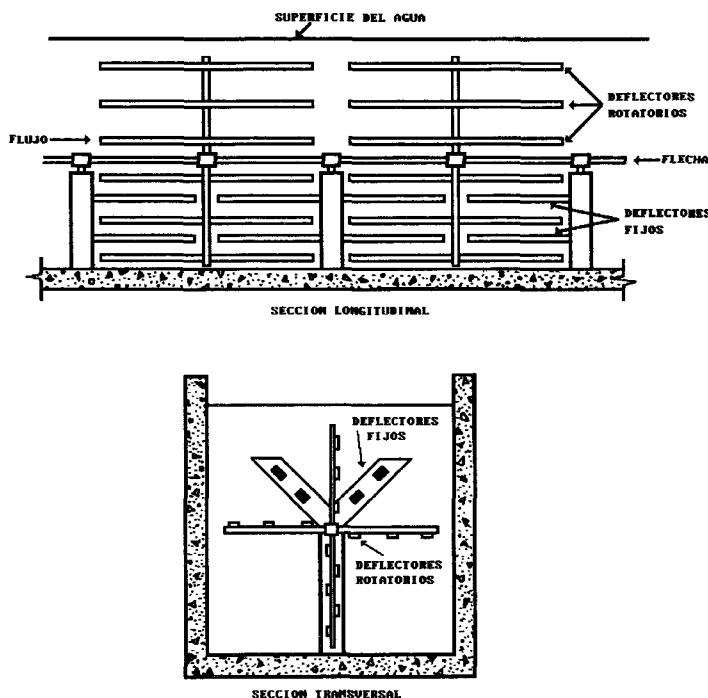


Fig. 1.8 Sección longitudinal y transversal de un floculador rotatorio de paleta.

Floculador de turbina: éstos han tenido una gran aceptación en años recientes. La turbina consiste en un disco circular de acero atravesado por cuchillas del mismo material y montado en un eje central. Las cuchillas son paralelas al eje de rotación del disco. Las turbinas pueden montarse vertical u horizontalmente (FIG 1.9 y 1.10). El intervalo para la velocidad periférica es de 0.6 a 1.2 m/s, aunque puede alcanzar 1.8 m/s. Se pueden usar velocidades

Contenido	Notas
-----------	-------

muy bajas para flóculos con tendencia a romperse. Las turbinas están provistas con motores que permiten variar la velocidad, por lo que es posible la operación bajo diferentes condiciones (temperatura, concentración, caudal).

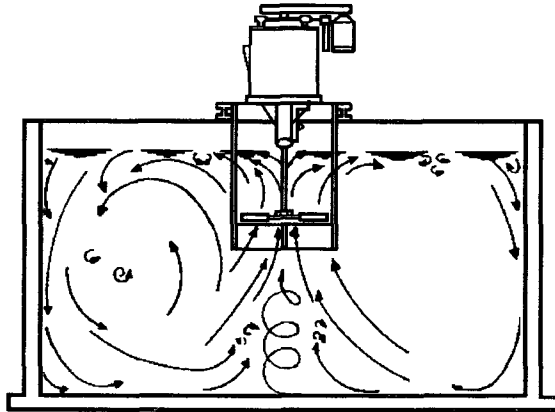


Fig. 1.9 Floculador de turbina montado verticalmente.

A pesar de que este tipo de floculador puede generar un valor de G mayor al necesario para la floculación, es muy conveniente pues impulsan el agua y, por lo tanto, proporcionan una buena velocidad de circulación.

Contenido	Notas
-----------	-------

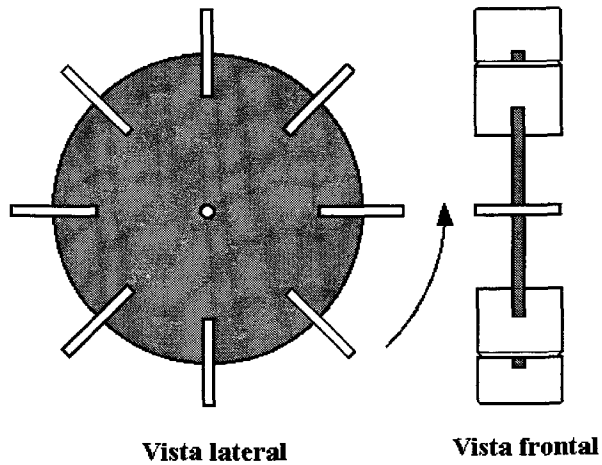


Fig. 1.10 Turbina horizontal.

1.4 TIEMPO DE RETENCIÓN

El tiempo de retención en los floculadores varía, generalmente, de 20 a 30 min. En las unidades de contacto de sólidos (FIG. 1.11) el tiempo de retención se reduce de 10 a 15 min debido a la gran concentración de partículas. Para la remoción del fósforo los tiempos de retención menores de 5 min permiten buenas floculaciones en aguas residuales tratadas con sales metálicas para la remoción del fósforo.

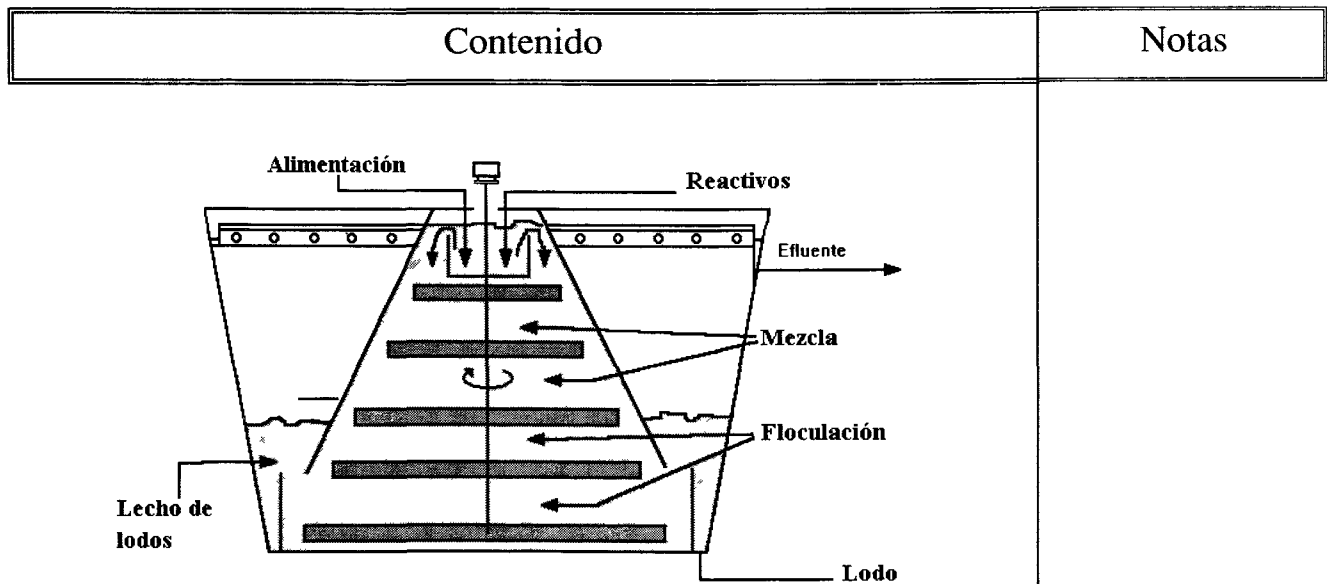


Fig. 1.11 Unidad de contacto de sólidos del tipo filtración por manto de lodos.

1.5 PRETRATAMIENTO Y POSTRATAMIENTO

El sistema de coagulación-floculación, *per se*, es considerado un pretratamiento que aumenta la eficiencia de otros sistemas de remoción de contaminantes (adsorción, intercambio iónico, etc). Sin embargo, es conveniente aplicar al agua un cribado, desarenación antes de efectuar la coagulación-floculación. Como postratamiento, debe aplicarse al efluente ya sea sedimentación, sedimentación combinada con filtración o bien filtración directa para clarificar el agua tratada.

1.6 PRUEBAS DE TRATABILIDAD

La selección del tipo y dosis del coagulante y del polielectrolito, del Ph óptimo, del tiempo de agitación y la determinación de la producción de lodos, depende de las características de la materia suspendida y de la calidad deseada

Contenido	Notas
-----------	-------

del agua. Para ello se aplica la "prueba de jarras" (**FIG 1.12**), que se una simulación de las condiciones requeridas para obtener una máxima eficiencia de remoción. Para extrapolar los resultados de esta prueba debe tomarse en cuenta que en la planta el proceso es continuo, mientras que la simulación es por lotes.

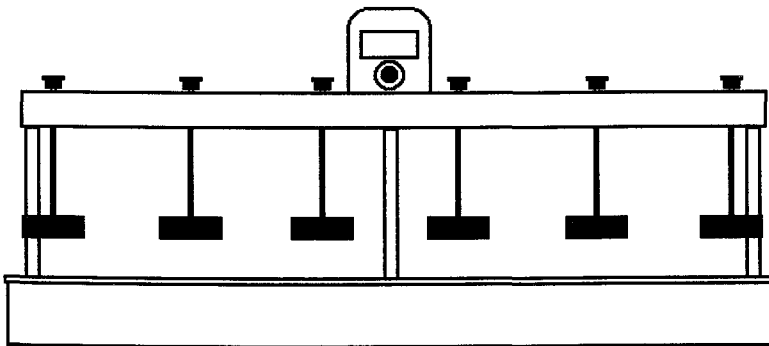


Fig. 1.12 Aparato de prueba de jarras

1.7 RECOLECCIÓN DE LOS SEDIMENTOS

Generalmente, los sólidos no se acumulan en los floculadores ya que el mismo flujo del agua los arrastra a las unidades subsecuentes donde son separados. Esto con excepción de los floculadores oscilatorios donde los sólidos sí tienden a depositarse en el fondo del tanque. En este caso, es necesario eliminarlos del tanque de floculación, cuidando que la velocidad en el fondo del tanque sea de 0.2 a 0.3 m/s. Si no se cumple con esta velocidad, habrá que succionar los sólidos.

Contenido	Notas
<p>2 PRECIPITACIÓN QUÍMICA</p> <p>La precipitación química es un proceso que consiste en la adición de reactivos con el propósito de que reaccionen con compuestos solubles <i>específicos</i>, en los residuos líquidos, para formar compuestos en forma precipitable.</p> <p>Se aplica para remover:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fosfato disuelto, el cual puede ser reducido hasta 1 mg/L con alumbre, sales de hierro y algunos polímeros. - Parte de calcio, magnesio, sílice o fluoruro son eliminados con cal. - Algunos metales pesados. <p>La remoción de los ácidos fúlvicos es favorecida durante un tratamiento con exceso de cal sin recirculación de lodos, condiciones alcalinas, la presencia de iones Ca^{2+}, baja concentración de CO_2 y la presencia de pequeños cristales de CO_3. El mecanismo de remoción propuesto es la coprecipitación del ácido fúlvico y su adsorción sobre los cristales de CaCO_3 cuando éstos inician su precipitación.</p> <p>Los compuestos orgánicos remanentes en la solución deben ser eliminados mediante la formación y precipitación de compuestos derivados de Fe(III). El tratamiento químico con la cal (Ca(OH)_2) disminuye la carga de sólidos en los procesos subsecuentes, inactiva los virus y las bacterias, precipita los</p>	

Contenido	Notas
<p>fosfatos y metales pesados y remueve una parte de los compuestos orgánicos (Shuckrow et al., 1982).</p> <p>Los contaminantes pueden ser removidos de la masa de agua por precipitación directa o cuando sustituyen iones de tamaño similar en cristales ya formados (reemplazamiento) o en formación (co-precipitación). En la remoción de contaminantes, son de importancia particular la formación de carbonatos (SrCO_3, CdCO_3), de fosfatos ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), de sulfuros ($\text{ZnS}$, PbS), de hidróxidos ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) y de óxidos (MnO_2), (Iturbe <i>et al</i>, 1990).</p> <p>2.1 FUNDAMENTOS</p> <p>La precipitación se produce de acuerdo con leyes químicas que rigen los pesos de combinación de los reactivos y sus productos de solubilidad. Es posible determinar si la especie se encuentra en solución o en forma precipitada, comparando el producto de sus concentraciones molares $[\text{A}^+][\text{B}^-]$ con el producto de solubilidad k_{s0}, cuando el producto de las concentraciones es mayor que el producto de solubilidad ($[\text{A}^+][\text{B}^-] > k_{s0}$), la solución está sobresaturada y se espera que precipite.</p> <p>La precipitación difiere de la coagulación en que la primera separa <i>compuestos disueltos</i> y la segunda es para <i>material coloidal</i>.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

La precipitación de los hidróxidos metálicos es función de la concentración del ión metálico y del pH. En general, a medida que el pH aumenta, la solubilidad del hidróxido metálico disminuye, como se observa en la FIG 2.1.

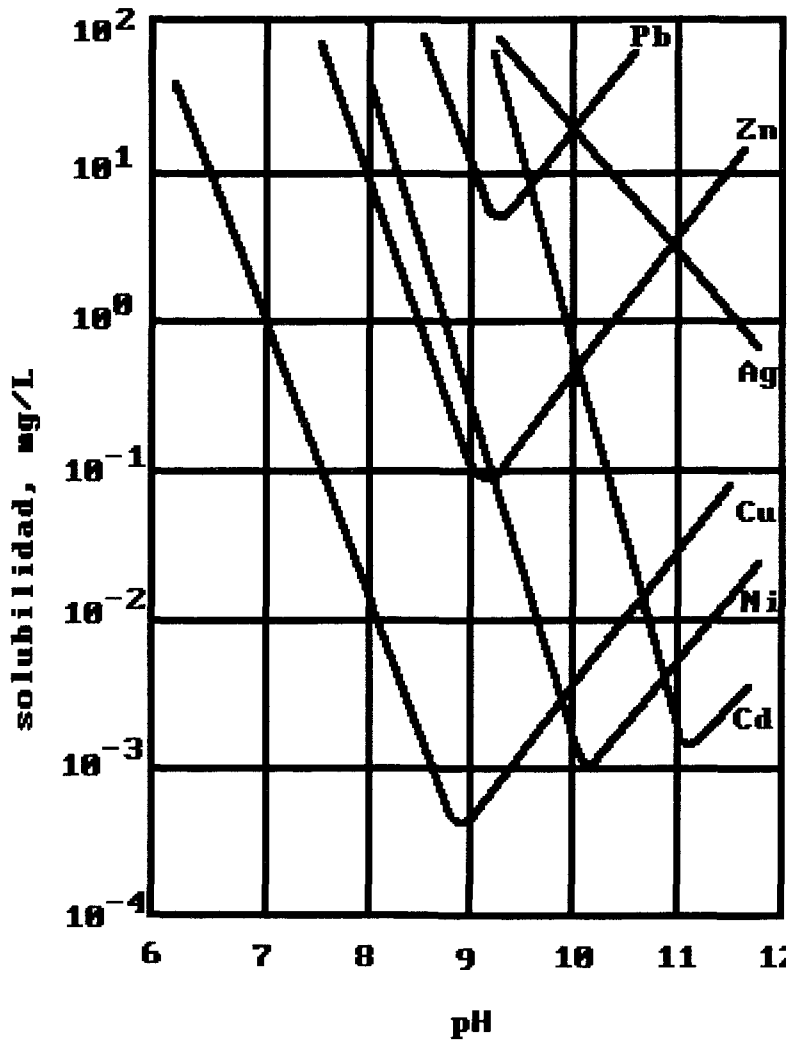


Fig. 2.1 Solubilidad de los hidróxidos metálicos en función del pH

Contenido	Notas
-----------	-------

Los elementos en trazas pueden ser precipitados o coprecipitados en la forma de hidróxidos o carbonatos insolubles en el agua con cal o sosa. De esta forma, se remueven Cd, Pb, Hg, Zn, Fe(III), Mn(IV), Ag, Cr(III), Ni y Co del agua residual. Así mismo, diversos metales pesados pueden precipitar al utilizar sales de fierro y de aluminio como lo muestran las figuras 2.2 y 2.3. En contraste, cuando se encuentran combinados con una molécula orgánica (acomplejados), la precipitación se inhibe o se limita. Los agentes acomplejantes más comunes son amonio, cianuro y EDTA.

2.2 TRATABILIDAD

Debido a la gran diversidad de constituyentes de los residuos líquidos y al efecto que tienen sobre el proceso de precipitación, se requiere realizar "pruebas de jarras" que permitan determinar, de manera rápida, la dosis óptima de precipitante, pH óptimo y la sedimentabilidad de los precipitados.

2.3 CONDICIONES DE OPERACIÓN

El proceso puede ser continuo o por lotes. La selección del tipo de proceso depende del grado de variación de los constituyentes del residuo líquido. Cuando existen grandes variaciones en el influente es recomendable operar el proceso en forma discontinua, definiendo las condiciones de operación para cada bloque mediante "pruebas de jarras" (Freeman, 1989).

Contenido	Notas
-----------	-------

2.4 EQUIPO EMPLEADO EN LA PRECIPITACIÓN

Un proceso típico de precipitación química consta de un dosificador del reactivo, un tanque de reacción con agitador mecánico y un sedimentador (FIG 2.2). El tamaño de las unidades está en función del caudal y de las velocidades de reacción y sedimentación de los precipitados, estas últimas se determinan mediante la "prueba de jarras".

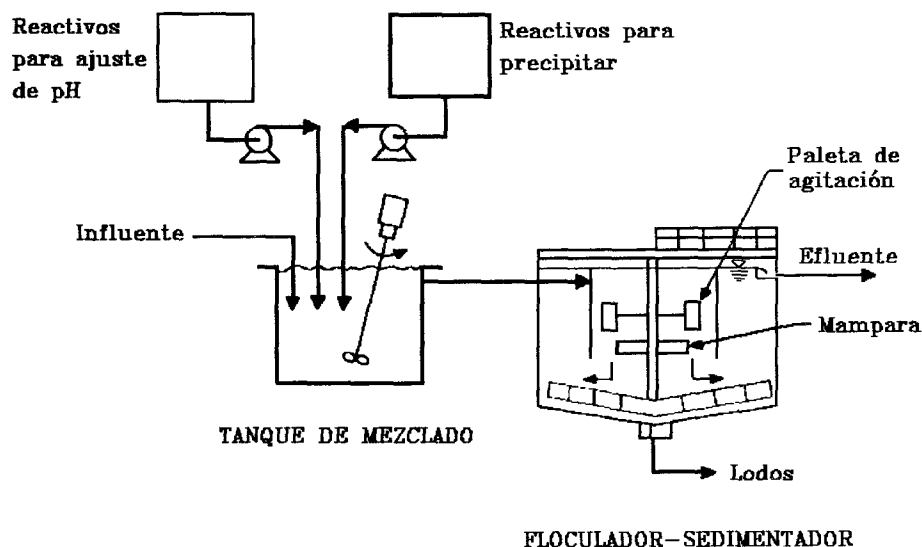


Fig. 2.2 Proceso típico de precipitación química

Para la selección del reactivo (sosa o cal) del proceso se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos.

La sosa aunque es más cara que la cal, se maneja y alimenta con equipos simples de bombas centrífugas. Por otra parte, el precipitado producido decanta a una menor velocidad que los precipitados de cal, esto implica un mayor volumen del sedimentador.

PRECIPITACIÓN QUÍMICA

Contenido	Notas
<p>- La cal aunque es más barata, debe ser acondicionada en tanques de agitación y ser alimentada por bomba de desplazamiento positivo, para evitar taponamiento en las líneas y válvulas de conducción</p> <p>Debido a que las variaciones del pH del influente alteran la eficiencia del proceso, comúnmente se requiere acondicionarlo en tanques de neutralización con objeto de mantenerlo en el valor óptimo y evitar incrementar la dosis de reactivo.</p> <p>Cuando existen agentes acomplejantes como cianuro, amonio y EDTA, que inhiban las reacciones de precipitación, se requiere eliminarlos del influente. El amonio puede desorberse con aire, el cianuro oxidarse químicamente y el EDTA precipita como ácido libre a valores bajos de pH (Freeman, 1989).</p> <p>Los procesos de precipitación producen un lodo húmedo el cual se considera un residuo peligroso y deberá tener un procesamiento antes de realizar su disposición. En algunos casos, existe la posibilidad de recuperar el material de este lodo. Sin embargo, frecuentemente materiales que no son de interés también precipitan y complican la recuperación de material (Shuckrow <i>et al.</i>, 1982).</p>	

Contenido	Notas
<p>3 DESINFECCIÓN</p> <p>Desinfección es la destrucción de organismos potencialmente dañinos y comúnmente, constituye la etapa final de todo tratamiento del agua. En las plantas de tratamiento debe ponerse especial atención en la selección de esta etapa para evitar la formación de compuestos no deseados. Por ello, se presenta un resumen de las opciones posibles.</p> <p>La desinfección puede realizarse aplicando métodos físicos (temperatura, luz ultravioleta) o químicos en los que se usan sustancias llamadas desinfectantes (cloro, ozono y iones metálicos)</p> <p>Un desinfectante ideal para el agua debe cumplir con las siguientes propiedades:</p> <ul style="list-style-type: none">• Destruir todas las clases y cantidades de agentes patógenos.• No ser tóxico para el hombre ni para los animales domésticos.• No tener un sabor desagradable.• Tener un costo razonable.• Ser de manejo, transporte, almacenamiento y aplicación seguros y fáciles.• Proporcionar protección residual contra la posible contaminación en las líneas de conducción y tanques de almacenamiento .	

Contenido	Notas
<ul style="list-style-type: none"> • No reaccionar con los compuestos presentes en el agua para producir sustancias tóxicas. <p>3.1 CONDICIONES DE OPERACION</p> <p>Los principales factores que influyen en la acción de un desinfectante son:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiempo de contacto • Tipo y concentración de agente químico • Intensidad y naturaleza de los agentes físicos • Temperatura • Número y tipo de organismos presentes en el agua <p>El tiempo de contacto es comúnmente señalado como la variable más importante en la desinfección (Metcalf y Eddy, 1972). Chick en 1908, estableció que existe una relación inversamente proporcional entre el número de microorganismos a la acción de sobrevivientes un desinfectante y el tiempo de contacto. Dependiendo del tipo de agente químico, se ha observado que su eficiencia es función de su concentración.</p> <p>El tipo de microorganismos también influye en la eficiencia de la desinfección, por ejemplo, las esporas de las bacterias son mucho más resistentes que las bacterias en crecimiento.</p>	

Contenido	Notas
<p>La eficiencia de desinfección de los agentes físicos es una función de la intensidad, análogo a la concentración de los agentes químicos. Por ejemplo, para controlar a los microbios por temperatura es necesario elevarla hasta 100 °C; en el caso de la luz ultravioleta el factor determinante es la cantidad de energía aplicada por unidad de superficie.</p> <p>3.2 CLORACION</p> <p>El cloro es el principal compuesto empleado para la desinfección del agua. Se usa en forma gaseosa, sólida o líquida y en forma pura o combinada. El cloro gaseoso es generalmente considerado como la forma más rentable para las plantas de tratamiento de gran tamaño.</p> <p>Cuando el cloro se disuelve en el agua a una temperatura entre 9°C y 100°C, forma los ácidos hipocloroso e hipocloroso:</p> $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{HOCl} + \text{HCl} \quad (3.1)$ <p>La reacción se lleva a cabo en muy pocos segundos. A su vez, el ácido hipocloroso se ioniza en forma instantánea en ión hidrógeno y ión hipoclorito.</p> $\text{HOCl} \longrightarrow \text{H}^+ + \text{OCl}^- \quad (3.2)$	

Contenido	Notas
<p>El cloro tiene una fuerte afinidad por varios compuestos, particularmente por los agentes reductores. En estas reacciones, manifiesta una gran tendencia a perder sus electrones y formar el ión cloruro o compuestos organoclorados. Las sustancias con las cuales reaccionan frecuentemente son Fe, Mn, NO₂, H₂S, así como la mayor parte de los compuestos orgánicos presentes.</p> <p>Las reacciones con los compuestos inorgánicos son en general rápidas, en cambio, las que se llevan a cabo con los compuestos orgánicos son muy lentas y su grado de desarrollo depende de la cantidad de cloro disponible.</p> <p>En las aguas residuales reduce temporalmente el número de bacterias así como la demanda de oxígeno en un 10 a 40% según los distintos tipos de aquéllas y disminuye la producción de anhídrido carbónico, abatiendo la turbiedad y modificando el potencial de oxidación-reducción.</p> <p>La cloración de las aguas residuales tiene por objeto proteger los abastecimientos públicos, la pesca, los baños y las playas.</p> <p>Esta práctica evita el desarrollo de vegetación en las atarjeas, inhibe la putrefacción de los lodos, facilita la eliminación de las grasas, contribuye al tratamiento de algunos residuos industriales, combate la formación de espumas en los tanques de digestión, impide los malos olores, etc.</p>	

Contenido	Notas
<p>La acción del cloro sobre el ser humano es nula cuando se ingiere en pequeñas cantidades, hasta de 50 ppm durante cortos períodos de tiempo. En el agua para beber, el cloro libre le comunica sabor cuando su contenido es superior a 0.1-0.2 ppm.</p> <p>Aparte del olor característico del cloro, la cloración del agua puede originar olores y sabores desagradables, debidos a la formación de clorofenoles, cuando el agua contiene trazas de fenoles, este sabor es perceptible en concentraciones del orden de 0.0002 mg/L.</p> <p>Como se mencionó, la oxidación de las materias orgánicas por el cloro no es instantanea, por ello es que el tiempo de contacto es un factor esencial para la aplicación del cloro.</p> <p>Para lograr una desinfección eficaz la cloración deberá sobrepasar el nivel del índice de cloro. El exceso se neutraliza a continuación teniendo siempre en cuenta el factor tiempo de contacto ya que si éste es insuficiente la eficacia de la depuración disminuye sensiblemente.</p> <p>La cantidad de cloro libre a utilizar que debe emplearse en la desinfección del agua, se determina mediante los métodos del índice o demanda del cloro y el punto de quiebre o ruptura.</p> <p>La demanda del cloro, es la cantidad mínima de cloro necesaria para tratar un agua considerando la existencia de cloro</p>	

Contenido	Notas
<p>libre al cabo de un tiempo determinado, generalmente dos horas. La diferencia entre la demanda y la dosis de cloro libre se llama cloro eficaz.</p> <p>El punto de ruptura, es la dosis de cloro a partir de la cual se destruyen los compuestos formados por éste y la materia orgánica.</p> <p>3.2.1 Equipo</p> <p>Existen dos formas de aplicación del cloro, como elemento gaseoso o como hipoclorito, el empleo de cloro gaseoso se restringe a instalaciones que cuenten con medidas de seguridad para el manejo del gas, ya que este se aplica a presión utilizando inyectores de vacío. El hipoclorito se aplica mediante bombas dosificadoras, su empleo requiere de la existencia de cámaras de mezclado.</p> <p>Comparando dos tipos de mezcladores uno rápido y el otro de difusión convencional se encontró que el cloro es activo durante los primeros 30 s de mezclado (Huang <i>et al.</i>, 1984), por lo que conviene un mezclado rápido. La eliminación de coliformes se efectúa con 15 min de contacto como mínimo.</p> <p>El cloro en forma gaseosa frecuentemente contiene cloroformo, tetracloruro de carbono y otros residuos que reaccionan con la materia orgánica para producir los</p>	

Contenido	Notas
<p>trihalometanos, las cloraminas, los haloacetoneitritos, los ácidos haloacéticos y los halofenoles.</p> <p>Los trihalometanos y los compuestos organo-halogenados se forman por medio de reacciones de oxidación y de sustitución entre el cloro y los ácidos húmicos.</p> <p>Wang (1984) (en Venosa y Russell, 1986) observó que el cloro en forma gaseosa ofrece hasta un 94.5 % de reducción en el costo de construcción debido a que este método no requiere de lagunas de contacto necesarias para el cloro en solución. La presencia de amoníaco o sales de amonio aumenta la demanda de cloro.</p> <p>El <i>dióxido de cloro</i> es una alternativa para la desinfección ya que tiene un poder oxidante mayor que el del cloro gaseoso y es mas efectivo en la desactivación de virus. Otra ventaja es que no genera subproductos dañinos a la salud y a la vida acuática como trihalometanos (THM) ni cloraminas. Se reporta como un desinfectante ideal para riego y fertilización de cosechas (Venosa-Russell, 1986). El dióxido de cloro es especialmente útil para la eliminación de olores.</p> <p>Dada su alta reactividad y explosividad no se puede almacenar y tiene que generarse <i>in situ</i> a partir del hipoclorito de Sodio. La reacción es la siguiente:</p>	

Contenido	Notas
<p style="text-align: center;">$2\text{NaClO}_2 + \text{Cl}_2 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + 2\text{NaCl}$</p> <p>Otra desventaja que presenta es su costo elevado.</p> <p>3.3 OZONACION</p> <p>El ozono junto con el cloro son los dos germicidas más potentes y efectivos que se emplean en el tratamiento del agua. Es interesante señalar que el uso del ozono como desinfectante es más antiguo que el del cloro. Entre sus ventajas se tiene la elevada eficiencia para eliminar virus y quistes, la capacidad para controlar problemas de olor, sabor y color y el hecho de que su producto de descomposición sea el oxígeno disuelto (FIG 3.1). Adicionalmente, su funcionamiento no se ve afectado por el pH ni por el contenido de amoníaco. Entre sus desventajas es que se debe producir eléctricamente a medida que es empleado, no puede ser almacenado y es difícil adaptarlo a las variaciones de carga y de la calidad del agua influente. Por ello, la aplicación del ozono se ha limitado a las fuentes de abastecimiento con demanda baja o constante, como es el caso del agua proveniente de acuíferos.</p> <p>El ozono tiene una eficiencia particularmente rápida para desactivar los virus (Katzenelson <i>et al.</i>, 1974). Bajo condiciones controladas el 99 % de los polivirus pueden ser acabados con 0.1 mg/L de ozono residual en 10 s. La misma concentración de cloruros requiere de 10 min.</p>	

Contenido	Notas
<p>La inactivación de los virus está controlada por una velocidad mecánica, es posible remover entre 65 y 95 por ciento, la variación mostrada se debe a muchos factores, dos de los cuales son la concentración de sólidos volátiles mezclados en el reactor y el tiempo de aeración. Los procesos de desinfección en el tratamiento de agua son más eficientes para la inactivación o remoción de virus. El cloro, iodo y el bromo así como sus compuestos han sido usados como desinfectantes bacteriológicos por muchos años. Sin embargo, el ozono generalmente usado en Europa y principalmente en Francia tiene una gran capacidad para oxidar o neutralizar los compuestos que forman el olor. Las plantas piloto muestran reducciones del 58 al 83 por ciento, eliminando al mismo tiempo el sabor que pueda tener el agua.</p> <p>El ozono es un bactericida efectivo. Con un contenido de ozono crítico, las bacterias son prácticamente eliminadas (O'Donovan, 1965).</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

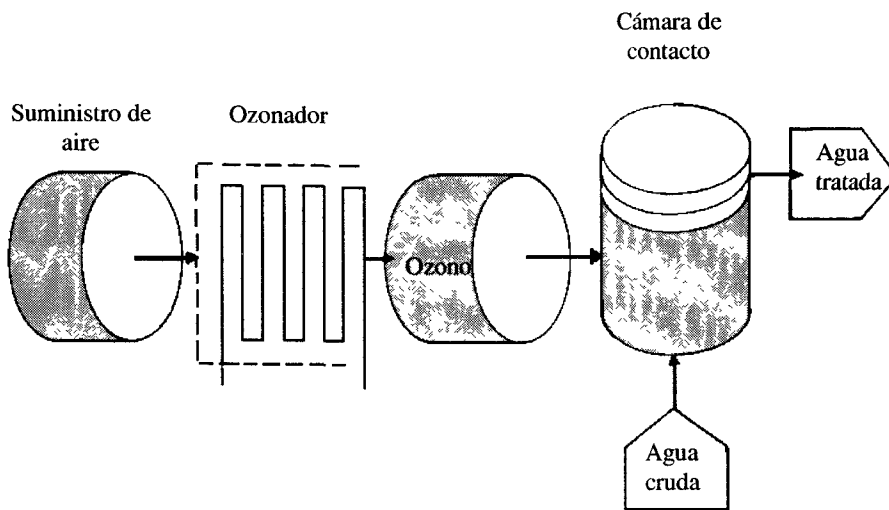


Fig. 3.1 Esquema de la desinfección mediante ozonación

El ozono se emplea también para la oxidación de compuestos orgánicos complejos con el objeto de mejorar su adsorción y biodegradabilidad. Sin embargo, estos dos objetivos son incompatibles: la ozonación produce compuestos polares que se adsorben menos fácil pero que tienen un menor peso molecular que los hace más biodegradables.

No obstante que tanto el cloro como el ozono son oxidantes, la desinfección utilizando cloro se lleva a cabo por la oxidación de los grupos aminoácidos de las células bacteriales y de las cápsulas protéicas de los virus.

En contraste, el mecanismo de desinfección del ozono es la oxidación citoplasmática completa de los virus y las bacterias (Pavoni *et al.*, 1971)

Contenido	Notas
<p>Así, las características del ozono y del cloro son complementarias. El ozono proporciona una actividad germicida rápida y una buena capacidad viricida, mejora el sabor, color y olor del agua. En cambio, el cloro, tiene una capacidad germicida constante, es flexible y tiene una actividad persistente aún en el sistema de distribución. Por ello, una combinación de ambos compuestos puede resultar en un sistema ideal de desinfección.</p> <p>3.4 RADIACION ULTRAVIOLETA</p> <p>La luz ultravioleta es una onda electromagnética que abarca de los 180 a los 400 nm de longitud de onda y entre los 220 y los 300 nm tiene propiedades germicidas. La forma en la que actúa es la siguiente: el haz luminoso lisa las proteínas contenidas en los ácidos ribonucleico (ARN) y desoxirribonucleico (ADN) de la célula, de esta forma evita que la información genética se replique y por ello los microorganismos no se pueden reproducir.</p> <p>La desinfección del agua residual mediante la radiación ultravioleta es una técnica relativamente nueva que provee una buena eficiencia a un costo efectivo menor, ofrece un método de control para los microorganismos, no genera productos tóxicos e incluso puede ayudar a disminuir el contenido de materia orgánica y destruir las cloraminas. Sin embargo, requiere que el agua a desinfectar sea de muy buena calidad, es decir, que el contenido de sólidos suspendidos y de materia disuelta sea tal que absorba o disipe poca luz UV. Lo ideal es que la absorbancia sea</p>	

Contenido	Notas
<p>menor al 10 % en celda estándar de cuarzo de 1 cm; en la medida el agua absorba o disipe mas luz peor será el desempeño en la desinfección.</p> <p>3.5 Equipo</p> <p>Existen diferentes medios para generar rayos con longitud de onda de 240-270 nm asegurando un largo tiempo de contacto con un consumo mínimo de energía. Comercialmente se encuentran dos tipos de lámparas UV con propiedades germicidas, una de presión baja que emite luz UV entre los 250 y los 280 nm con una duración de 7,000 hrs y potencia de 120; y otra de presión media que abarca un rango más amplio dentro de las frecuencias germicidas.</p> <p>La dosis requerida de radiación UV es menor que la dosis de cloro y ozono para alcanzar una desinfección similar, además después del tratamiento con luz ultravioleta no es necesario otro proceso. La dosis suministrada se define como la energía aplicada por unidad de superficie durante un período determinado.</p> $H = E * t \quad (3.3)$ <p>Donde:</p> <p>H: dosis de luz ultravioleta (mJ/cm)</p> <p>E: intensidad (mW/cm)</p> <p>t: tiempo de exposición (s)</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Un punto de vital importancia para el buen desempeño de los equipos de luz UV es la distancia que existe entre los emisores y los extremos del espacio donde se aplica la luz UV ya que la intensidad de la luz se disipa en forma exponencial con respecto a la distancia en un medio absorbente, comportándose de acuerdo con la ley óptica de Beer.

$$I_x = \frac{S}{4\pi x^2} e^{-\alpha x}$$

Donde

S = Intensidad del emisor (μW).

I_x = Intensidad de la luz UV en la distancia ($\mu\text{W}/\text{cm}^2$).

α = Distancia que recorre la luz UV a través de un medio absorbente (cm)

Específicamente para las plantas de tratamiento de aguas residuales se han desarrollado dos modalidades de equipo UV que son la cámara cerrada y las lámparas para canal.

- los equipos de cámara cerrada son generalmente cilíndricos con una lámpara colocada a lo largo del eje del cilindro de tal forma que cualquier punto en la pared de la cámara de exposición sea equidistante del emisor (FIG 3.2).

- en los sistemas de canal se introduce una batería de lámparas UV en el canal del efluente. Con estos equipos no se

Contenido	Notas
-----------	-------

cumple el criterio de equidistancia, pero refuerzan la dosis de luz UV al suministrar mayor potencia de salida (mayor número de emisores). La FIG 3.3 presenta este tipo de equipos.

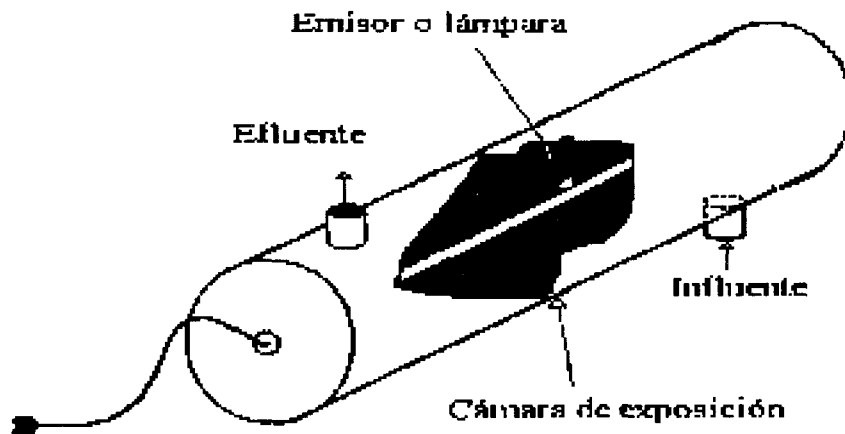


Fig. 3.2 Equipo de desinfección de luz ultravioleta en cámara cerrada

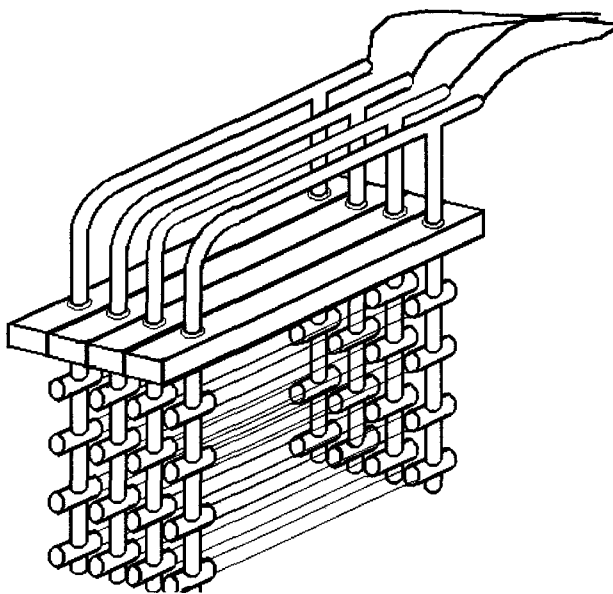


Fig. 3.3 Equipo de desinfección con luz UV para canal

Contenido	Notas
-----------	-------

Un problema con el uso de la luz ultravioleta radica en la dificultad para medir la dosis y el monitoreo inmediatamente después de la desinfección. Recientemente se ha desarrollado un método indirecto mediante bioensayos encontrando que la dosis es función directa del tiempo de residencia pero solo a nivel cualitativo. El método requiere pequeños volúmenes de esporas en un flujo continuo (Qualls *et al.*, 1989).

Cada desinfectante tiene un campo específico de aplicación. Las diferencias entre los parámetros al utilizar diferentes técnicas se muestran en la **TABLA 3.1**. Aún con todo el cloro es el desinfectante más usado; con respecto al ozono, los costos son muy altos.

Tabla 3.1 Equipo de desinfección con luz UV para canal

PUNTOS DE COMPARACION	UV	OZONO	CLORO
Tiempo de contacto	1-10 s	10-20 min	30-50 min
Tanque de reacción	ninguno	requerido	requerido
Mantenimiento	mínimo	considerable	promedio
Instalación	sencilla	elaborada	elaborada
Influencia de:			
- materia suspendida	fuerte	fuerte	fuerte
- temperatura	variable	elevada	elevada
- pH	ninguna	débil	elevado
Residuos en el agua	ninguna	bajo	presente
Influencia del agua	ninguna	presente	presente
Corrosión	ninguna	presente	presente
Toxicidad	ninguna	presente	presente
Costos de operación	bajo	alto	bajo

FUENTE: Angehrn, 1984

MODULO 4

- LODOS ACTIVADOS
- FILTROS PERCOLADORES
- DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS
- LAGUNAS
- PROCESOS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO
- ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES
- SISTEMAS COMBINADOS
- SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

ÍNDICE

1	LODOS ACTIVADOS	1
1.1	Fundamentos del proceso.....	1
1.1.1	Parámetros de operación	5
1.2	Procesos a diferentes niveles de carga.....	9
1.2.1	Tratamiento convencional.....	10
1.2.2	Tratamiento a alta tasa	11
1.3	Regímenes de mezcla.....	12
1.4	Variantes del proceso.....	13
1.5	Sistemas de aeración	26
1.5.1	Sistemas de aeración por burbujas.....	28
1.5.2	Sistemas de aeración mecánica.....	31
2	FILTROS PERCOLADORES	33
2.1	Descripción	33
2.2	Clasificación.....	35
2.3	Aplicabilidad del proceso	36
2.4	Factores que afectan la operación y diseño	37
2.4.1	Composición del agua residual	37
2.4.2	Tratabilidad del agua residual.....	38
2.4.3	Pretratamiento	38
2.4.4	Tipo de medio de soporte.....	39
2.4.5	Profundidad del filtro percolador	39
2.4.6	Recirculación	40
2.4.7	Ventilación	41
2.4.8	Temperatura	41

2.5	Criterios de diseño.....	42
3	DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS.....	45
3.1	Descripción del proceso.....	45
3.2	Factores que afectan la operación de biodiscos.....	46
3.2.1	Temperatura	46
3.2.2	pH.....	48
3.2.3	Salinidad.....	49
3.2.4	Velocidad de rotación	50
3.2.5	Número de etapas.....	51
3.2.6	Recirculación del efluente	52
3.2.7	Oxigenación	53
3.2.8	Carga hidráulica y carga orgánica	54
3.3	Ventajas y desventajas	56
3.3.1	Ventajas.....	56
3.3.2	Desventajas	58
4	LAGUNAS.....	59
4.1	Lagunas anaerobias.....	61
4.2	Lagunas facultativas.....	63
4.3	Lagunas aerobias.....	64
4.3.1	Lagunas aerobias no mecanizadas	64
4.3.2	Lagunas aeradas	66
4.4	Factores que afectan el desempeño y el diseño	67
4.4.1	Abastecimiento de oxígeno y mezclado	67
4.4.2	Carga orgánica y tiempo de retención	68
4.4.3	Geometría de las lagunas	70

4.4.4	Temperatura.....	71
4.5	Otras aplicaciones	72
4.6	Ventajas y desventajas	73
5	PROCESOS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO.....	76
5.1	Desarrollo de los procesos anaerobios.....	80
5.1.1	Reactores anaerobios de 1 ^a generación.....	81
5.1.2	Reactores anaerobios de 2 ^a generación.....	85
5.1.3	Reactores anaerobios de 3 ^a generación.....	89
6	ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES	91
6.1	Remoción del nitrógeno.....	91
6.1.1	Fuentes de los residuos nitrogenados	94
6.1.2	Nitrificación	95
6.1.3	Desnitrificación.....	100
6.2	Remoción del Fósforo.....	104
6.2.1	Fuentes del fósforo en las aguas residuales	104
6.2.2	Remoción fisicoquímica del fósforo.....	106
6.2.3	Remoción biológica del fósforo.....	108
7	SISTEMAS COMBINADOS.....	113
7.1	Sistemas combinados aerobios	113
7.2	Sistemas combinados anaerobios – aerobios.....	124
8	SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO.....	127
8.1	ESTIMACION COMPARATIVA DE COSTOS PARA SISTEMAS AEROBIOS Y ANAEROBIOS	129

Contenido	Notas
-----------	-------

Objetivos particulares:

Al término de esta unidad el participante podrá:

- enlistar los diferentes procesos biológicos que se utilizan para el tratamiento de aguas residuales.

- describir las principales características de los diferentes procesos biológicos, así como sus ventajas y desventajas.

Contenido	Notas
-----------	-------

Introducción:

La aplicación de los procesos biológicos en el tratamiento de los desechos orgánicos se remonta al siglo pasado, cuando los sistemas rústicos, como la fosa séptica, comenzaron a ser utilizados para el control de la contaminación y de los riesgos sanitarios asociados.

Posteriormente, nuevos procesos fueron desarrollados sobre bases puramente empíricas, como el sistema conocido como **lodos activados**. Sin embargo, no es hasta mediados del presente siglo que las bases teóricas comenzaron a ser planteadas, al utilizarse los resultados de investigaciones sobre crecimiento bacteriano y fermentaciones.

Para realizar el tratamiento de aguas residuales existen dos familias de procesos: los fisicoquímicos y los biológicos. Por razones técnicas y económicas, los primeros son aplicados en aguas con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable; mientras que los segundos se utilizan cuando los principales componentes son biodegradables. De esta manera, y salvo muy contadas excepciones, los desechos líquidos de la industria alimentaria, la agroindustria, algún tipo de petroquímica y farmacéutica, así como las aguas negras municipales, son tratados por vía biológica. Se puede considerar que las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en estos procesos son las mismas que se realizan en el medio natural (río, lago, suelo, etcétera), sólo

Contenido	Notas
<p>que en forma controlada y a velocidades de reacción mayores. Es por esta razón que resulta el sistema de tratamiento más adecuado para este tipo de desechos.</p> <p>En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques o reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales. Con esto, los compuestos contaminantes son transformados en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua y que a su vez requerirán de un tratamiento o método de disposición.</p> <p>Se han desarrollado muchos sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, entre ellos se distinguen dos grandes tipos: los mecanizados o convencionales y los naturales.</p> <p>Los sistemas mecanizados o convencionales dependen de la energía eléctrica (proveniente de combustibles fósiles y nucleares y de la energía hidráulica) para llevar a cabo los procesos fundamentales como la transferencia de gases al agua, la dosificación de reactivos y para la separación de la materia sólida. Por su parte, los sistemas naturales también requieren energía para llevar a cabo los procesos fundamentales. Sin embargo, la manera de obtener energía es distinta, incluye el aprovechamiento de las energías solar y eólica y la capacidad química de los suelos y del agua.</p>	

Contenido	Notas
<p>En cuanto a tamaño se refiere, los sistemas convencionales son compactos, mientras que los sistemas naturales requieren mucho terreno.</p> <p>Los sistemas convencionales de tratamiento son, y han sido, una alternativa atractiva para el tratamiento de las aguas residuales en zonas altamente urbanizadas, en donde hay poca disponibilidad de terreno, pero se tiene fácil acceso a los servicios (como la energía eléctrica), a la tecnología y a mano de obra calificada. De este tipo de sistemas se distinguen los siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Lodos activados ● Filtros rociadores o percoladores ● Discos biológicos rotativos <p>Otros reactores de interés son los anaerobios. Por las características de la obra civil que requieren, por su tamaño compacto y por la sofisticación en los sistemas de distribución del agua residual en el reactor y de captación de los gases producidos pueden considerarse como sistemas convencionales, sin embargo, pueden no requerir equipos mecánicos para su funcionamiento, tienen un consumo de energía fósil muy bajo o nulo, lo cual los acerca a los sistemas naturales. Entre los reactores anaerobios se distinguen los siguientes:</p>	

Contenido	Notas
<ul style="list-style-type: none"> ● Reactores anaerobios de lechos empacados con flujo ascendente o descendente. ● Reactor anaerobio de manto de lodos con flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) o RAFA. ● Reactores anaerobios de lechos fluidizados y expandidos. <p>Los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales son especialmente atractivos en lugares donde se cuente con gran cantidad de terreno disponible y no se cuente con mano de obra especializada ni sea sencillo tener acceso a la energía eléctrica (ya se por localizarse en una zona remota o por no poder sufragar los costos asociados con el consumo de energía). Entre los sistemas naturales se distinguen los siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Lagunas de estabilización ● Sistemas con plantas acuáticas flotantes ● Humedales <p>En este módulo se analizan los sistemas convencionales, los sistemas anaerobios y los sistemas naturales, asimismo hay una lección dedicada a los sistemas combinados y a la remoción de nutrientes.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

1 LODOS ACTIVADOS

1.1 *Fundamentos del proceso*

El proceso de los lodos activados es quizá el proceso biológico de más amplio uso para el tratamiento de aguas residuales, orgánicas e industriales.

El principio básico del proceso consiste en que las aguas residuales se pongan en contacto con una población microbiana mixta, en forma de suspensión floculenta en un sistema aerado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal, se eliminan rápidamente de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen lentamente por metabolismo microbiano, proceso conocido como "estabilización". En éste parte del material nutriente se oxida a sustancias simples como el anhídrido carbónico (mineralización), y parte se convierte en una materia celular microbiana (asimilación). Parte de la masa microbiana se descompone a su vez mediante un proceso llamado "respiración endógena".

El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para la operación de los procesos de adsorción y asimilación. Una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana floculenta conocida como "lodo", se separa del agua residual por asentamiento, por lo general, en recipientes separados, especialmente diseñados para ello. La etapa de

Contenido	Notas
<p>separación, se conoce también como "clarificación" o "sedimentación". El sobrenadante de la etapa de separación es el agua residual tratada y debe estar virtualmente libre de lodos. La mayor parte del lodo asentado en la etapa de separación se regresa a la etapa de aeración para mantener la concentración de los microorganismos en el tanque de aeración al nivel necesario para un tratamiento efectivo y para que actúe como un inóculo microbiano. El lodo restante se extrae para su descarga, y se conocen como "lodos de desecho o de purga". En un sistema balanceado, el lodo desechado representa la cantidad neta de masa microbiana producida por asimilación en la etapa de aeración y es, efectivamente, el "concentrado de contaminación" del sistema. La naturaleza floculenta de los lodos activados es importante, en primer lugar para la absorción de las materias coloidales, iónicas y en suspensión dentro del agua residual y, en segundo lugar, para la separación rápida, eficiente y económica de la masa microbiana del agua residual tratada.</p> <p>El agua residual antes de entrar al tanque de aeración pasa por un pretratamiento y tratamiento primario para la remoción de arenas, materiales aceitosos y grasosos, y materia sólida gruesa, por métodos físicos como sedimentación y cribado. En el tratamiento de las aguas negras, el producto sólido del clarificador primario se conoce como "lodo primario", no se debe confundir con los lodos activados, a pesar de que para un tratamiento y disposición adicionales, se puede mezclar con el lodo activado de desecho. El agua residual pasa entonces a la etapa de aeración, de</p>	

Contenido	Notas
<p>manera que el proceso de los lodos activados se le llama "tratamiento secundario". No obstante, ciertas modificaciones del proceso de los lodos activados no emplean la etapa primaria de tratamiento.</p> <p>El proceso de desarrollo o "arranque" de los lodos se puede acelerar si se inocula el sistema con lodos procedentes de otro proceso; tierras; un cultivo especialmente desarrollado en el laboratorio o una planta piloto para el caso de un desecho industrial que contenga nutrientes fuera de lo común. Muchas especies microbianas deberán tener la oportunidad de establecerse en los lodos para asimilar los nutrientes que sean capaces de utilizar.</p> <p>La proporción de nutrientes removidos por cada uno de los tres mecanismos, absorción, asimilación y mineralización, pueden variar en cierto grado por diferentes condiciones de operación y de las características del agua residual influente. Una planta que opere en condiciones favorables para el crecimiento microbiano, eliminará los nutrientes de una manera efectiva, precipitándolos en forma de biomasa, representando una mayor proporción de los costos asociados con la separación y disposición de los lodos. Las condiciones que favorecen la descompensación oxidativa, implican costos más bajos del manejo de los lodos, pero costos de aeración más altos. Usualmente, el alto costo del tratamiento y disposición de los lodos, favorece la operación de las plantas que tienen una baja producción de éstos.</p>	

Contenido	Notas
<p>Por lo general, la concentración de los nutrientes en las aguas residuales es muy baja, debido a que en la etapa de aeración, cuando la mayoría de los nutrientes ya se removió, el nivel nutritivo de los microorganismos está cerca de la inanición. Las aguas residuales industriales que contienen un rango limitado de sustancias quizá tengan un balance nutritivo inapropiado para el metabolismo microbiano, y tal vez sea necesario añadir nutrientes suplementarios a las aguas residuales. El balance de nutrientes se cita, por lo general, en relación con el contenido de materiales carbonáceos fácilmente degradables, expresados como DBO, y para una operación convencional, el balance de nutrientes de 0.03 a 0.06 kg de nitrógeno por kg de DBO y de 0.007 a 0.01 kg de fósforo (como fosfato) por kg de DBO (DBO:N:P 100:5:1).</p> <p>Existen varias modificaciones del proceso de lodos activados, de donde se origina una versatilidad para adaptarse a un amplio rango de requerimientos del tratamiento. Tales modificaciones consisten en diferentes combinaciones de maneras de operación, regímenes de mezcla, sistemas de aeración y niveles de carga. Las características esenciales del proceso de lodos activados son una etapa de aeración, una de separación y un sistema de reciclaje de los lodos (FIG 1.1).</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

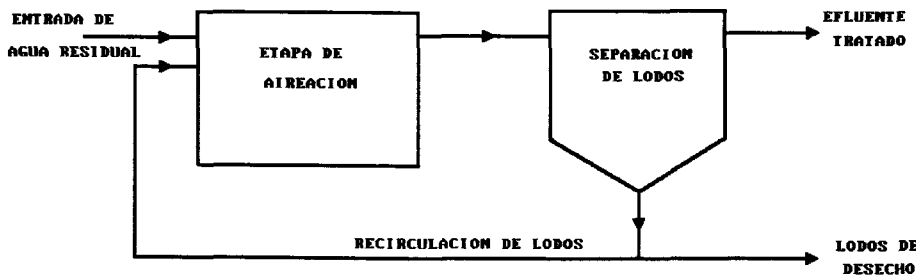


Fig. 1.1 Características esenciales de los procesos de lodos activados

Los sistemas de aeración disponibles para usar en la etapa de aeración, se pueden dividir de un modo general en sistemas de aeración con burbujas, o con "difusores", o sistemas mecánicos de aeración, por lo general aeradores superficiales, con impulsores con aspersion, o sistemas "combinados" que contengan elementos de ambos. El régimen de mezclado puede ser nominalmente de flujo pistón o de mezcla completa, a pesar de que el verdadero flujo pistón o las condiciones de mezcla completa rara vez se alcanzan en la práctica. Un sistema, llamado "alimentación escalonada" contiene características de ambos regímenes.

1.1.1 Parámetros de operación

a) Demanda de oxígeno

En los parámetros de carga orgánica tratados en esta sección, el contenido o concentración de los nutrientes orgánicos se expresa en términos de la demanda de oxígeno; no se debe olvidar que el valor de DBO de 5 días, indica sólo una parte del total del material biodegradable presente. Para desechos

Contenido	Notas
<p>orgánicos nutritivamente balanceados, el valor de DBO "última" o de 20 días, es aproximadamente 50% mayor que el valor de 5 días ($DBO_{20} \approx 1.48 DBO_5$). Para ciertos residuos industriales que contienen materias que, aunque biodegradables, se descomponen lentamente, la toma última de oxígeno puede ser el doble del valor indicado por el valor de la prueba de DBO_5. La demanda de oxígeno debido a los materiales nitrogenados puede no ser perceptible en la prueba DBO de 5 días.</p> <p>Los valores de la demanda de oxígeno químicamente determinados (DQO) tenderán a presentar una imagen deformada del funcionamiento de la planta, ya que no tienen en cuenta las propiedades degradables del contenido orgánico. Una planta puede lograr reducir la DBO a un nivel aceptable, aunque la DQO residual continúe siendo alta. Para residuos especiales, se pueden desarrollar correlaciones que relacionen la DBO y los valores químicamente determinados de la demanda de oxígeno. Para aguas residuales municipales (sin influencia industrial) la relación es la siguiente $DBO_{20} \approx 0.86 DQO$, pero es una relación que hay que tomar con muchas reservas.</p> <p><i>b) Concentración de los lodos</i></p> <p>La concentración de los lodos se puede expresar de maneras diferentes, cada una con un significado distinto. De esta forma se tiene que la concentración de sólidos en suspensión, se define en términos del valor de los "sólidos suspendidos en el licor mezclado" (SSLM), que generalmente se expresa en mg/L.</p>	

Contenido	Notas
<p>Sin embargo, algunos de los sólidos en suspensión pueden ser inorgánicos, y un parámetro más usual es el contenido del material combustible presente, conocido como "sólidos suspendidos volátiles" (SSV). La concentración de los lodos en la etapa de aeración se expresa como "sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado" (SSVLM), esta indica la cantidad de materia orgánica presente, pero no establece distinción entre el material bioquímicamente activo y el material inerte presentes en los lodos. La proporción de SSV debida a los microorganismos activos dependerá de las condiciones de operación de la planta y de la cantidad de éstos en el influente. Como sucede con los valores de DBO, el valor de SSV proporciona una base provechosa para la comparación de procesos similares, por lo que se debe emplear con cautela.</p> <p><i>c) Tiempo de residencia de los lodos (TRL)</i></p> <p>El tiempo de residencia de los lodos (TRL) es uno de los más importantes parámetros de operación en el proceso de los lodos activados. Un TRL bajo implica una alta tasa de crecimiento de los lodos, lo que implica también una alta actividad.</p> <p>En un sistema balanceado donde la cantidad total de lodos se puede considerar como constante durante cierto tiempo, la cantidad de lodos desechados es equivalente a la producción neta de lodos.</p>	

Contenido	Notas
<p>El TRL es recíproco de la tasa neta de crecimiento específico de los lodos y por tanto, es una medida de su actividad. Si se supone constante la proporción de células microbianas en los SSV, se puede hacer entonces referencia al TRL como el "tiempo medio de residencia de las células" o "edad de los lodos" y se mide en d^{-1}.</p> <p><i>d) Nivel de carga de la planta</i></p> <p>La carga de la planta se expresa, con base en la tasa con la que los nutrientes orgánicos entran al sistema, como la cantidad de demanda de oxígeno por unidad de tiempo. Los parámetros más significativos son el "factor de carga de los lodos" (f_m) y la "relación de alimento a microorganismos" (A/M), donde la carga orgánica está relacionada con la cantidad de lodos en la etapa de aeración. Esto se puede considerar como la energía del sistema disponible para los microorganismos en los lodos, y, por tanto, intervendrá en la determinación de la actividad de los mismos.</p> <p>Cualitativamente, si la actividad de los lodos aumenta debido al incremento en la disponibilidad del nutriente, la tasa de lodos desechados se deberá aumentar, reduciendo así el tiempo de residencia de los lodos. Por tanto, la relación A/M (kg DBO consumida/kg SSV) es en forma aproximada, inversamente proporcional al tiempo de residencia de los lodos.</p> <p>La carga de la planta también se puede expresar como la tasa de carga de nutrientes orgánicos por volumen del tanque de</p>	

Contenido	Notas
<p>aeración. Esto constituye un provechoso parámetro empírico para relacionar la experiencia operacional de la planta y establecer un nivel básico de SSVLM (factor de carga de los lodos).</p> <p><i>e) Tiempos de retención</i></p> <p>El tiempo de retención, t_r, es el tiempo promedio de permanencia del líquido en la etapa de aeración y es, por tanto, el tiempo de contacto entre los lodos y las aguas residuales. Se toma en un sistema continuo como el volumen de la etapa de aeración dividida por la tasa de flujo del líquido influente, de modo que</p> $t_r = V_a/Q_i \quad (1.1)$ <p>Al tiempo de retención también se le llama "periodo de aeración".</p> <p>A veces se usa el término "carga hidráulica", que representa la tasa de flujo de las aguas residuales en la etapa de aeración, por volumen unitario del tanque de aeración y el recíproco del tiempo de retención.</p> <p>1.2 Procesos a diferentes niveles de carga</p> <p>Se puede ver, de las consideraciones anteriores, que es posible obtener diferentes grados y tasas de tratamiento, utilizando diferentes combinaciones de los parámetros clave de</p>	

Contenido	Notas
<p>operación. A pesar de que se describen en términos generales como "de alta tasa", "convencionales", etcétera, las delineaciones carecen de precisión.</p> <p>1.2.1 Tratamiento convencional</p> <p>La carga de los lodos en plantas convencionales de lodos activados, se encuentra en la región de 0.5 kg de DBO por kg (peso seco) de sólidos en los lodos por día en un rango de 0.2 a 0.6 kg/kg-día. Esto corresponde, para una concentración de 2 a 3 kg/m³ en la etapa de aeración, a una carga volumétrica de la planta entre 0.5 y 1.5 kg de DBO por m³ del tanque de aeración por día, para aguas y residuos industriales fácilmente biodegradables. El tratamiento convencional de las aguas negras domésticas da del 90 al 95% de remoción de la DBO.</p> <p>La producción de los lodos de desecho en una operación convencional es alrededor de 0.5 kg (peso seco) por kg de DBO removida, de manera que casi la mitad de la DBO se asimila a la biomasa y cerca de la otra mitad se mineraliza. Los lodos residuales de la etapa de sedimentación están aproximadamente dos veces más concentrados que los lodos en la etapa de aeración, por lo que contienen menos del 1% de los sólidos secos.</p> <p>Los valores típicos del tiempo de residencia de los lodos se encuentran dentro de un intervalo de, aproximadamente, 4 días para el extremo superior del rango de carga de los lodos, y de</p>	

Contenido	Notas
<p>hasta 10 días o más para cargas inferiores. De este tiempo, sólo se necesitan 6 horas para la adecuada remoción de la DBO producida por materias carbonosas. El tiempo adicional permite que tenga lugar la nitrificación.</p> <p>Como se mencionó, el balance apropiado de nutrientes para la operación convencional es de 0.03 a 0.06 de nitrógeno y 0.007 a 0.1 kg de fósforo por kg de DBO, expresado a veces como una relación <i>DBO:N:P</i> de <i>100:5:1</i>. Un valor típico del requerimiento de oxígeno para la operación del sistema es de 1.1 kg de oxígeno/kg de DBO para una TRL de 7 días o más a una temperatura entre 10 y 20°C (Benjes, 1980).</p> <p>1.2.2 Tratamiento a alta tasa</p> <p>En los procesos de tratamiento a alta tasa, los niveles de carga que se usan son varias veces más altos que los de un proceso convencional, lo que da un rápido tratamiento parcial usado como una etapa preliminar que precede un proceso de tratamiento más completo. La carga de lodos puede ser de 1 a 5 kg de DBO/kg de sólidos de lodos por día, con una tasa volumétrica de carga en el rango de 1.5 a 15 kg de DBO/m³-día. Los lodos están en una fase positiva de crecimiento con un tiempo de residencia de los sólidos de 0.5 días o menos, esto favorece a los organismos de más rápido crecimiento presentes en los lodos, de manera que tienden a ser menos floculentos que para el</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

proceso convencional generando menos problemas en la etapa de separación.

La concentración de lodos en la etapa de aeración es en general más alta, lo que, combinado con un incremento en su actividad, da una tasa aumentada de remoción de la DBO. El sistema de aeración usado debe ser, por tanto, capaz de proveer la tasa aumentada de suministro de oxígeno, y se recomienda, un nivel de trabajo más alto para la concentración del oxígeno disuelto. El tiempo de retención usado puede ser tan corto como 2 horas, lo que da una reducción en la DBO de 60 a 70% representando en un mejoramiento del uso de la planta; sin embargo, el porcentaje de remoción decrece con el incremento de la carga. La tasa de producción de lodos es también alta, debido al corto tiempo de residencia de los mismos y a la alta tasa de desecho, 1 kg (sólidos de lodos)/kg de DBO removida o más (Imhoff y otros, 1971).

1.3 Regímenes de mezcla

Los regímenes de mezcla usados en los procesos de lodos activados son nominalmente de flujo pistón o completamente mezclados. La agitación concomitante con la aeración y el flujo de líquido produce mezclas longitudinales lo que origina que rara vez los sistemas experimenten un verdadero régimen de flujo pistón, y la dificultad de mezclar un sistema de tres fases de líquido, lodo y burbujas de gas, indica que es difícil obtener un

Contenido	Notas
<p>régimen verdadero de mezcla completa. El régimen de mezcla completa presenta entre sus ventajas el hecho de que el tanque de aeración provee un amortiguador en el que se suavizan hasta cierto punto las oleadas de la carga. Esto resulta especialmente provechoso en el tratamiento de aguas residuales de la industria, las que contienen cantidades de sustancias tóxicas o inhibitorias. Se puede entonces mantener a un nivel más uniforme con respecto a las concentraciones de lodos y sustratos y requerimientos de oxígeno, y hacen también más fáciles las condiciones de observación y control.</p> <p>En general, la operación de flujo pistón se asocia con la producción de lodos de buen asentamiento. El asentamiento de los lodos se deteriora con el aumento del mezclado longitudinal. La principal desventaja del sistema de flujo pistón, es que la demanda de oxígeno cambia a lo largo del estanque de aeración, de modo que el suministro de oxígeno pueda ser deficiente en el extremo de entrada donde la demanda es alta, y sobreflujo en el extremo de salida donde la demanda es baja.</p> <p>1.4 Variantes del proceso</p> <p>Existen numerosas modificaciones al proceso de lodos activados que son usadas a menudo al diseñar estos sistemas. Las modificaciones aplican distintos regímenes de flujo, cargas orgánicas, sistemas de aeración y formas de alimentación del agua residual. A continuación se describen las variantes del proceso.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

FLUJO PISTÓN

Las aguas residuales pasan a través del tanque de aeración como un flujo pistón.

En el modelo de flujo pistón, el agua residual es conducida a través de una serie de canales contruidos en el tanque de aeración. La FIG 1.2 muestra un diagrama del esquema de flujo pistón.

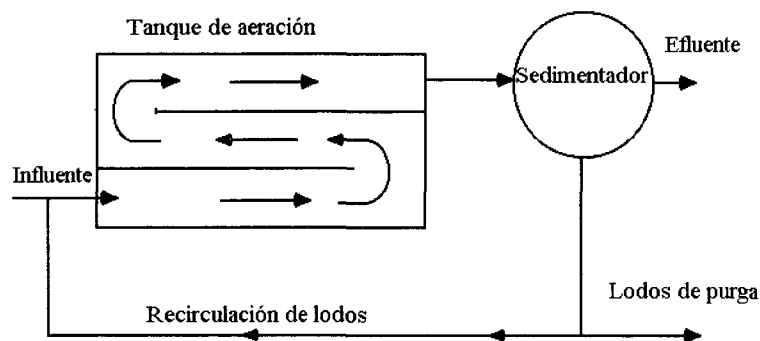


Fig. 1.2 Diagrama de flujo para la modalidad de flujo pistón (convencional)

En el diagrama se observa que las aguas residuales fluyen a través del tanque de aeración como un pistón, y son tratadas al **serpentear** en el tanque. La concentración de materia orgánica (DBO) se reduce conforme el flujo avanza en el tanque.

COMPLETAMENTE MEZCLADO

Las aguas residuales están en mezclado completo en cualquier sitio dentro del tanque de aeración.

Contenido	Notas
-----------	-------

En el modelo completamente mezclado (idealmente), toda el agua influente al tanque de aeración se mezcla instantáneamente con el oxígeno (abastecido con aire) y las bacterias (lodos activados) dentro del agua contenida en el tanque de aeración.

Un diagrama de flujo para este esquema se presenta en la FIG 1.3

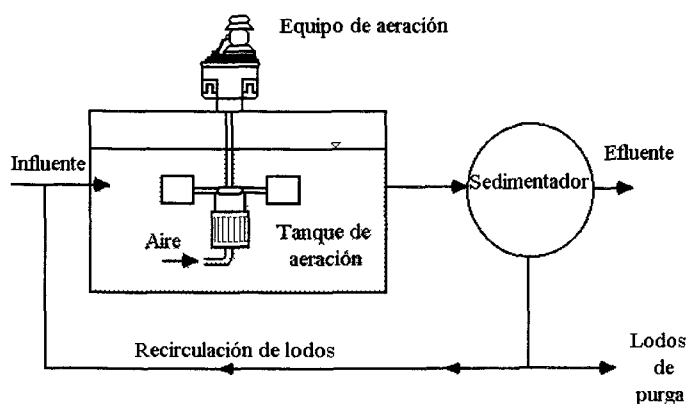


Fig. 1.3 Diagrama de flujo para la modalidad del proceso completamente mezclado.

Una vez que el agua cruda está en mezclado completo con el oxígeno y las bacterias, la concentración de sólidos suspendidos volátiles y la demanda de oxígeno son homogéneos en todo el tanque. Este es el esquema más común del proceso de lodos activados.

Contenido	Notas
-----------	-------

ESTABILIZACIÓN - CONTACTO

Otro esquema poco usado en México, es la estabilización-contacto (FIG 1.4).

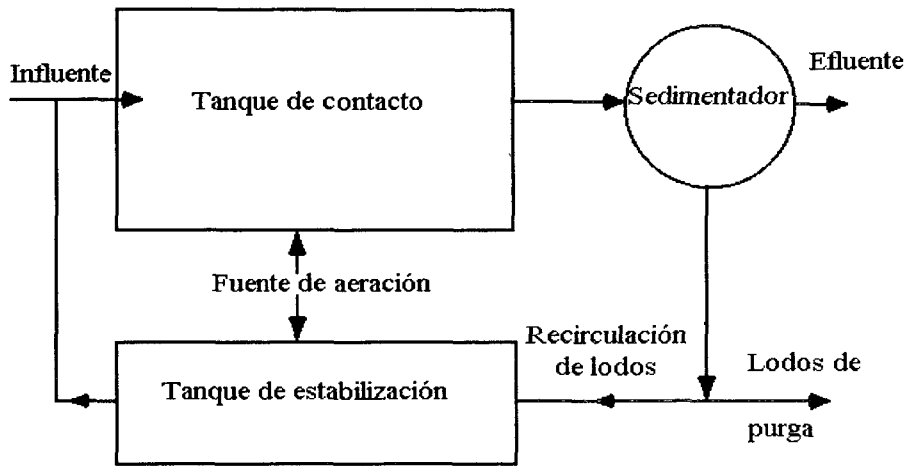


Fig. 1.4 Diagrama de flujo para la modalidad estabilización-contacto

El proceso de contacto estabilización utiliza las propiedades absorbentes de los lodos activados para el tratamiento de residuos con un alto contenido de materiales biodegradables, coloidales y en suspensión.

Bajo este modelo de operación, el agua cruda se introduce a un tanque de contacto donde es aerada y mezclada con las bacterias durante un periodo corto (1 hora o menos) ya que la adsorción es relativamente rápida; en este tanque los microorganismos entran en contacto con la materia orgánica soluble e insoluble, la que pasa a través de la membrana celular de las bacterias, y la materia orgánica sólida es atrapada por los

Contenido	Notas
<p>microorganismos. Los sólidos biológicos son sedimentados posteriormente en el clarificador secundario, y después desechados del sistema o conducidos al tanque de estabilización donde los microorganismos son aerados sin recibir influente de agua cruda (digestión aerobia).</p> <p>Los microorganismos digieren la materia orgánica en el tanque de estabilización.</p> <p>En el tanque de estabilización, las bacterias digieren (estabilizan) la materia orgánica que han asimilado en el tanque de contacto. Una vez que han digerido esta materia y requieren alimento adicional, son recirculadas al tanque de contacto. Debido a que tienen que usar el alimento almacenado en su cuerpo durante el tiempo que permanecen en el tanque de estabilización al pasar al de contacto, asimilan rápidamente la materia orgánica proveniente del agua cruda, por esta razón el tiempo de retención requerido se minimiza y consecuentemente, el tamaño del tanque de contacto es mucho menor que el de los tanques requeridos en otras opciones del proceso.</p> <p>El volumen para el tanque de estabilización es menor a los tanques de aeración convencionales, ya que solo recibe los lodos activados del sedimentador secundario y ningún influente de agua cruda. En el tanque de contacto, las bacterias entran hambrientas y toman la materia orgánica soluble e insoluble; esto hace que en</p>	

Contenido	Notas
<p>algunos sistemas con esta modificación se omite el sedimentador primario.</p> <p>AERACIÓN EXTENDIDA</p> <p>La aeración extendida es usada para tratar aguas residuales industriales que contienen principalmente materia orgánica soluble y las bacterias necesitan amplios tiempos de retención para desdoblar las sustancias complejas de este tipo de residuos.</p> <p>El modelo de esta modificación es similar al completamente mezclado, con la característica de tener altos tiempos de aeración (aeración extendida). Una ventaja de este proceso es que el largo tiempo de retención en el tanque de aeración proporciona una mayor homogenización del agua cruda, aceptando el proceso cambios bruscos en cargas hidráulicas y orgánicas. Una segunda ventaja es que se producen menos lodos de desecho pues algunas bacterias son digeridas en el tanque de aeración. Ambas ventajas hacen de este sistema uno de los más simples de operación en el marco de los lodos activados.</p> <p>ZANJAS DE OXIDACIÓN</p> <p>Las zanjas de oxidación son una variante de la aeración extendida, tienen un régimen de flujo pistón y el tanque de aeración es circular o elipsoidal.</p> <p>En estos sistemas es común utilizar "cepillos" rotatorios para transferir el oxígeno requerido al reactor, colocados a lo</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

ancho del mismo, aunque en los últimos diseños se han colocado aeradores superficiales o del tipo Jet. El diagrama de la modificación se muestra en la FIG 1.5.

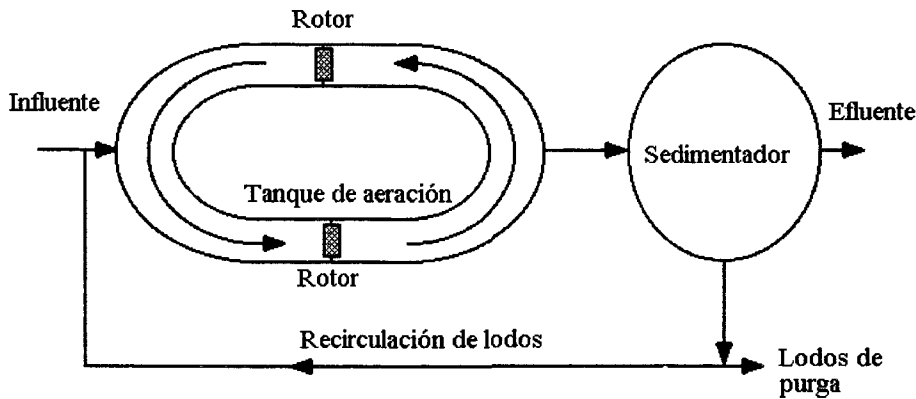


Fig. 1.5 Diagrama de flujo de una zanja de oxidación

La zanja de oxidación tipo Pasveer es un sistema de aeración particularmente apropiado a los procesos de aeración prolongada. Se usa tanto para el tratamiento de las aguas residuales con una carga de aproximadamente $0.2 \text{ kg de DBO/m}^3\text{-día}$ y un tiempo efectivo de retención de hasta 4 días. Como sucede con los procesos de aeración en general, los tiempos de residencia de los lodos son muy prolongados, hasta de varias semanas, aunque tiene la ventaja de una baja producción de lodos y bajo capital de inversión, además se evita la necesidad del asentamiento primario, pero requiere un área de terreno relativamente grande.

Contenido	Notas
-----------	-------

ALIMENTACIÓN ESCALONADA (A PASOS)

Los microorganismos son alimentados con materia orgánica gradualmente.

La modificación al proceso de lodos activados denominada alimentación escalonada, se refiere a la conexión del influente al reactor (del tipo de flujo pistón) en múltiples puntos a lo largo del tanque, en lugar de tener el influente en un solo punto, normalmente en un extremo del tanque como es el caso del proceso convencional. Un diagrama de flujo simplificado se observa en la FIG 1.6.

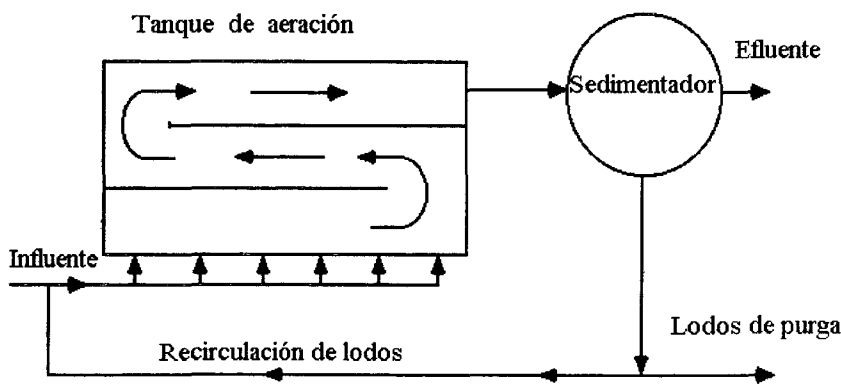


Fig. 1.6 Diagrama de flujo para la modalidad de alimentación escalonada

En esta modalidad, la materia orgánica se distribuye a lo largo del tanque de acuerdo con la dirección del flujo; esto permite que las bacterias digieran y asimilen algunos materiales orgánicos, los digieran y asimilen en su paso por el tanque de aeración del tipo flujo pistón.

Contenido	Notas
<p>Este esquema de alimentación ayuda a mantener un balance adecuado entre el alimento y los microorganismos a todo lo largo del tanque de aeración.</p> <p>AERACIÓN REDUCIDA</p> <p>La cantidad de aire inyectada al tanque de aeración se va reduciendo a lo largo del tanque .</p> <p>Esta modificación utiliza el esquema de flujo pistón; el influente entra por un extremo del tanque; en este punto, la cantidad de materia orgánica es muy alta y consecuentemente la demanda de oxígeno de las bacterias conforme el agua se mueve a través del tanque de aeración, la materia orgánica es removida gradualmente por las bacterias; como la cantidad de alimento disminuye, la demanda de oxígeno disminuye; de esta manera, el resultado es que se abastece mayor cantidad de aire en la entrada del tanque donde la demanda por los microorganismos es mayor y se va reduciendo la cantidad de aire a lo largo del tanque, del mismo modo que el alimento y los microorganismos disminuyen. El diagrama de flujo del esquema se presenta en la FIG 1.7.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

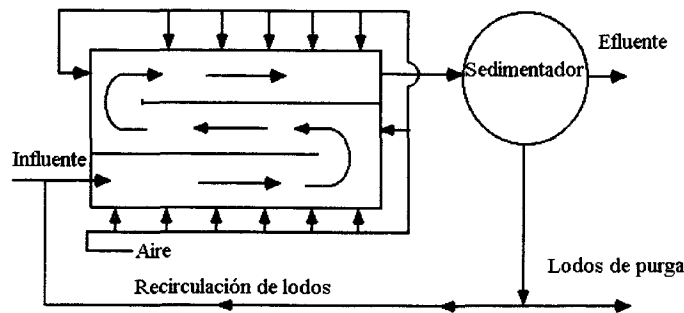


Fig. 1.7 Diagrama de flujo para la modalidad de aeración reducida.

OXIGENO PURO

La modificación al proceso de lodos activados utilizando oxígeno de alta pureza, normalmente se realiza en tanques cerrados configurados en serie. Las aguas residuales, la recirculación y el oxígeno como gas, se introducen en la primera etapa del sistema y fluyen a través de los tanques. Los tanques son cubiertos para retener el oxígeno y permitir que se utilice la mayor parte de éste.

La disolución del oxígeno y la mezcla se realiza con aeradores superficiales o con sistemas de turbinas sumergidas. La FIG 1.8 muestra un esquema del sistema.

Contenido	Notas
-----------	-------

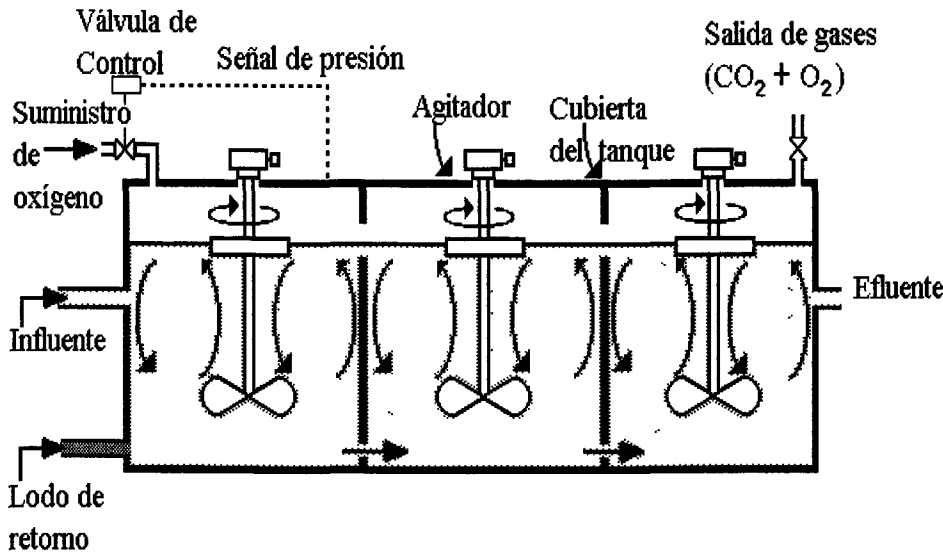


Fig. 1.8 Tanque de lodos activados en la modalidad de oxígeno puro.

Un aspecto importante es la fuente para obtener el oxígeno de alta pureza; existen tres posibles fuentes: oxígeno líquido almacenado y dos métodos de generación de oxígeno *in situ*. El oxígeno líquido almacenado puede utilizarse en pequeñas plantas de hasta 175 l/s.

PROCESO KRAUS

Otra modificación al proceso de lodos activados es el esquema conocido como **Proceso Kraus**. El diagrama de flujo respectivo se muestra en la FIG 1.9

Contenido	Notas
-----------	-------

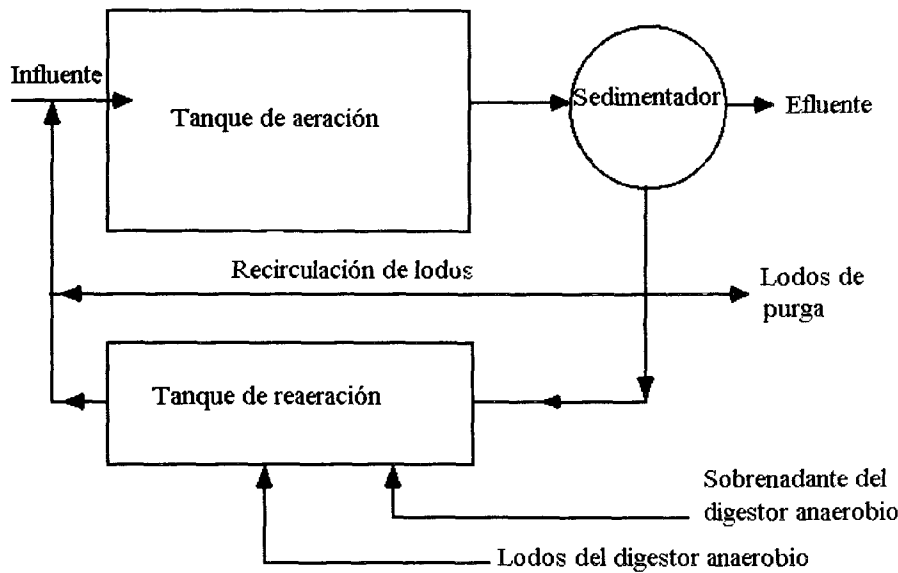


Fig. 1.9 Diagrama de flujo para el proceso de Kraus

El lodo digerido en forma anaerobia y el sobrenadante del digestor se añaden a los lodos de recirculación.

Esta modificación utiliza lodos digeridos anaeróbiamente y el sobrenadante del digestor para ayudar a mejorar las propiedades de sedimentación de los lodos activados o flóculos biológicos. Como se observa en la figura 3.9, una parte del lodo de recirculación del sedimentador secundario es mezclado con lodos anaeróbiamente digeridos y con el sobrenadante del digestor en un tanque de reaeración.

El lodo anaerobio es muy denso y sedimenta rápidamente, mientras que el lodo activado es más ligero; la mezcla agrega peso a estos últimos, favoreciendo la sedimentación

Contenido	Notas
<p>NITRIFICACIÓN EN UNA Y DOS ETAPAS</p> <p>El proceso de lodos activados puede nitrificar el agua residual para la posterior eliminación del nitrógeno. Esto puede hacerse en una sola etapa (remoción de carbono y nitrificación en el mismo tanque) y el reactor puede ser de flujo pistón o completamente mezclado.</p> <p>En el proceso de dos etapas, en la primera se remueve la materia carbonácea y en la segunda se lleva a cabo la nitrificación. La ventaja que representa este sistema es que la operación se puede optimizar de acuerdo a los requerimientos de la nitrificación.</p> <p>En la lección que aborda la eliminación de nutrientes se analizan con mas detalle estas variantes del proceso.</p> <p>En la TABLA 1.1 se presentan algunos de los parámetros de diseño del proceso de lodos activados</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 1.1 Parámetros de diseño del proceso de lodos activados

MODIFICACIONES DEL PROCESO	θ_c d	CARGA VOLUMÉTRICA kg DBO ₅ /m ³ ·d	SSVLM mg/L	V/O (TRH) h	O ₂ /O
Pistón	5 - 15	0.32-0.64	1,500-3,000	4-8	0.25-0.75
Completamente mezclado	5 - 15	0.8-1.92	2,500-4,000	3-5	0.25-1
Alimentación escalonada	5 - 15	0.64-0.96		3-5	0.25-0.75
Aeración modificada	0.2-0.5	1.2-2.4	2,000-3,500	1.5-3	0.05-0.25
Contacto-estabilización	5 - 15	0.96-1.2	200	0.5-1.0	0.05-1.5
	20 - 30	0.16-0.4	1,000	3-6	0.5-1.5
Aeración extendida	5 - 10	1.6-16	1,000-3,000	2-4	1.0-5.0
Aeración de alta tasa	5 - 15	0.64-1.6	4,000-10,000	4-8	0.5-1.0
Proceso Kraus	3 - 10	1.6-3.2	3,000-6,000	1-3	0.25-0.5
Oxígeno puro	10 - 30	0.08-0.48	4,000-10,000	8-36	0.75-1.5
Zanja de oxidación	8-20	0.08-0.32	10,000	6-15	0.5-1.5
Nitrificación en una sola etapa	15-100	0.048-0.144	2,000-3,000	3-6	0.5-2.0
Nitrificación en etapas separadas			2,000-5,000		
			3,000-6,000		
			2,000-3,500		
			2,000-3,500		

Para la modalidad contacto-estabilización la primer cifra se refiere al tanque de contacto, y la segunda al tanque de estabilización.

Fuente: Metcalf & Eddy

1.5 Sistemas de aeración

Los métodos disponibles para la aeración en los procesos de los lodos activados se pueden clasificar, en términos generales,

Contenido	Notas
<p>como sistemas de aeración por burbujas o de "difusor", sistemas de aeración mecánica y sistemas combinados que usan tanto la aspersion por aire como la agitación mecánica.</p> <p>El requisito principal que debe cumplir un sistema de aeración es que debe ser capaz de transferir oxígeno al licor mezclado a una tasa equivalente al pico de requerimiento de oxígeno, expresada como la masa de oxígeno transferida por unidad de volumen por unidad de tiempo ($\text{kg O}_2/\text{m}^3$ por unidad de tiempo). El nivel superior de la tasa de transferencia de oxígeno para los dispositivos convencionales de aeración, ha sido citado como de 60 a 70 $\text{g O}_2/\text{m}^3$ por hora (Benjes, 1980), a pesar de que los sistemas pueden proporcionar valores más altos a riesgo de producir un exceso de pulverización del líquido, y de 100 $\text{g}/\text{m}^3\text{-h}$ para aeradores convencionales en gran escala (Boon, 1978), lo que puede limitar la máxima tasa del tratamiento.</p> <p>Usualmente, la medida de la eficiencia del sistema de aeración se expresa como la masa de oxígeno transferida por unidad de energía consumida ($\text{kg O}_2/\text{KWh}$ o KJ). Este parámetro se conoce como "eficiencia de oxigenación" a pesar de que no carece de dimensiones. En algunos sistemas de aeración, sólo una parte del oxígeno transmitido se disuelve realmente, este efecto está indicado por la "eficiencia de utilización del oxígeno". La disolución del oxígeno no es la sola función del sistema de aeración, ya que también suministra la agitación necesaria para mantener en suspensión los flóculos de lodo y mantener</p>	

Contenido	Notas
<p>homogéneo el licor mezclado. Si la agitación es insuficiente para mantener en suspensión a los flóculos de lodos en todo el líquido, el contacto reducido entre microorganismos y nutrientes retardará la tasa de remoción de éstos últimos. Algunos organismos pueden estar privados de nutrientes y, en el peor de los casos, los lodos podrán asentarse en el fondo del tanque de aeración y formar una capa anaeróbica putrefacta de limo. De manera similar, se requiere un mezclado adecuado para asegurarse de que algunas regiones del tanque no se vean privadas de oxígeno disuelto y se vuelvan anóxicas, a menos que se establezca previamente esta condición.</p> <p>1.5.1 Sistemas de aeración por burbujas</p> <p>En los sistemas de aeración por burbujas, la transferencia de oxígeno se efectúa de tres maneras por la acción de burbujas que se forman dentro de la mezcla de licor: aire comprimido inyectado a través de toberas o perforaciones llamadas "aspersores" o a través de medios porosos llamados "difusores", o por disolución de aire a presión en una parte del líquido, el que luego se libera dentro del cuerpo principal del licor mezclado para que haga efervescencia. Esta última se conoce como la técnica del "aire disuelto" y se usa con mayor frecuencia para producir espuma y separar sólidos por flotación, que para la transferencia de masa. La aspersion produce las burbujas más gruesas, y el aire disuelto las más finas, pero la terminología para el tamaño de las burbujas producidas por un sistema resulta inexacta. Con</p>	

Contenido	Notas
<p>términos muy apropiados se puede decir que las burbujas "finas" tienen un diámetro menor de aproximadamente 1 1/2 a 2 mm, y las burbujas "gruesas" son mayores de 3 a 5 mm. Las burbujas "medias" se encuentran entre estos dos intervalos y se usa también el término "micro", aparentemente con el mismo significado que "finas".</p> <p>La eficiencia del uso de oxígeno obtenida con sistemas de aeración por burbujas es usualmente baja, aproximadamente del 1% para difusores de burbujas finas y de 5 a 6% para sistemas de burbujas gruesas, a pesar de que se informa de eficiencias tan altas como el 20%. Esto quiere decir que casi el 90% del gas que pasa por el licor contribuye muy poco a la transferencia de oxígeno y sólo ejerce una función mezcladora. Sin embargo, es preciso filtrar el gas, comprimirlo y enviarlo por tuberías a los tanques de oxigenación, con el consiguiente desperdicio de energía. La eficiencia de uso es mayor al disminuir el tamaño de las burbujas finas y aumentar la profundidad del líquido a través del que se elevan las burbujas; sin embargo, ambos efectos aumentan los costos de compresión. Los difusores que producen burbujas finas tienen mayor resistencia al flujo de gas que los equipos de burbujas gruesas, el uso de mayores profundidades del líquido representa un aumento de la presión hidrostática que se ha de superar utilizando presiones más altas en la descarga del compresor. Con profundidades del líquido menores de 3 m, el tiempo de residencia de las burbujas es más corto requiriendo</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

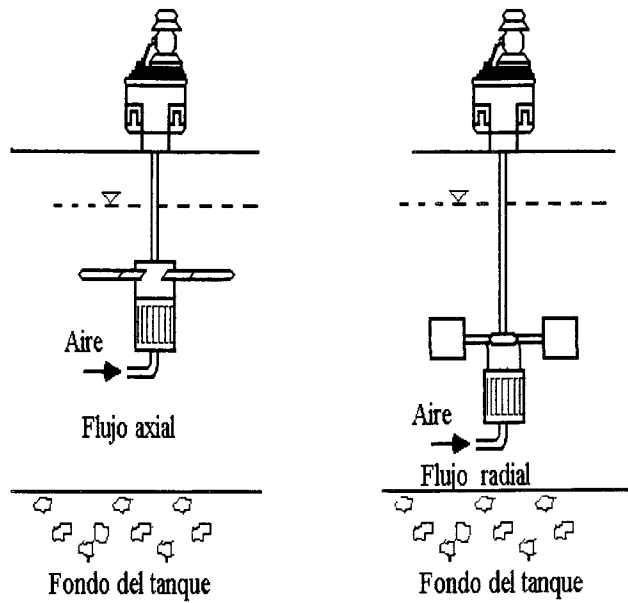


Fig. 1.11 Aeradores superficiales de baja velocidad.

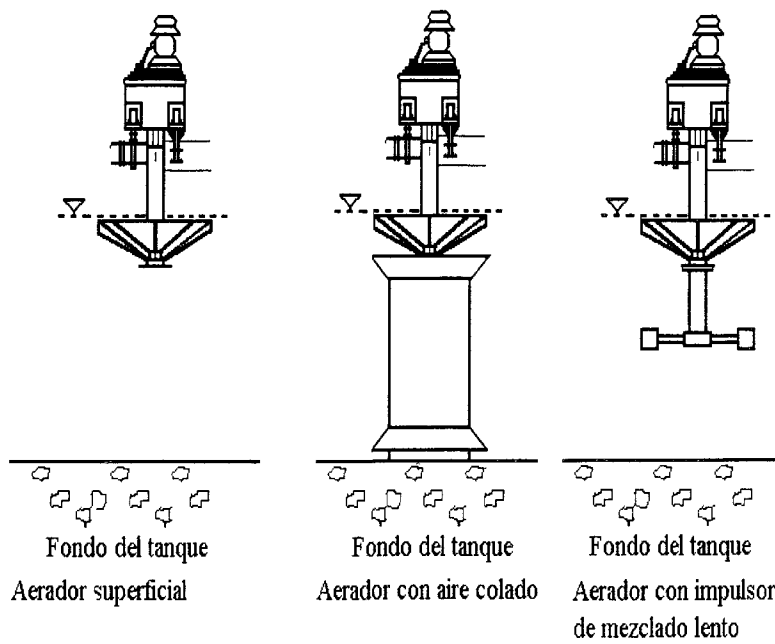


Fig. 1.12 Aeradores sumergidos de turbina.

Contenido	Notas
-----------	-------

2 FILTROS PERCOLADORES

2.1 Descripción

Los filtros percoladores se clasifican dentro de los procesos de biomasa fija. El mecanismo principal de remoción de la materia orgánica de este sistema no es la filtración sino la adsorción y asimilación biológica en el medio de soporte. Generalmente, no requieren recirculación, a diferencia del sistema de lodos activados donde está es determinante para mantener los microorganismos en el licor mezclado. Sin embargo, ambos sistemas o procesos son similares en cuanto a que dependen de la oxidación biológica de la materia orgánica presente en el agua residual produciendo bióxido de carbono y energía, la cual es usada como sustento y promotor para el crecimiento de la biomasa.

Una vez que el filtro se encuentra operando, la superficie del medio comienza a cubrirse con una sustancia viscosa y gelatinosa conteniendo bacterias y otro tipo de microorganismos. El efluente de la sedimentación primaria es distribuido uniformemente en el medio de soporte del filtro a través de un sistema distribuidor de flujo. El oxígeno para que se lleve a cabo el metabolismo biológico aerobio es suministrado por la circulación del aire a través de los intersticios entre el medio filtrante y, parcialmente, por el oxígeno disuelto presente en el agua residual. Al cabo de un tiempo, comienza el crecimiento microbiano en la interfase anaerobia del medio filtrante.

Contenido	Notas
<p>generando el crecimiento de organismos anaerobios y facultativos que junto con los organismos aerobios forman el mecanismo básico para la remoción de la materia orgánica.</p> <p>La cantidad de biomasa producida es controlada por la disponibilidad de alimento. El crecimiento puede incrementarse proporcionalmente con el aumento de la carga orgánica hasta lograr un espesor máximo deseado. Este crecimiento máximo es controlado por factores de tipo físico que incluyen rapidez de dosificación, tipo de medio, tipo de materia orgánica, cantidad de nutrientes esenciales presentes y temperatura. Durante la operación de los filtros la biomasa se desprende en forma periódica o continua.</p> <p>El efluente del filtro percolador deberá pasar a través de un clarificador secundario para colectar la biomasa desprendida. La sedimentación primaria es necesaria antes de los filtros con medio de roca para minimizar los problemas de obstrucción. Por otro lado, si los sólidos presentes en el agua residual han sido tratados con desmenuzadores o trituradores no es requerida la sedimentación primaria y el medio de soporte deberá ser preferentemente de plástico corrugado o material con un gran número de espacios vacíos que es directamente proporcional al área superficial.</p> <p>La recirculación del efluente del filtro percolador se ha utilizado para mejorar la eficiencia del filtro. Incrementando la</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

velocidad de distribución del flujo, se reduce la probabilidad de tener una superficie seca cuando el gasto disminuye, de tal modo que se mantenga la capacidad de diseño.

La FIG 2.1 muestra un corte de un filtro percolador en el que se destacan sus principales componentes.

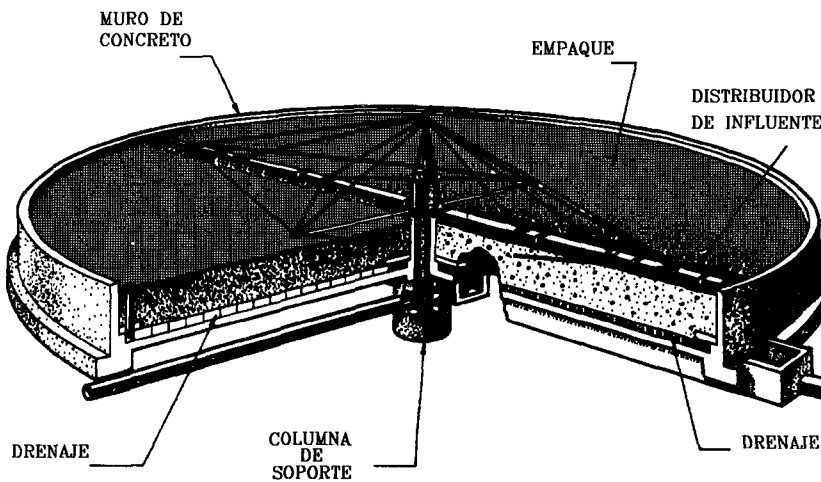


Fig. 2.1 Esquema de un filtro percolador.

2.2 Clasificación

Los filtros percoladores se clasifican en función de las cargas hidráulicas y orgánicas aplicadas como de baja, media, alta tasa y superalta (tabla 2.1). La carga hidráulica es el volumen total del líquido, incluyendo la recirculación, por unidad de tiempo y área del filtro ($m^3/m^2/d$). La carga orgánica se expresa como los kilogramos de DBO por día por unidad de volumen del medio filtrante ($kg/m^3/d$).

Contenido	Notas
<p>Los filtros de baja tasa se diseñan para cargas hidráulicas de 1.9 a 3.7 m³/m²/d, mientras que para los filtros de alta tasa de 9.4 m³/m²/d o más de manera que se eliminen los sólidos orgánicos en exceso y prevenir obstrucciones. Sin embargo, se ha encontrado que para cargas hidráulicas de 3.8 a 9.4 no se generan obstrucciones, llamando a éstos filtros de media tasa o tasa estándar.</p> <p>2.3 Aplicabilidad del proceso</p> <p>Los filtros percoladores son considerados como tratamiento secundario del agua residual. Se puede alcanzar una calidad del efluente de 20 a 30 mg/L de DBO. Sin embargo, éstos son particularmente vulnerables a cambios climatológicos variando considerablemente su operación en las estaciones de verano e invierno.</p> <p>Los filtros percoladores también se consideran como una unidad de pretratamiento o acondicionamiento para el tratamiento de agua residual de tipo industrial o combinada con agua residual municipal.</p> <p>Cuando las cargas orgánica e hidráulica exceden la capacidad de diseño de un filtro percolador de baja tasa, se recomienda convertirlo a un filtro de alta tasa mediante la recirculación del efluente.</p>	

Contenido	Notas
<p>Los filtros percoladores además de remover la materia orgánica y sólidos suspendidos pueden eliminar nitrógeno y fósforo. La nitrificación generalmente se lleva a cabo en los filtros de baja tasa, este aspecto se aborda con mayor detalle en la Lección 6 de este Módulo.</p> <p>2.4 Factores que afectan la operación y diseño</p> <p>Los principales factores que se deben considerar en el diseño de los filtros percoladores son: composición y tratabilidad del agua residual, pretratamiento, medio de soporte, profundidad del reactor, recirculación, cargas orgánica e hidráulica, ventilación y temperatura. Todos estos factores se interrelacionan y deberán ser analizados en conjunto para obtener un diseño efectivo.</p> <p>2.4.1 Composición del agua residual</p> <p>Como el proceso de tratamiento del agua residual por filtros percoladores corresponde a una oxidación bioquímica, la determinación de la DBO a los 5 días y 20°C es el principal parámetro para asegurar la fuerza del agua y la calidad del efluente. Esta se utiliza con el flujo para calcular la carga orgánica aplicada al filtro y la eficiencia del mismo.</p> <p>Se deben considerar para el tratamiento del agua residual, las variaciones horarias, diarias y estacionales del volumen y fuerza de la misma. Tales variaciones deben ser consideradas en</p>	

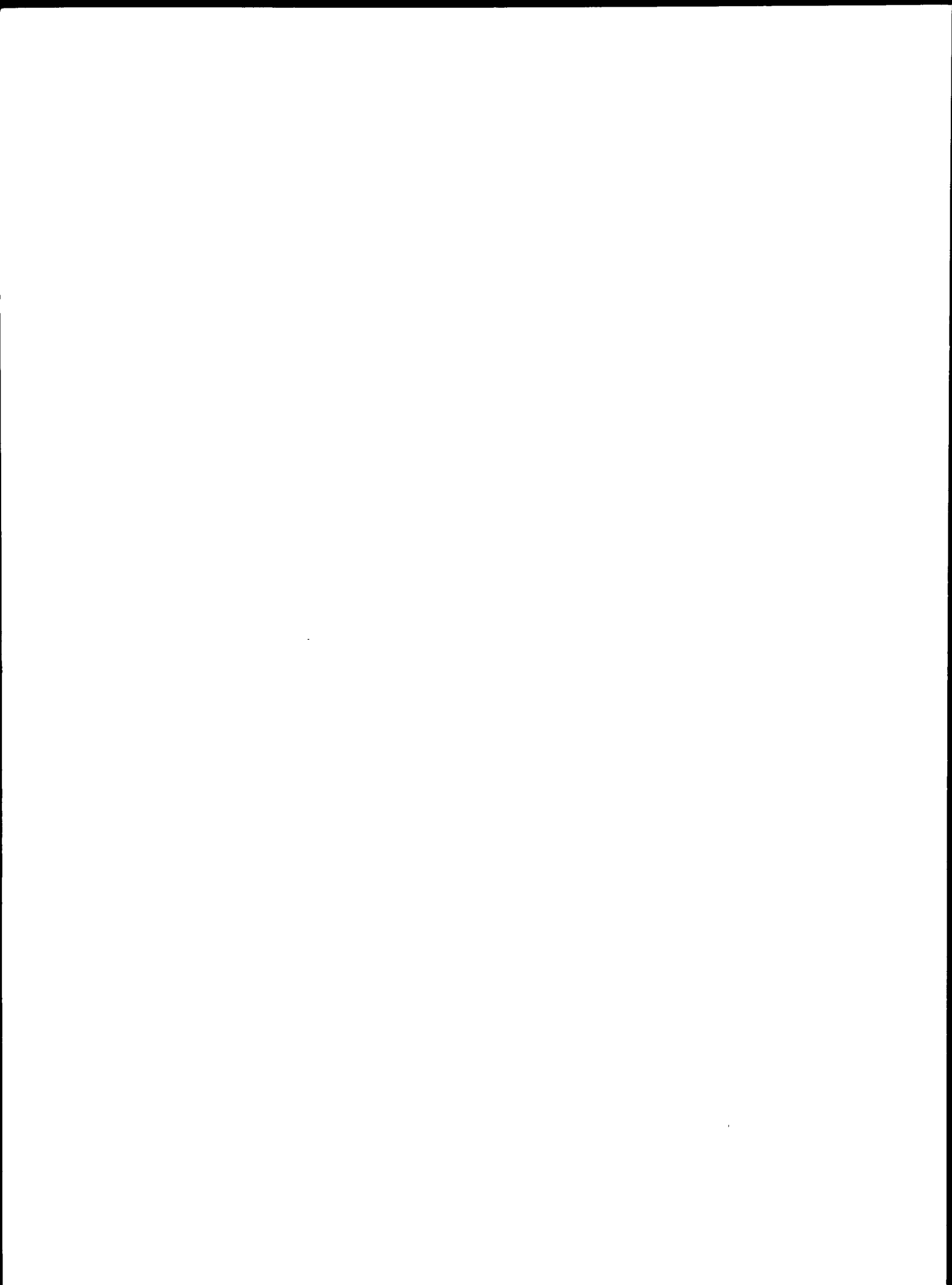
Contenido	Notas
<p>La eficiencia del tratamiento de un filtro percolador con medio sintético, no se afecta por la profundidad a diferencia de un filtro con medio de piedra, probablemente por los efectos combinados de las cargas hidráulicas altas y el incremento de los espacios vacíos del medio.</p> <p>Las profundidades mínimas de los medios plásticos son aproximadamente 3 m mientras que las máximas están limitadas a 12 m.</p>	
<p>2.4.6 Recirculación</p> <p>Un elemento importante en el diseño de los filtros, es la porción del efluente que se retorna al influente del filtro. Esta práctica se le denomina recirculación y la relación del flujo retornado a ingresar a éste, es llamada relación de recirculación. Este factor ha sido considerado como un elemento importante en el diseño de filtros de piedra por el aparente incremento en la eficiencia remoción de DBO.</p>	
<p>Muchos sistemas de recirculación han sido usados en el diseño de los filtros percoladores, se conocen alrededor de catorce arreglos diferentes, los cuales dependen del número de unidades instaladas en el sistema de tratamiento (1 ó 2) y del sitio al que retorne el agua recirculada, es decir previo al sedimentador primario o después; y de la etapa en la cual se recircule el agua, por ejemplo, antes o después del sedimentador secundario.</p>	

Contenido	Notas
<p>Como previamente se mencionó, la recirculación en medio de piedra incrementa la eficiencia en la remoción de la DBO por las siguientes consideraciones:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.- La materia orgánica recirculada en el efluente del filtro entra en contacto más de una vez con el material de la actividad biológica del filtro. Esto incrementa la eficiencia de contacto y siembra en toda la profundidad del filtro una gran variedad de organismos. 2.- La recirculación a los sedimentadores primarios coadyuva a la oxidación biológica de las aguas residuales frescas y reduce la acumulación de natas. <p>2.4.7 Ventilación</p> <p>La ventilación de los filtros es importante para mantener las condiciones aerobias necesarias y asegurar la efectividad del tratamiento. Si se proveen de corredores adecuados, la diferencia de la temperatura del aire y la temperatura del agua residual, generan gradientes que producen la aireación necesaria. Se recomienda que las paredes del filtro no rebasen el nivel del empaque a fin de no disminuir la ventilación.</p> <p>2.4.8 Temperatura</p> <p>Existen diferencias significativas en las eficiencias de los filtros entre las épocas de verano e invierno. En general, la calidad en el efluente se deteriora bajo condiciones climáticas</p>	

Contenido	Notas
<p>invernales ya que la recirculación durante los meses de invierno disminuye la temperatura en el interior del filtro, abatiendo la eficiencia en un 21%.</p> <p>2.5 Criterios de diseño</p> <p>A través de numerosas investigaciones se han desarrollado fórmulas empíricas que involucran el nivel de eficiencia a alcanzar, la relación de recirculación, las características del medio filtrante, la carga hidráulica y la relación área:volumen del filtro. Las ecuaciones más comúnmente empleadas son las de National Research Council (NRC), Velz y Eckenfelder, el análisis de estas ecuaciones rebasa los alcances de este curso.</p>	

Tabla 2.1 CLASIFICACIÓN DE LSO FILTROS ROCIADORES.

Características	Carga					Filtros de dos etapas
	Baja	Intermedia	Alta	Superalta	Filtros de desbaste	
Medio filtrante	Roca, escoria	Roca, escoria	Roca, plastico	Plastico	Plastico	Roca plastico
Carga hidráulica mm x día	1-4	4-10	10-40	40-200	160-533	10-40
Carga orgánica Kg DBO/m x día	0.08-0.32	0.25-0.48	0.32-10	0.8-0.6	2.67-10.67	0.32-10
Profundidad, m	1.80-2.40	1.80-2.40	0.1-1.80	3-12	4.50-16	1.80-2.40
Relación de recirculación	0	0-1	1-2	0-2	1-4	0.5-2
Presencia de moscas	Muchas	Varias	Pocas	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna
Procedimiento de cultivo biológico	Intermitente	Intermitente	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo
Eficiencia de remoción DBO ₅	80-90	50-70	65-85	65-85	40-65	85-95
Efluente	Bien nitrificado	Parcialmente nitrificado	Poca nitrificación	Poca nitrificación	No hay nitrificación	Bien nitrificado



Contenido	Notas
<p>3 DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS</p> <p>3.1 Descripción del proceso</p> <p>Originalmente, este sistema consistía en una serie de discos de madera, con diámetros entre 1 y 3.5 m, montados sobre una flecha horizontal que giraba; durante el movimiento, cerca del 40 por ciento del área superficial de los discos se encontraba sumergida en el agua de desecho. Actualmente se utilizan placas de plástico corrugado y de materiales plásticos en vez de madera.</p> <p>Cuando el proceso inicia su operación, los microbios del agua de desecho se adhieren a la superficie del material y se desarrollan hasta que toda esta área queda cubierta con una capa o película microbiana.</p> <p>Al girar los discos, la biopelícula adherida a éstos entra en contacto con el agua de desecho que está en el tanque, al salir del agua, los discos arrastran una capa líquida sobre la superficie de la película biológica la cual entra en contacto con el oxígeno; por efecto de difusión molecular el agua se oxigena y los microorganismos utilizan el oxígeno molecular disuelto para efectuar la degradación aerobia de la materia orgánica presente en el agua. Como productos de este proceso se obtiene: agua, bióxido de carbono y más microorganismos.</p> <p>El exceso de microorganismos se desprende de los discos debido a las fuerzas cortantes originadas por la rotación de estos</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

al pasar por el agua. Los microorganismos desprendidos se mantienen en suspensión en el líquido, salen del tanque con el agua tratada y se dirigen hacia el sedimentador secundario, donde son separados de ésta (González, S. y Elías, J., 1989).

En forma general, el sistema está constituido por un sedimentador primario, biodiscos y un sedimentador secundario (FIG. 3.1).

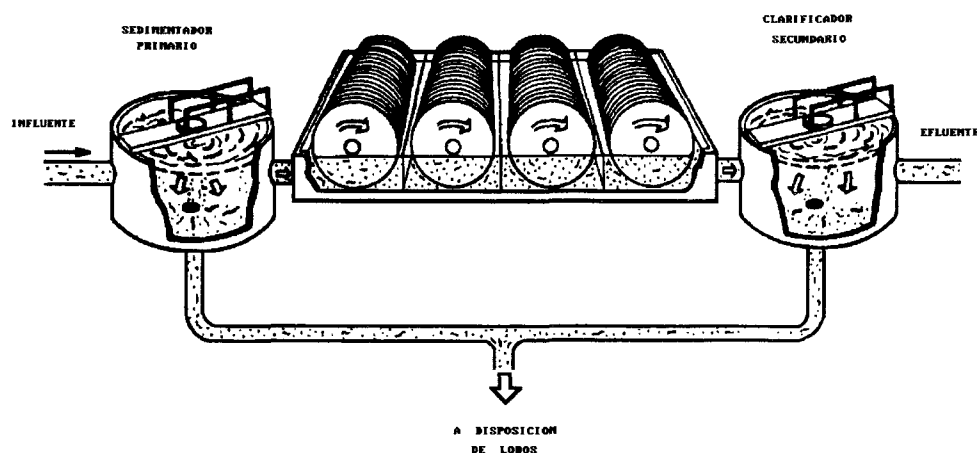


Fig. 3.1 Sistema de biodiscos.

FUENTE: González, S. y Elías, J., 1989.

3.2 Factores que afectan la operación de biodiscos

3.2.1 Temperatura

La temperatura afecta en forma diferente a los siguientes factores:

- a) Oxígeno disuelto. En general la solubilidad de un gas en un líquido disminuye al aumentar la temperatura.

DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS

Contenido	Notas
<p>b) Viscosidad del fluido. Al disminuir la temperatura, la viscosidad del agua aumenta y se requiere más energía para mantener constante la velocidad de giro del disco.</p>	
<p>c) Desprendimiento masivo de la biopelícula. Pano y Middlebrooks (1983) informan que, cuando existen cargas orgánicas bajas ($7 \text{ kgDQO/d} \cdot 1000 \text{ m}^2$) y la temperatura es de 20°C o mayor que ese valor, se observa una disminución de la cantidad de biomasa en la superficie de los discos debido al desprendimiento masivo de la película biológica. No hay que confundir dicho fenómeno con el desprendimiento del exceso de población; este último se debe al efecto de las fuerzas cortantes ocasionadas por la rotación, mientras que el primero está relacionado con la escasez de nutrientes, la cual origina condiciones de inestabilidad en la adherencia.</p>	
<p>d) Reacciones bioquímicas. La cinética de las reacciones bioquímicas es afectada de manera directa y proporcional por la temperatura. El incremento de ésta favorece, en general, las actividades biológicas.</p>	
<p>La influencia que puede tener la temperatura sobre la actividad metabólica de los microorganismos heterótrofos y autótrofos es diferente para cada uno de ellos. Comparativamente, el efecto de la temperatura es mayor sobre la rapidez de nitrificación que sobre la rapidez de eliminación de carbono, pues la primera decrece alrededor del 50 por ciento por cada 10°C que</p>	

Contenido	Notas
<p>se reduzca la temperatura del agua de desecho debajo de 30°C (Hittlebaugh y Miller, 1981).</p> <p>En cuanto al proceso en general, Autotrol (1978) señala que, cuando el agua de desecho es tratada entre 12 y 32°C, la operación se lleva a cabo en forma satisfactoria. Si la temperatura del proceso es menor de 12°C, la eficiencia del tratamiento decrecerá significativamente. A más de 32°C, la población bacteriana cambia de mesófila a termófila, y este último tipo de bacterias es menos eficiente en la eliminación de contaminantes.</p> <p>3.2.2 pH</p> <p>Se obtiene una eficiencia óptima en el intervalo de pH entre 6.5 y 8.5. El proceso de nitrificación decrece cuando el pH toma valores entre 6.7 y 6.3, mientras que a valores de pH inferiores a 5.5 la nitrificación cesa.</p> <p>El comportamiento del pH en una unidad de biodiscos toma el perfil descrito en la FIG 3.2. En ella se observan dos caídas del valor del pH: la primera se debe probablemente a la producción de ácidos orgánicos y dióxido de carbono en las etapas iniciales, y la segunda es ocasionada por el proceso de nitrificación.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

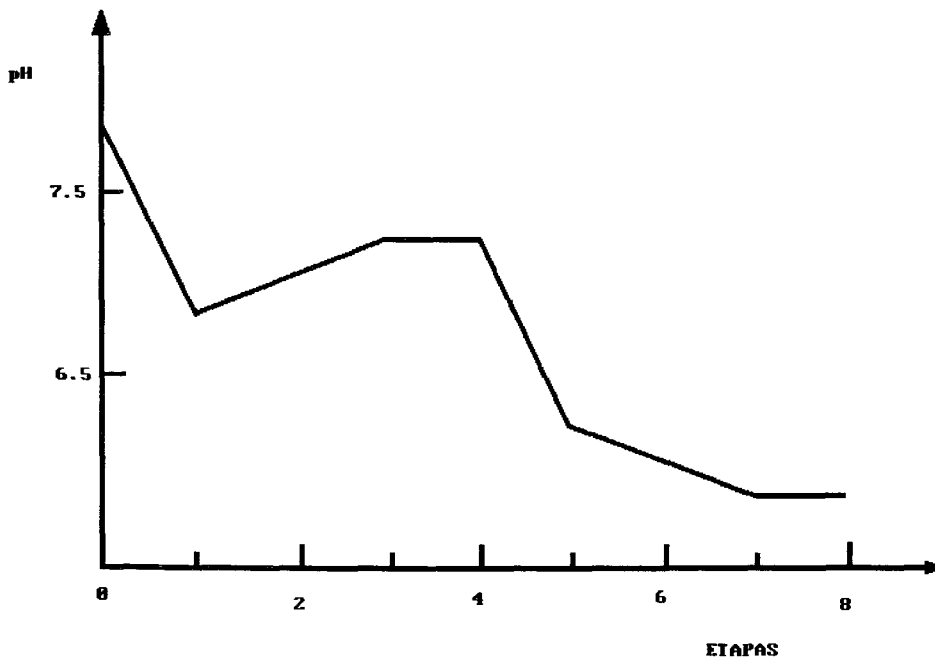


Fig. 3.2 Perfil del pH en un Biodisco.

Es importante mantener el pH sin modificaciones significativas dentro del intervalo recomendado. Si el agua de desecho no amortigua los cambios de pH, es necesario agregar sustancias que eviten las variaciones drásticas de este factor. Normalmente, las aguas de desecho domésticas tienen suficiente alcalinidad para amortiguar las modificaciones de pH (Steel y McGhee, 1979).

3.2.3 Salinidad

En un estudio sobre aguas de desecho domésticas con alto grado de salinidad, Poon *et al* (1979) evaluaron la capacidad de los biodiscos para tratar agua con tales características. Estos autores encuentran que la concentración de iones cloruros está

Contenido	Notas
-----------	-------

relacionada inversamente con la DBO en el efluente: a mayor concentración de cloruros corresponden menores valores de DBO.

Por lo que se espera que el sistema de biodisco funcione satisfactoriamente con aguas de desecho salinas y produzca efluentes con la calidad deseada en un proceso secundario (FIG. 3.3).

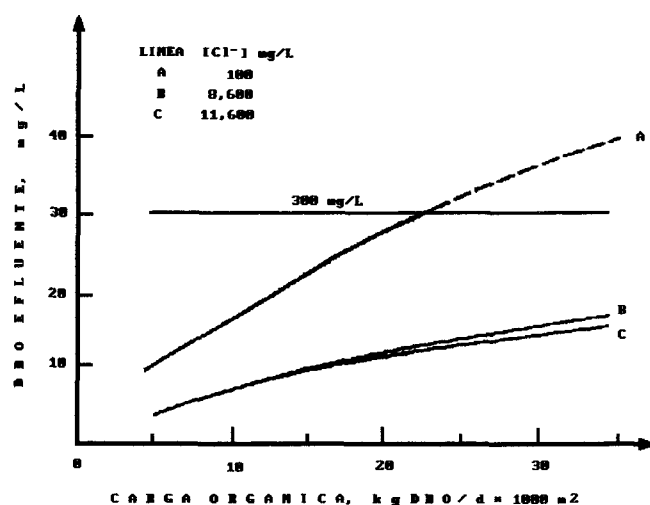


Fig. 3.3 Efecto de la carga orgánica sobre la calidad del efluente bajo diferentes condiciones de salinidad.

3.2.4 Velocidad de rotación

Los primeros experimentos con biodiscos dieron como resultado la recomendación que la velocidad periférica óptima para diseño debería ser 0.3 m/s (Antonie, 1976). Posteriormente, otros investigadores encontraron que la rapidez de utilización del substrato aumenta con la velocidad de rotación, ya que

Contenido	Notas
<p>velocidades altas mejoran la transferencia de oxígeno (Friedman <i>et al</i>, 1979).</p> <p>3.2.5 Número de etapas</p> <p>La acción de dividir el proceso de biodiscos en etapas hace más eficiente la utilización del área de contacto. Esto implica el empleo de varias unidades conectadas en serie (reactores en cascada). Se ha confirmado que un equipo que consta de varias etapas requiere de menos área superficial de contacto para dar un porcentaje determinado de eliminación de contaminantes (Chesner <i>et al</i>, 1982).</p> <p>Una característica de los biodiscos divididos en etapas es que permite que la película biológica contenga en cada etapa diferentes tipos de población bacteriana especializada en la degradación del substrato correspondiente.</p> <p>El crecimiento de los microorganismos es más alto en la primera etapa y disminuye en cada una de las subsecuentes. Lo mismo sucede con la tasa de eliminación de material orgánico, hasta que la DBO llega a ser tan baja que el crecimiento de microorganismos enfrenta serias limitaciones. Además, la composición microbiana de la película cambia: las poblaciones de organismos heterótrofos predominan en las etapas iniciales y las bacterias autótrofas (nitrificantes), en las finales (Antonie 1976;</p>	

Contenido	Notas
<p>Alleman <i>et al</i>, 1982; Hittlebaugh y Miller, 1981; Bandy y Scholze 1983; Pretorius, 1971),</p> <p>La acción de dividir el proceso en etapas contribuye a mejorar el comportamiento hidráulico, puesto que se dispone de una serie de tanques perfectamente mezclados y la distribución del tiempo de residencia se aproxima al comportamiento tipo flujo-pistón.</p> <p>Con base en lo expuesto anteriormente, se puede pensar que lo mejor es diseñar un sistema que tenga muchas etapas. Sin embargo, en un estudio con un biodisco de 10 etapas, Torpey et al, (1971) señalan que los efectos de organismos depredadores (protozoarios, rotíferos, nemátodos) llegan a ser importantes en las cuatro etapas últimas, las cuales presentan espacios sin bacterias en la superficie de los discos. La magnitud y frecuencia de los espacios depende de los crecimientos relativos de depredadores <i>versus</i> bacterias.</p> <p>3.2.6 Recirculación del efluente</p> <p>No existe una diferencia significativa entre los porcentajes de eliminación de materia orgánica para diferentes niveles de recirculación.</p> <p>La recirculación es un recurso útil cuando se presentan condiciones de sobrecarga orgánica con gastos bajos (altas</p>	

Contenido	Notas
<p>concentraciones en el efluente). En estos casos, la recirculación ocasiona que la concentración de la DBO en el influente sea menor. Sin embargo, solo conviene recircular para cargas orgánicas mayores de $20 \text{ Kg DBO}_5/\text{d} \cdot 1000 \text{ m}^2$; además, no es recomendable operar con cargas orgánicas altas pues se pueden presentar condiciones anaerobias en el reactor con la consiguiente baja de eficiencia.</p> <p>La recirculación no es necesaria para cargas orgánicas inferiores a $12.2 \text{ kg DBO}/\text{d} \cdot 1000 \text{ m}^2$, ya que se pueden obtener efluentes con valores de DBO inferiores a 30 mg/l.</p> <p>3.2.7 Oxigenación</p> <p>Las condiciones anaerobias son uno de los principales problemas relacionados con la operación de biodiscos.</p> <p>Al presentarse anaerobiosis, se origina la degradación de los polímeros que dan consistencia a la biopelícula y, como consecuencia, se desprende la biomasa de la superficie del medio de soporte.</p> <p>En un sistema de biodiscos, la degradación de la materia orgánica contenida en las aguas de desecho está limitada generalmente por la rapidez de difusión del oxígeno hacia la película y dentro de ella, y no por la rapidez de difusión del substrato (Williamson y McCarty, 1976 a y b).</p>	

Contenido	Notas
<p>La rapidez de utilización del substrato aumenta con la velocidad de rotación, ya que las velocidades altas mejoran la transferencia de oxígeno. Sin embargo, como se mencionó, la velocidad de rotación no puede crecer indefinidamente sin causar problemas.</p>	
<p>3.2.8 Carga hidráulica y carga orgánica</p> <p>En los primeros estudios realizados, se utilizó la carga hidráulica como criterio fundamental de diseño. La siguiente expresión define la carga hidráulica</p>	
$CH = \frac{Q}{A} \quad (3.1)$	
<p>donde</p> <p>CH Carga hidráulica (L³/L²T)</p> <p>Q Gasto (L³/T)</p> <p>A Área superficial (L²),</p>	
<p>En investigaciones posteriores (Friedman et al, 1979; Dupont y McKinney, 1980), se demostró la importancia de la concentración de material orgánico en el influente y se empezó a utilizar el concepto de materia orgánica, el cual involucra el gasto, la concentración de contaminantes y el área superficial.</p>	
<p>Experimentalmente, se ha encontrado que, cuando existe sobrecarga orgánica, el biodisco tiene problemas de operación: por una parte la concentración de oxígeno disuelto en la primera</p>	

DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS

Contenido	Notas
<p>etapa alcanza niveles tan bajos que se presentan, indudablemente, condiciones anaerobias; por otra, el sistema muestra un crecimiento excesivo de bacterias que causan taponamiento del medio de soporte. Como consecuencia, se reduce la eficiencia del tratamiento.</p> <p>Strover y Kincannon (1982) señalan que una de las ventajas de la carga orgánica es su capacidad para predecir la eliminación y eficiencia del tratamiento bajo cualquier condición de carga, independientemente que la cinética sea de cero, primero o segundo orden. La cantidad de materia orgánica eliminada por el sistema es proporcional a la carga orgánica, independientemente de que las carga estén originadas por alta concentración de materia orgánica y caudal bajo o bien por caudal alto y baja concentración. Debido a lo anterior, se pueden establecer relaciones cuantitativas de eliminación de substrato en función de la cantidad total de substrato aplicada al sistema.</p> <p>Los estados de sobrecarga orgánica se identifican con la presencia de organismos nocivos al proceso, los cuales se desarrollan al existir condiciones limitantes de oxígeno.</p> <p>Autotrol (1978) señala que el valor límite de carga orgánica, más allá del cual se presenta anaerobiosis, está entre 19.5 y 24.4 kg DBO/d*1000 m². Los límites mencionados dependerían de la morfología del equipo y, más específicamente, de la capacidad de transferencia de oxígeno.</p>	

Contenido	Notas
<p>3.3 Ventajas y desventajas</p> <p>3.3.1 Ventajas</p> <p>Las principales ventajas del proceso de biodiscos sobre otros tratamientos biológicos de agua de desecho son el bajo consumo de energía y la simplicidad de operación y mantenimiento. Además de que al prescindir de la recirculación en un biodisco, se minimiza apreciablemente los costos de construcción, operación y mantenimiento.</p> <p>Otra ventaja es que se pueden diseñar fácilmente unidades para aumentar su capacidad en el futuro.</p> <p>El biodisco no es afectado negativamente por sobrecargas hidráulicas, ya que tiene una capa de microorganismos adherida. Antonie (1976) informa que una sobre carga hidráulica con duración de tres minutos no causa desprendimiento significativo de la biomasa.</p> <p>Cook y Wu (1979) opinan que el biodisco puede recobrar rápidamente su estabilidad en los casos donde las cargas hidráulica, orgánica o ambas varíen en forma súbita o intermitente. Esta es una característica muy importante del proceso, sobre todo cuando se trata de aguas de desecho de una industria o de alguna zona de recreación.</p> <p>En gran número de casos, se informa que el tiempo de retención hidráulica en un biodisco es menor de sesenta minutos.</p>	

DISCOS BIOLÓGICOS ROTATIVOS

Contenido	Notas
<p>La concentración de sólidos en el efluente de un biodisco es menor que la DBO o igual a esta (Antonie, 1976); esto significa que para aguas de desecho de tipo doméstico, dicha concentración es igual a 30 mg SST/l o menor. Aunque en algunos casos la concentración de sólidos alcanza valores de 200 mg/l. Lo anterior implica que el tamaño del sedimentador secundario debe ser pequeño para el proceso de biodiscos, ya que la carga de sólidos es menor. Además la biomasa desprendida de los discos se presenta en forma de agregados grandes y densos, los cuales sedimentan fácilmente.</p> <p>Comparado con otros procesos de película fija, es posible afirmar que el biodisco retiene una película biológica que se utiliza efectivamente en toda el área de contacto. Además no es necesario lavar el disco para eliminar el exceso de biomasa, ya que no hay acumulación.</p> <p>En el biodisco se puede utilizar con éxito el clarificador subyacente o subterráneo, el cual ofrece ventajas pues reduce costos de construcción, requerimientos de área de terreno y pérdidas de carga hidráulica.</p> <p>El proceso de biodiscos carece de los problemas de aerosol y ruido que se presenta en todos los sistemas de lodos activados.</p> <p>Cuando se tratan aguas de desecho con agentes tensoactivos, se produce el problema de la espuma el cual es más</p>	

Contenido	Notas
<p>severo en el sistema de lodos activados (sobre todo en el aerado mecánicamente) que en el de biodiscos.</p> <p>3.3.2 Desventajas</p> <p>La principal desventaja de los biodiscos con hojas corrugadas de polietileno es su difícil fabricación. Por otra parte, el diseño mecánico del sistema debe ser riguroso, pues se han registrado varios casos de rompimiento y desanclaje de la flecha que soporta los discos (Josephson,1982). Además para efectuar la instalación, generalmente se requieren grandes grúas y personal especializado.</p> <p>Como el proceso involucra tres fases -líquida, sólida y gaseosa- no se ha podido desarrollar un modelo matemático que lo represente satisfactoriamente. Los modelos simples resultan insuficientes y los complicados involucran tantas variables que es necesario invertir tiempo y capital en su calibración. Por ello, el diseño se sigue basando en forma importante en la experiencia del ingeniero.</p> <p>Otro inconveniente de los biodiscos es que sus costos se comportan de manera casi lineal con respecto a los caudales de agua por tratar, lo cual no sucede en otros sistemas convencionales.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

4 LAGUNAS

Las lagunas o estanques de estabilización son medios simples y flexibles de tratamiento de aguas residuales para la descomposición biológica del material orgánico.

De acuerdo a su contenido de oxígeno, las lagunas de estabilización se pueden clasificar como:

- | | |
|--------------|--|
| Anaerobias | <ul style="list-style-type: none"> • Ausencia de O_2 en toda la laguna. • <i>Proceso con microorganismos anaerobios y facultativos.</i> |
| Facultativas | <ul style="list-style-type: none"> • Presencia de O_2 en la superficie de la masa líquida, ausencia de O_2 en el fondo. • Proceso con microorganismos aerobios, facultativos y anaerobios. |
| Aerobias | <ul style="list-style-type: none"> • O_2 disuelto en toda la masa líquida • <i>Proceso con microorganismos aerobios y facultativos.</i> |

De acuerdo a su propósito en el tratamiento de las aguas residuales, las lagunas de estabilización se pueden clasificar en:

Contenido	Notas
-----------	-------

Remoción de carga orgánica	}	<ul style="list-style-type: none"> • ANAEROBIAS • FACULTATIVAS • AEROBIAS • AERADAS
Remoción de microorganismos patógenos	}	DE MADURACIÓN

En la FIG 4.1 se presenta la clasificación de las lagunas de estabilización.

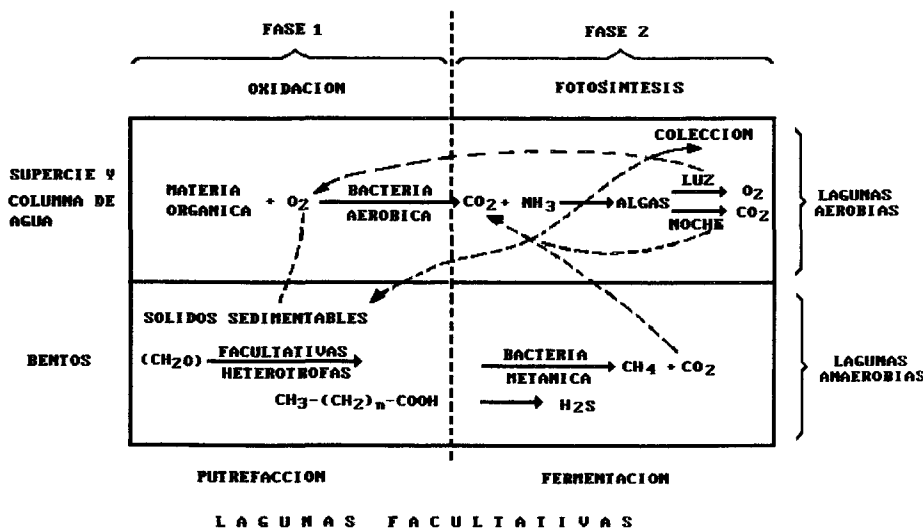


Fig. 4.1 Actividad biológica y clasificación de las lagunas de estabilización. Las líneas representan los materiales producidos en uno de los procesos que son necesarios para otros.

Contenido	Notas
-----------	-------

Generalmente las lagunas se encuentran formando sistemas combinados o sistemas lagunares con los que se logra reducir la carga orgánica, controlar los sólidos suspendidos y pulir el efluente. El esquema típico recomendable se presenta en la FIG 4.2.

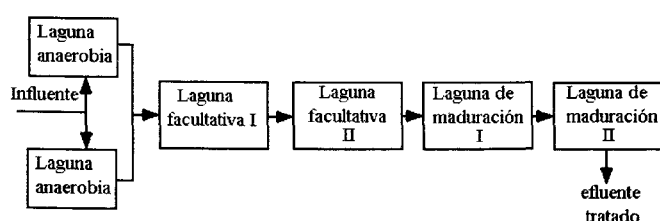


Fig. 4.2 Esquema típico de un sistema lagunar

4.1 Lagunas anaerobias

Las lagunas anaerobias se caracterizan por su alta carga orgánica, su gran profundidad (2.5 - 5 m), su pequeña superficie - que limita la difusión del oxígeno de la atmósfera- y la carencia de algas y procesos fotosintéticos que liberan oxígeno. Es por esta razón que el proceso de tratamiento es en su totalidad anaerobio.

Las aguas residuales domésticas -y las municipales con bajo contenido de aguas residuales industriales- contienen esencialmente contaminantes de origen orgánico.

Los sólidos suspendidos de mayor densidad que el agua se depositan por sedimentación en el fondo de la laguna (sólidos

Contenido	Notas
<p>sedimentables), acumulándose por largos períodos. Las altas concentraciones de materia orgánica y la carencia de fuentes externas de oxígeno, hacen que los microorganismos (bacterias anaerobias y facultativas) procesen la materia orgánica bajo condiciones anaerobias, tanto el lodo depositado en el fondo, como aquella que se encuentra en suspensión coloidal y disuelta en la masa del líquido.</p> <p>La digestión anaerobia es capaz de degradar biológicamente sustancias orgánicas complejas en ausencia de oxígeno disuelto; este proceso se realiza en dos fases con auxilio de dos grupos diferentes de bacterias. En la primera fase, un grupo de bacterias llamado colectivamente "Bacterias acidófilas", se caracterizan por su capacidad de alimentarse de la materia orgánica cruda; multiplicando su número y generando ácidos orgánicos volátiles, bióxido de carbono (CO_2) y agua para estabilizar la materia orgánica.</p> <p>En la segunda fase, un grupo de bacterias llamadas "Metanógenas" convierten los ácidos orgánicos volátiles a metano (CH_4) y bióxido de carbono (CO_2), ácido sulfhídrico (H_2S) y otros gases.</p> <p>En una laguna anaerobia trabajando correctamente, las dos fases de digestión ocurren en equilibrio dinámico; es decir, los ácidos orgánicos formados a partir de la materia orgánica son convertidos en metano a medida que se generan, por lo que su</p>	

Contenido	Notas
<p>concentración es baja y el pH se mantiene cercano a la neutralidad.</p> <p>Sin embargo, las bacterias metanógenas son más lentas en su crecimiento y multiplicación y pueden ser afectadas adversamente por pequeñas variaciones de pH, temperatura y carga orgánica. Cuando ésto sucede, los ácidos orgánicos volátiles se acumulan y el pH baja, ésto trae como consecuencia que se produzca una inhibición de las bacterias metanógenas y el proceso falla a menos que se tomen las medidas correctivas como elevar artificialmente el pH, o reducir la carga orgánica en el influente.</p> <p>Las lagunas anaerobias producen efluentes con alto contenido de nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos por lo que necesariamente tienen que estar asociadas con una laguna facultativa o aerobia para "pulir" el efluente.</p> <p>4.2 Lagunas facultativas</p> <p>Las lagunas facultativas se caracterizan por presentar condiciones aerobias en la capa superior de la masa líquida, disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto hacia el fondo, que es normalmente anaerobio.</p> <p>En la laguna facultativa, la estabilización del agua residual se alcanza por una combinación de microorganismos anaerobios,</p>	

Contenido	Notas
<p>aerobios y una preponderancia de microorganismos facultativos, que prosperan bajo condiciones tanto anaerobias como aerobias.</p> <p>La laguna facultativa se diseña para permitir la acumulación de sólidos sedimentables en el fondo del tanque donde los sólidos son descompuestos anaeróbicamente. Como producto de esta descomposición se liberan sólidos coloidales y sustancias disueltas que sirven de alimento a los microorganismos facultativos y aerobios que se encuentran en la capa superior de la laguna.</p> <p>4.3 Lagunas aerobias</p> <p>4.3.1 Lagunas aerobias no mecanizadas</p> <p>Las lagunas aerobias son tanques poco profundos utilizados para el tratamiento del agua residual. Los contaminantes orgánicos en el flujo de agua residual son degradados por bacterias aerobias y facultativas. Debido a las limitaciones inherentes del diseño, las lagunas aerobias son empleadas normalmente para remover materia orgánica seguidas de un tratamiento convencional.</p> <p>El oxígeno disuelto para el metabolismo bacteriológico aerobio es suministrado por la transferencia de oxígeno entre el aire y la superficie del agua y por las algas fotosintéticas. La cantidad de oxígeno abastecido por la reaeración natural superficial depende en gran medida de la turbulencia inducida por</p>	

Contenido	Notas
<p>el viento. La principal fuente de oxígeno proviene de las fotosíntesis de las algas y por tanto, es el factor limitante en el diseño de las lagunas aerobias.</p> <p>De acuerdo con su uso se distinguen tres tipos de lagunas aerobias que son: de tasa baja, de tasa alta y de maduración.</p> <p>Lagunas aerobias de baja tasa. Su función es el tratamiento de desechos orgánicos solubles o el tratamiento de efluentes secundarios</p> <p>Lagunas aerobias de alta tasa. Se diseñan para optimizar la producción de algas y alcanzar altos niveles de proteína susceptible de ser cosechada; como objetivo tienen la remoción de nutrientes y la remoción de desechos orgánicos solubles.</p> <p>Lagunas aerobias de maduración. Se utilizan para pulir efluentes de tratamientos secundarios tales como filtros percoladores y para la remoción de microorganismos patógenos. Trabajan con cargas orgánicas menores a las lagunas aerobias de alta tasa.</p> <p>La producción fotosintética de oxígeno es cíclica, y durante un día soleado el líquido contenido en una laguna poco profunda se sobresaturará con oxígeno. La fotosíntesis cesa en la noche, pero la respiración continua, resultando en un incremento de</p>	

Contenido	Notas
<p>dióxido de carbono y un decremento en la concentración de oxígeno.</p> <p>4.3.2 Lagunas aeradas</p> <p>Una laguna aerada es una estructura, para embalsar agua, de forma, área, profundidad y aeración mecánica controladas, diseñada para el tratamiento de aguas residuales por medio de procesos biológicos</p> <p>Las lagunas aeradas pueden ser aerobia-aerada o facultativa-aerada. Ellas no depende de las algas y de la luz del sol para suministrar oxígeno disuelto OD sino que utilizan difusores u otros equipos de aeración mecánica para proporcionar la mayor transferencia de oxígeno y crear cierto grado de mezclado. Debido al mezclado, se requiere de un sedimentador o laguna de sedimentación para la remoción de sólidos suspendidos en el efluente.</p> <p>Las lagunas aeradas se utilizan en serie con lagunas aerobias. En tales casos, el principal propósito de la laguna sin aeración (generalmente referida como laguna de pulimento) es para remoción de sólidos.</p> <p>En forma adicional, para alcanzar el nivel de remoción de patógenos de lagunas aeradas es necesario desinfectar el agua, o</p>	

Contenido	Notas
<p>bien, utilizar una laguna aerobia de maduración después de la laguna aerada para el control de patógenos.</p> <p>4.4 Factores que afectan el desempeño y el diseño</p> <p>Los principales parámetros empleados en el diseño de las lagunas, son el abastecimiento de oxígeno y mezclado, carga orgánica, tiempo de retención, temperatura y la geometría. La operación de la laguna depende del diseño mismo así como de otras formas de tratamiento.</p> <p>4.4.1 Abastecimiento de oxígeno y mezclado</p> <p>La principal limitación en el dimensionamiento de una laguna aerobia o facultativa es la capacidad de mantener un medio aerobio e incrementar la eficiencia de los microorganismos por mezclado. La aeración y el mezclado en las lagunas aeradas es lograda por aeradores superficiales o difusores de aire. Los aeradores de tipo mecánico, en la práctica, son preferidos a los difusores de aire debido a su gran potencial de mezclado, y menores costos de inversión y operación. Cualquiera que sea la selección, durante el diseño se debe elegir el tipo, número y tamaño de los aeradores para dar flexibilidad en la operación y mantenimiento.</p> <p>La transferencia de oxígeno en la laguna de agua residual ocurre en la interfase del gas y del líquido. La transferencia de oxígeno es aumentada por el área interfacial y el incremento de</p>	

Contenido	Notas
<p>turbulencia o mezclado. Esto se asume por el incremento del tamaño de las burbujas de un volumen dado de aire en contacto con un volumen dado de líquido o por bombeo o cualquier otra fuerza que impulse el líquido hacia la atmósfera de tal forma que el área superficial del líquido en contacto con la atmósfera se incremente. La transferencia de oxígeno al punto de saturación o equilibrio ocurre muy rápidamente en esta interfase. La interfase es estimada como una capa de poco de espesor formada por moléculas. Las moléculas de oxígeno pasan a través de esta capa y son difundidas gradualmente en el cuerpo del líquido.</p> <p>El oxígeno será transferido más rápidamente en el líquido con poco oxígeno residual disuelto que cuando al nivel de OD está cercano a la saturación.</p> <p>Básicamente todos los equipos de transferencia de oxígeno deberán ser evaluados de acuerdo a su capacidad para mezclar el líquido y transferir oxígeno. Como comparación, la velocidad a la cual el oxígeno es transferido a líquido se expresa en términos de kg de oxígeno/hp.h a condiciones estándares. Por condiciones estándares se entiende agua limpia a 20°C y 1 atm de presión. Esto puede ser convertido en kg de O_{2transferido}/KW.h</p> <p>4.4.2 Carga orgánica y tiempo de retención</p> <p>Algunos diseños de lagunas proponen cargas orgánicas mayores para el verano que para el invierno. En la TABLA 4.1 se</p>	

Contenido	Notas
<p>presentan algunos de los parámetros típicos de diseño para las lagunas de estabilización. En el caso de las lagunas aerobias y facultativas, la carga orgánica es el principal criterio de diseño. Las ecuaciones se basan en las condiciones climatológicas de invierno.</p> <p>Las lagunas aerobias aeradas, también conocidas como completamente mezcladas, proporcionan un alto grado de tratamiento en un volumen pequeño y en un tiempo relativamente pequeño, son resistentes a picos de carga orgánica, mayores que los sistemas de lodos activados.</p> <p>Las lagunas aerobias requieren mayores áreas superficiales y tiempos de retención dos o tres veces mayores para lograr la calidad del efluente a la producida por las lagunas aerobias aeradas. Las lagunas facultativas también pueden lograr altas eficiencias de remoción, pero requieren tiempos de retención del doble que las lagunas aerobias aeradas.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 4.1 Parámetros típicos de diseño para las lagunas de estabilización.

CONCEPTO	TIPO DE LAGUNA					
	Aerobia de baja tasa	Aerobia de alta tasa	Aerobia de maduración	Facultativa	Anaerobia	Aerada
Régimen de flujo	Parcialmente mezclado			En la capa superficial	Completamente mezclado	
Tamaño de la laguna (ha)	< 4.05	0.2-0.81	0.81-4.05	0.81-4.05	0.2-0.81	0.81-4.05
Tiempo de retención(d)	10- 40	4-6	5-20	5-30	20-50	3-10
Profundidad (m)	0.9-1.2	0.3-0.5	0.9-1.5	1.2-2.4	2.4-5	1.8-6
Rango de temperatura °C	0-30	5-30	0-30	0-50	6-50	0-30
Temperatura óptima °C	20	20	20	20	30	20
Carga orgánica kgDBO ₅ /ha·d	67-134.5	90-180	≤17	56-202	224-560	
Conversión de DBO ₅	80-95	80-95	60-80	80-95	50-85	80-95
Sólidos suspendidos en el efluente	80-140	150-300	10-30	40-60	80-160	80-250

4.4.3 Geometría de las lagunas

La configuración de las lagunas más frecuente de las lagunas es rectangular, guardando una proporción largo:ancho 1:3. En áreas de suelos con baja resistencia, donde el fondo de la laguna no ha recibido ningún tipo de tratamiento y donde los vientos sean mayores de 60 km/h (40 m/h), se debe de reducir suficientemente la relación largo:ancho.

Contenido	Notas
<p>Las consideraciones que se deben observar en la construcción de las lagunas son: a) pendientes recomendadas para terraplenes, b) diques, c) control de la vegetación, d) caracterización del suelo, e) conductos para el influente, f) estructuras de descarga, g) tubería de interconexión y control, h) profundidad, y i) velocidad y dirección del viento y factores energéticos.</p> <p>La profundidad de la laguna dependerá en gran medida de la localización topográfica, del caudal a tratar y del tipo de laguna. Los intervalos de profundidad varían de un mínimo de 0.3 m a un máximo de 6 m. En lagunas poco profundas y con grandes áreas superficiales es posible que ocurra un corto circuito, estos pueden ser eliminados al crear flexibilidad en el diseño de la tubería del influente y estructuras externas para excedentes de flujo. Con lagunas profundas, se tienen menores áreas, además, de un mayor grado de mezclado y se conserva el calor en el líquido.</p> <p>4.4.4 Temperatura</p> <p>La temperatura es un criterio predominante en la eficiencia de remoción orgánica. La rapidez de remoción orgánica disminuye significativamente con la disminución de la temperatura. La velocidad de transferencia de oxígeno de la fase gaseosa a la líquida aumenta con la temperatura, aunque el efecto del incremento de la solubilidad del oxígeno con el decremento de la temperatura se ve compensada por los bajos coeficientes de</p>	

Contenido	Notas
<p>transferencia. El sistema debe ser diseñado sobre la base de la temperatura del líquido del mes más frío. Consecuentemente, es necesaria una determinación precisa de la temperatura del agua residual durante el período de temperatura más bajo.</p> <p>En una laguna completamente mezclada, es posible suponer que la temperatura del efluente es igual a la temperatura de la laguna. Se tienen pérdidas de calor por convección, radiación y evaporación, mientras que las ganancias son por radiación solar.</p> <p>4.5 Otras aplicaciones</p> <p>Como unidad de proceso para el tratamiento de material residual orgánico, las lagunas pueden ser usadas en serie o en paralelo seguidas de tanques de sedimentación con recirculación de lodos al influente de la laguna y operadas como una de las muchas variantes del proceso de lodos activados (FIG 4.3) o también pueden ser usadas como lagunas de pulimento para tratamiento terciario. Las lagunas pueden diseñarse para la evaporación completa del influente, para concentración de lodos o almacenamiento de emergencia para variaciones de flujo altas, para recarga de acuíferos por percolación y como abastecedoras de agua y nutrientes a cultivos a través de la irrigación.</p>	

Contenido

Notas

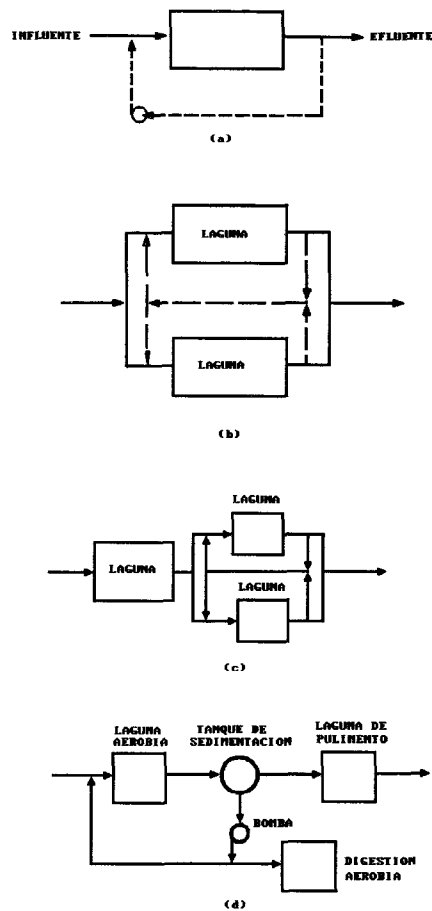


Fig. 4.3 Sistemas de lagunas típicas

(a) sistema con recirculación opcional, (b) sistema de tanques con capacidad para operarlos en serie o paralelo, (c) sistema de tanques triples, y (d) sistemas aerados con tanque de sedimentación de limpieza mecánica, digestión aerobia y pulimento.

4.6 Ventas y desventajas

Las lagunas de estabilización vistas como un proceso completo de tratamiento ofrecen muchas ventajas, siempre y cuando exista terreno disponible, cuyo costo no sea excesivo, su impermeabilización sea factible y que las lagunas puedan localizarse lejos de áreas residenciales, comerciales y recreativas.

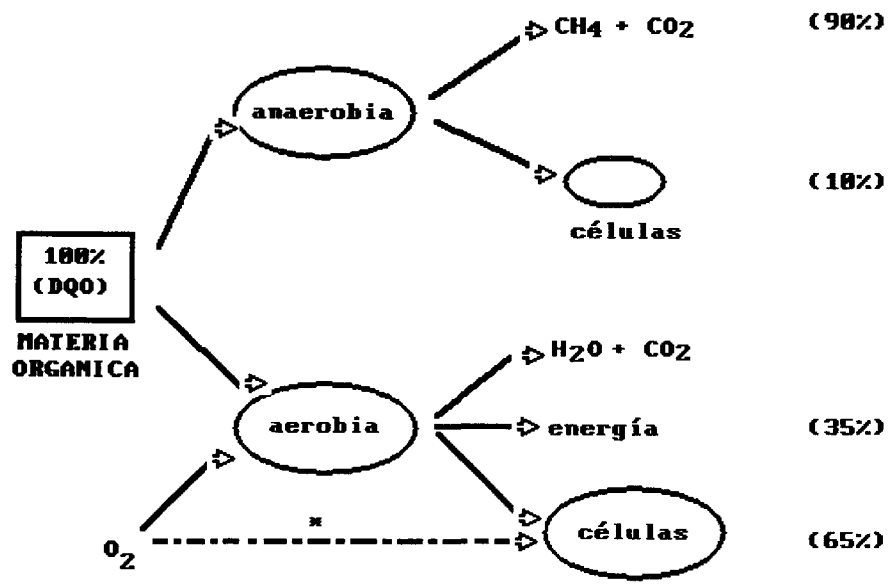
Contenido	Notas
<p>VENTAJAS</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.- Es un proceso sencillo que no requiere de personal altamente capacitado para su operación y mantenimiento. 2.- Es probablemente el proceso de tratamiento que presenta menos problemas, siempre y cuando se asegure un mínimo de atención a su operación y mantenimiento. 3.- Tiene los menores costos de capital, construcción, operación y mantenimiento que cualquier otro proceso de tratamiento, cuando el costo del terreno no es excesivo. 4.- No requiere de equipo de alto costo. 5.- Requiere de poca energía eléctrica. 6.- Este proceso de tratamiento entrega efluentes de calidad igual o superior a algunos procesos convencionales de tratamiento. 7.- Es posible manejar variaciones en cargas hidráulicas y orgánicas mediante este proceso. 8.- Es el único proceso de tratamiento convencional sin desinfección que entrega un efluente con bajo contenido de bacterias. 9.- Presenta pocos problemas en el manejo y disposición de lodos. 10.- Sirve como hábitat para la flora y fauna silvestre. <p>DESVENTAJAS</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.- Este proceso de tratamiento puede emitir olores desagradables. 2.- Requiere de una gran extensión de terreno. 	

Contenido	Notas
<p>3.- Puede contaminar el manto freático.</p> <p>4.- Puede entregar un efluente con gran cantidad de sólidos suspendidos.</p> <p>5.- En algún momento hay que vaciarla y extraer los lodos depositados en el fondo.</p> <p>6.- Generalmente su ubicación es lejana a la población.</p> <p>Sin embargo, algunas de estas desventajas pueden ser minimizadas con una operación y mantenimiento adecuados.</p>	

Contenido	Notas
<p>5 PROCESOS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO</p> <p>La principal división entre los diversos procesos biológicos existentes para el tratamiento de aguas residuales se hace con relación a vía metabólica de los microorganismos. Es así que se tienen los procesos aerobios (presencia de oxígeno) y los anaerobios (ausencia de oxígeno). Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología, como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control.</p> <p>Dado que los microorganismos son los responsables de llevar a cabo un proceso biológico, sus características metabólicas determinarán el tipo de aplicación, las ventajas y desventajas del proceso en cuestión. Las principales características, desde un punto de vista energético, se esquematizan en la FIG 5.1. La energía contenida en la materia orgánica contaminante utilizada por los microorganismos, medida como demanda química de oxígeno (DQO) o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es transformada en diversos productos, dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. Es así que una bacteria anaerobia utilizará el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción, dando origen a nuevas células; el 90% restante lo dirigirá al gas metano y CO₂. Por su parte, la bacteria aerobia empleará, en presencia de oxígeno, un 60 al 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células, mientras la fracción restante es utilizada para</p>	

Contenido	Notas
<p>llevar a cabo ésa y otras funciones metabólicas y disipada en forma de calor.</p> <p>Lo anterior trae como consecuencia, que la vía anaerobia produce pocos lodos (células), mientras que la aerobia genera una cantidad aproximada de cinco veces más, con los consecuentes problemas de tratamiento y disposición de lodos de purga. Por otro lado, la energía contenida en el metano puede ser utilizada como energía calorífica directamente o transformada a mecánica o eléctrica según las necesidades existentes en el sitio. Otro punto es que el proceso aerobio requiere el suministro de oxígeno, lo que representa un costo energético importante. Es así, que mientras el proceso anaerobio es un productor neto de energía, el proceso aerobio la consume. Esta tendencia se acentúa en los casos en que los lodos de purga de la planta aerobia son digeridos aeróbicamente, lo que implica un nuevo costo energético.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------



* en caso de contar con digestión aerobia de lodos de purga

Fig. 5.1 Esquema del flujo de energía de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.

En cuanto a los lodos producidos en el proceso anaerobio, además de producirse en menor cantidad, éstos ya están los suficientemente estabilizados como para poder ser evacuados directamente sin un tratamiento previo. Por tanto, se puede considerar la vía anaerobia como altamente eficiente en la conservación de energía; mientras que en la aerobia integral (agua y lodos) el dispendio energético es considerable.

Las características anteriores se manifiestan en forma más marcada cuando se aplican ambos tipos de procesos biológicos al

Contenido	Notas
<p>tratamiento de aguas residuales concentradas en materia orgánica, como es el caso de los desechos de la industria.</p> <p>Cabe mencionar las desventajas de los procesos anaerobios en relación con los aerobios. Los efluentes tratados por vía anaerobia pueden requerir un postratamiento, ya que conservan aún cierto contenido de materia orgánica y no tiene oxígeno disuelto. En la mayoría de los casos, el postratamiento será aerobio, dando como resultado un proceso combinado altamente eficiente en la remoción de los contaminantes, autosuficiente energéticamente y a costos de inversión, operación y mantenimiento sensiblemente menores que los de un proceso totalmente aerobio.</p> <p>Una estimación comparativa de costos de inversión, operación y mantenimiento para los sistemas totalmente aerobio, anaerobio + aerobio y totalmente anaerobio, en función de la concentración de materia orgánica en el influente, dada por Eckenfelder <i>et al.</i> (1988), señala que para las opciones anaerobia y anaerobio-aerobia estos son los mismos.</p> <p>El proceso anaerobio (o inclusive el anaerobio + aerobio) puede generar ingresos netos, mediante la recuperación del biogás producido, cuando el agua residual tiene una alta concentración en materia orgánica. Siendo este el proceso que puede eventualmente convertir el tratamiento de las aguas residuales, no en una carga, sino en una fuente de ahorro para la industria.</p>	

Contenido	Notas
<p>Indudablemente, de las dos vías metabólicas, la aerobia ha sido hasta la fecha la más utilizada y consecuentemente, la tecnología de los tratamientos aerobios está ya bien establecida. Por su parte, la digestión anaerobia estuvo considerada por mucho tiempo como una vía promisorio pero sólo aplicable a contados casos.</p> <p>En la actualidad gracias a los esfuerzos de investigación realizados en todos los niveles, desde el fundamental hasta el desarrollo tecnológico ha dado como resultado el surgimiento de la digestión anaerobia como una alternativa de tratamiento seria, confiable y eficiente. En muchas ocasiones la unión anaerobia-aerobia es la mejor solución técnica y económica, fundamentalmente cuando se tienen efluentes mediana y altamente concentrados en materia orgánica, así como condiciones de descarga estrictas.</p> <p>5.1 Desarrollo de los procesos anaerobios</p> <p>La evolución de la tecnología anaerobia ha dado lugar a tres generaciones de reactores. La primera comprende aquellos procesos en donde la biomasa se encuentra en suspensión; en los de segunda generación, los microorganismos son retenidos en el reactor, ya sea al suministrarles un soporte para que se adhieran en forma de biopelícula, o bien por medio de su sedimentación; los reactores de tercera generación tienen también los</p>	

Contenido	Notas
<p>microorganismos en forma de biopelícula, pero el soporte se expande o fluidifica con altas velocidades de flujo. A continuación se describen brevemente los diversos reactores existentes.</p> <p>5.1.1 Reactores anaerobios de 1ª generación</p> <p>Los reactores anaerobios más primitivos son, por un lado la fosa séptica que será descrita más adelante, y por otro lado los digestores del tipo rural con alimentación semicontinua, de los que se tienen referencias desde el siglo pasado. Estos digestores son utilizados para la producción de biogás a partir de desechos agrícolas y ganaderos, por lo que su descripción cae fuera del tema de este resumen.</p> <p>Fosa séptica y tanque Imhoff</p> <p>La fosa séptica puede considerarse como un digestor convencional a escala muy reducida, en donde las condiciones anaerobias estrictas no son siempre cumplidas ya que existen zonas anóxicas. Su uso se ha limitado a tratar las aguas de desecho de casas habitación, escuelas, hospitales, etc.; generalmente en zonas rurales en donde no existe el servicio de drenaje. Dado que su principal función se limita a la hidrólisis de la materia orgánica en suspensión para lograr una buena eficiencia, es necesario que la fosa evacúe en un sistema de zanjas de absorción colocadas en el suelo, el cual se encargará de realizar la estabilización de la materia orgánica. Los tiempos de</p>	

Contenido	Notas
<p>retención en estos dispositivos son muy variables (entre 2 y 10 días).</p> <p>Por su parte el tanque Imhoff, es un sistema un poco más elaborado que el anterior, ya que crea dos compartimientos distintos, el de decantación y el de digestión. Esto impide en cierto modo que los productos de la hidrólisis de los lodos sean evacuados por el efluente, lo que se traduce en mejores eficiencias de tratamiento. Sus aplicaciones han sido a nivel de pequeñas comunidades, en donde la fosa séptica no sería recomendable debido al volumen que requeriría. En ambos sistemas, una evacuación periódica de los lodos acumulados es necesaria (generalmente cada año para el tanque Imhoff y de dos años para la fosa).</p> <p>Lagunas anaerobias</p> <p>Este es otro proceso rústico empleado en aguas de desecho industriales evacuadas a temperatura superior a la del ambiente y con cierto contenido de sólidos suspendidos sedimentables. Consiste en estanques profundos (hasta 10 m) en donde las condiciones anaerobias prevalecen, con la excepción de una pequeña zona en la superficie. Las condiciones meteorológicas influyen grandemente la operación de estos sistemas, registrándose generalmente una baja considerable en la eficiencia durante el invierno. Un punto particularmente problemático son los malos olores asociados con estos sistemas. Los tiempos de</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

retención hidráulica reportados en la literatura son muy variables, en general mayores a 7 días.

Digestor anaerobio convencional

Este sistema se ha aplicado principalmente para la estabilización de los lodos de desecho provenientes del proceso de lodos activados, aunque en la actualidad sus limitadas eficiencias han hecho que sea sustituido por la versión completamente mezclada. Consiste en un tanque cerrado sin agitación y sin calentamiento, en donde el desecho por tratar se estratifica en zonas definidas. La parte en donde se lleva a cabo prácticamente la totalidad de la actividad microbiana representa alrededor del 30% del volumen total del digestor, lo que aunado a la lentitud de la cinética de degradación bajo estas condiciones, resulta en volúmenes de reactor considerables (tiempos de retención mayores a 30 días).

Digestor anaerobio completamente mezclado

La introducción de una agitación vigorosa del medio de reacción, aunada frecuentemente a un calentamiento del reactor, se traduce en mayores eficiencias en la remoción de materia orgánica. La agitación es lograda, ya sea por un agitador mecánico o por la inyección del biogás en el fondo del reactor. Debido a su mezcla completa, el efluente cuenta con una alta concentración de sólidos suspendidos, por lo que se desarrolló una variante que une en serie, un digestor completamente mezclado con un digestor convencional en donde se realiza la

Contenido	Notas
<p>decantación de los sólidos. Su principal aplicación es en el tratamiento de los lodos de desecho de grandes plantas de lodos activados.</p> <p>Reactor de contacto anaerobio</p> <p>Este es un sistema de transición entre la primera y la segunda generación de reactores anaerobios. Consiste básicamente en un reactor completamente mezclado acoplado a un decantador que separa la biomasa para que sea recirculada hacia el reactor. Es el equivalente anaerobio de los lodos activados. Con la recirculación, la cantidad de microorganismos en el reactor aumenta al igual que su tiempo de permanencia dentro del sistema, sin que el tiempo de retención hidráulica se incremente. Esto resulta en volúmenes de reactor más pequeños y en una mayor estabilidad del proceso. El punto problemático es la adecuada separación de los lodos anaerobios en el decantador, pues tienen tendencia a flotar, debido a las burbujas de gas atrapadas en el flóculo. Esto se soluciona creando un vacío en la línea de unión entre el reactor y el decantador, lo que favorece la desgasificación. Los tiempos de retención hidráulicos son del orden de 5 días y el tiempo de residencia celular varía entre 15 y 30 días. Este sistema se ha aplicado en el tratamiento de aguas residuales de industrias alimentarias.</p> <p>En la FIG 5.2 se representan los reactores anaerobios de 1^a generación.</p>	

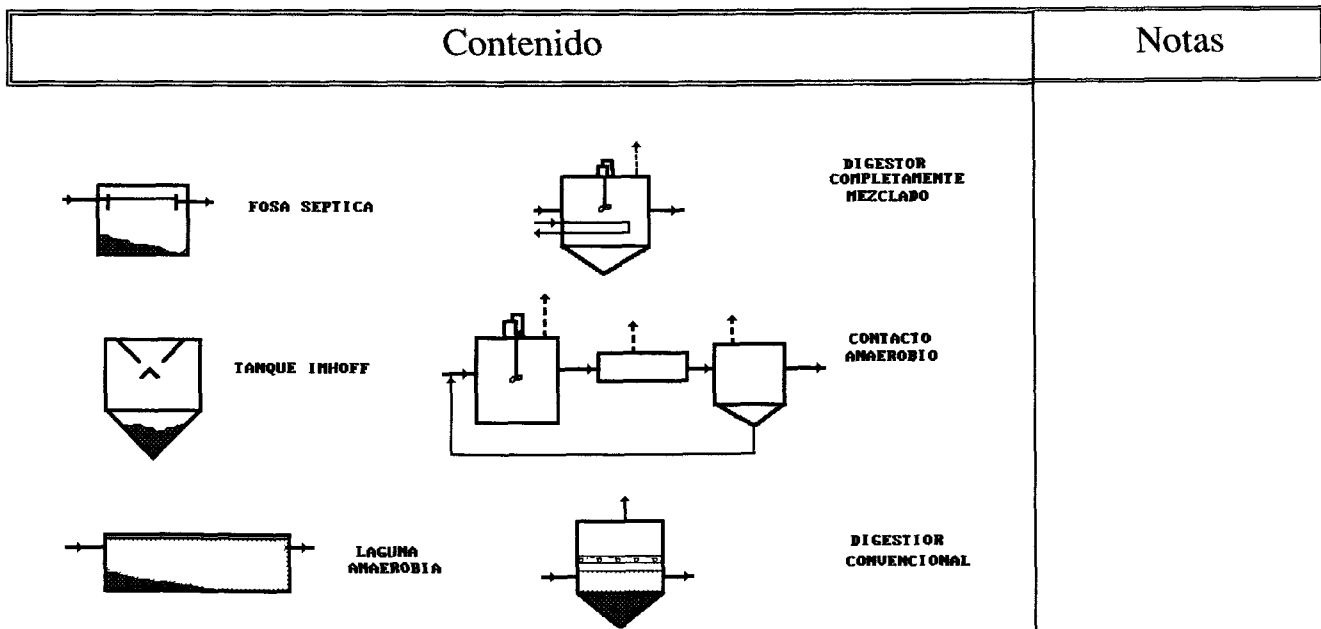


Fig. 5.2 Reactores anaerobios de la 1ª generación.

5.1.2 Reactores anaerobios de 2ª generación.

El progreso logrado con este tipo de reactores se manifiesta en tiempos de retención hidráulica sustancialmente menores (de 0.5 a 3 días), lo que implica una importante reducción en los volúmenes de reactor, y en una mayor estabilidad y facilidad en su operación. Esto se logra al retener la biomasa anaerobia dentro del reactor mediante la formación de una película de microorganismos fijos sobre soportes, o bien por medio de la sedimentación de flóculos microbianos con muy buenas características de decantación. Con esto, la limitación provocada por la reducida tasa de crecimiento de las bacterias anaerobias es prácticamente eliminada. Otras ventajas obtenidas son un cierto grado de resistencia a productos tóxicos (Parkin y Speece, 1983), una adaptación rápida a cambios de alimentación (Van den Berg *et al.*, 1980; Noyola, 1986) y un arranque rápido después de

Contenido	Notas
<p>periodos prolongados sin alimentación (Lettinga <i>et al.</i>, 1982; Sánchez <i>et al.</i>, 1985; Noyola, 1986).</p> <p>Filtro anaerobio</p> <p>El filtro anaerobio fue introducido por Young y McCarty (1969), recomendándolo inicialmente para sustratos solubles y medianamente concentrados en materia orgánica. En la actualidad se ha aplicado a nivel laboratorio y a escala real tratando una amplia serie de sustratos a diversas concentraciones (Kobayashi <i>et al.</i>, 1983). Esencialmente consiste en un reactor de flujo ascendente empacado con soportes plásticos o con piedras de 3 a 5 cm de diámetro promedio. El coeficiente de vacío debe ser grande para evitar el taponamiento, lo que en algunos casos se traduce en un área específica inferior a $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Debido a la distribución desordenada del soporte, las purgas de lodo no son efectivas, lo que provoca una acumulación lenta pero constante de biomasa que con el tiempo puede crear problemas de taponamiento. Este reactor puede admitir cargas hasta de $20 \text{ kg.DQO}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$.</p> <p>Reactor tubular de película fija</p> <p>Para evitar la acumulación de lodos dentro del reactor, Van den Berg y Lentz (1979) desarrollaron el reactor tubular de flujo ascendente o descendente. El soporte utilizado en este caso, consiste de tubos o placas dispuestas de tal forma que se crean canales verticales. El material puede ser de cerámica, PVC, poliéster, etc. El ordenamiento del soporte resulta en coeficiente</p>	

Contenido	Notas
<p>de vacío importantes con buenas relaciones área/volumen (> de $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Las cargas aplicadas pueden llegar hasta $30 \text{ kg.DQO}/\text{m}^3 \cdot \text{día}$.</p> <p>Reactor anaerobio de lecho de lodos (UASB)</p> <p>Corresponde a Lettinga el desarrollo de este reactor que por su simplicidad se ha difundido en varios países. Su gran ventaja consiste en que no requiere ningún tipo de soporte para retener la biomasa, lo que implica un ahorro importante. Su principio de funcionamiento se basa en la buena sedimentabilidad de la biomasa producida dentro del reactor, la cual se aglomera en forma de granos o "pellets" hasta de 5 mm de diámetro. Estos granos cuentan además con una actividad metanogénica muy elevada, lo que explica los buenos resultados del proceso. El reactor es de flujo ascendente y en la parte superior cuenta con un sistema de separación gas-líquido-sólido, el cual evita la salida de los sólidos suspendidos en el efluente y favorece la evacuación del gas y la decantación de los flóculos que eventualmente llegan a la parte superior del reactor. Un punto importante en su diseño es la distribución de las entradas del agua residual, ya que una mala repartición puede provocar que ciertas zonas de la cama de lodos no sean alimentadas, desperdiciando así su actividad. Esto es particularmente cierto en el tratamiento de aguas residuales municipales, pues la limitada materia orgánica presente forma sólo pequeñas cantidades de biogás y por tanto la agitación del lecho, provocada por las burbujas, se ve reducida. El punto débil del proceso consiste en la lentitud a la que se forman los granos,</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

elemento indispensable del sistema. Esto puede ser solucionado mediante la inoculación importante con lodos adecuados. Las cargas orgánicas alimentadas a este reactor pueden llegar hasta 30 kg.DQO/m³.día.

Actualmente, una combinación en un mismo tanque del reactor UASB y del filtro anaerobio, conocida como reactor híbrido, está generando aceptación. La principal ventaja de este arreglo es que se optimiza el volumen del reactor y se puede reducir la pérdida masiva de lodos, accidente grave de reactores UASB.

En la FIG 5.3 se esquematizan los reactores anaerobios de 2ª generación.

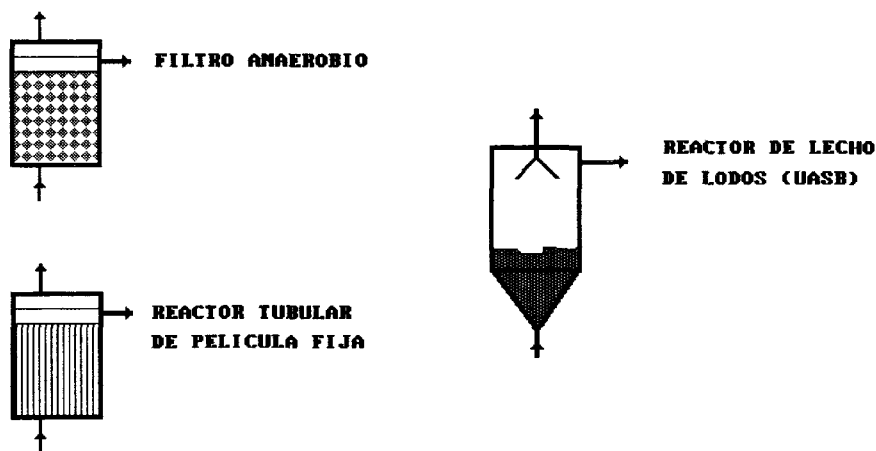


Fig. 5.3 Reactores anaerobios de la 2a generación.

Contenido	Notas
<p>5.1.3 Reactores anaerobios de 3ª generación</p> <p>Estos reactores se encuentran básicamente aún en nivel piloto o semi-industrial, aunque ya existen algunas plantas a escala real basadas en esta modalidad.</p> <p>Son también reactores de película fija, pero el soporte utilizado es lo suficientemente pequeño y ligero para que pueda ser fluidificado con una recirculación del efluente. Se han reportado resultados de laboratorio en extremo prometedores (Switzenbaum y Jewell, 1980; Jewell <i>et al.</i>, 1981). Los dos tipos de reactores, el reactor de lecho expandido y el reactor de lecho fluidificado, son semejantes entre sí, diferenciándose en el grado de fluidificación del soporte (20% para el lecho expandido y superior al 50% para el lecho fluidificado). Su avance consiste en tiempos de retención aún menores, inferiores a 12 horas, ya que la superficie de soporte disponible es muy elevada (superior a 200 m²/m³) y la agitación en el lecho es vigorosa, eliminando problemas de transferencia de sustrato. Otra ventaja es que no presentan problemas de taponamiento. Sin embargo, requieren energía para la recirculación y la fluidificación del lecho; además, su arranque y operación son en extremo delicados. Las cargas aplicadas pueden sobrepasar los 40 kg.DQO/m³.día.</p> <p>En las FIG 5.4 y FIG 5.5 se ilustran los reactores de lecho fluidificado y de lecho expandido.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

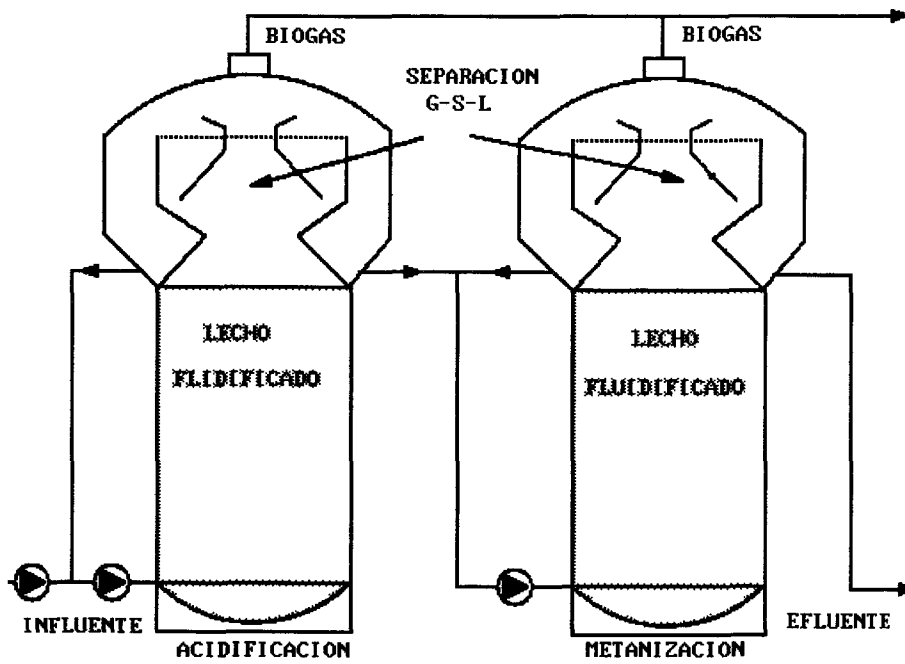


Fig. 5.4 Reactor de lecho fluidificado.

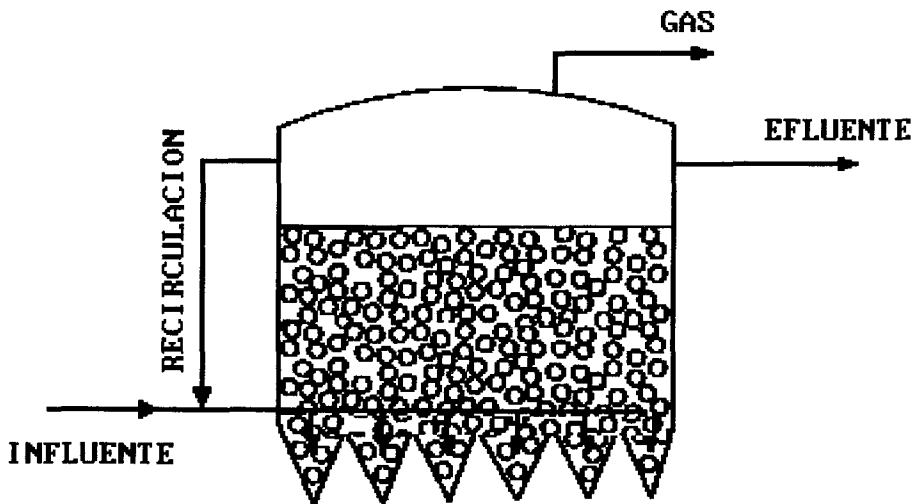


Fig. 5.5 Reactor de lecho expandido.

Contenido	Notas
<p data-bbox="134 327 903 374">6 ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES</p> <p data-bbox="113 391 1123 685">Los compuestos de nitrógeno y fósforo son nutrientes clave para el crecimiento de los sistemas vivos; sin embargo, la presencia de éstos compuestos en exceso en un efluente contamina la corriente de agua que los recibe, y es necesario removerlos en el tratamiento de aguas residuales.</p> <p data-bbox="113 774 1123 1451">Los fosfatos y nitratos favorecen la eutroficación; por otra parte, los nitratos y nitritos son un riesgo para la salud y el amoniaco tiene una alta demanda de oxígeno interfiriendo en la cloración y llegando a ser tóxico para la fauna acuática. Además, los fosfatos obstruyen los procesos de coagulación que se utilizan en los procesos de tratamiento de las aguas residuales. La mayoría de los sistemas de tratamiento biológico de las aguas residuales pueden modificarse para llevar a cabo la remoción de los compuestos de nitrógeno y fósforo y existen algunos procesos fisicoquímicos que se pueden utilizar y que se tratarán brevemente.</p> <p data-bbox="113 1578 571 1617">6.1 Remoción del nitrógeno</p> <p data-bbox="113 1634 1123 1989">Los componentes de nitrógeno se encuentran entre los principales contaminantes del agua, y se pueden encontrar en los residuos acuosos de varias industrias clave, en los residuos agrícolas y en los residuos domésticos. Hasta hace unos años, se le ha dado el mayor énfasis en los procesos de control de la contaminación a la necesidad de una rápida y económica</p>	

Contenido	Notas
<p>remoción en las aguas residuales de las materias orgánicas carbonadas. Desde que se ha reconocido la importancia de los compuestos de nitrógeno como contaminantes, se han realizado grandes esfuerzos a fin de desarrollar procesos para controlar el nitrógeno y la modificación de los procesos convencionales de tratamientos residuales, a fin de llevar a cabo la eliminación de éste.</p> <p>Los compuestos de nitrógeno se pueden eliminar de las aguas residuales por medio de procesos de tratamiento químicos, físicos y biológicos pero el proceso biológico es todavía uno de los más económicos para la remoción del nitrógeno de las aguas residuales industriales y domésticas. Los compuestos de nitrógeno se presentan en las corrientes residuales como amoníaco, nitratos y nitritos, compuestos orgánicos solubles y materia orgánica en suspensión o en forma de partículas.</p> <p>Aunque parte del amoníaco se asimila a la biomasa en los sistemas biológicos de tratamiento, el proceso biológico más significativo para la remoción del amoníaco es la oxidación bacteriana del amoníaco a nitritos y nitratos, conocida como nitrificación. La nitrificación suministra la fuente de energía para las bacterias nitrificantes aeróbicas y autotróficas, consumiendo mayor cantidad de amoníaco en este proceso para el crecimiento de las bacterias nitrificantes, que por la incorporación al nitrógeno orgánico en la biomasa resultante. Se observará que,</p>	

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Contenido	Notas
<p>si bien la nitrificación elimina amoniacó, no remueve el nitrógeno, sino que lo convierte en una forma diferente.</p> <p>Los nitritos y nitratos, producidos por nitrificación o presentes en aguas residuales originales, se pueden eliminar por reducción microbiológica a nitrógeno gaseoso. Este proceso se conoce como desnitrificación y ocurre en condiciones anóxicas, donde ciertos microorganismos utilizan los nitritos y nitratos como una fuente optativa de oxígeno, al proceso se le llama "disimilación". Debido a que el producto de la desnitrificación es un gas no contaminante, liberado de la fase acuosa, la desnitrificación constituye un verdadero proceso de remoción del nitrógeno. La nitrificación y desnitrificación biológicas sucesivas forman así un mecanismo para la total remoción del nitrógeno en la forma de amoniacó, nitritos o nitratos, a partir de un residuo acuoso. La asimilación del nitrato a los constituyentes nitrogenados de la célula se efectúa mediante ciertos tipos de microorganismo, y se pueden desarrollar lodos utilizando este principio para la total remoción del nitrógeno en ausencia del amoniacó. No obstante, la disimilación de los nitratos es mucho más importante como mecanismo de eliminación de nitrógeno que la asimilación de nitratos permitiendo que más tipos de bacterias utilicen los nitratos como fuente de oxígeno en lugar de fuente de nitrógeno.</p> <p>Los compuestos de nitrógeno orgánico se eliminan en cantidad considerable por medio de los mecanismos normales de</p>	

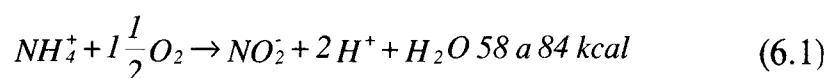
Contenido	Notas
<p>los procesos convencionales de tratamiento, biológicos aeróbicos, por la remoción heterotrófica de nutrientes carbonados. La materia particulada o en suspensión se elimina por sedimentación directa y por aglomeración sobre los flóculos microbianos o biomasa. El nitrógeno orgánico soluble se puede eliminar por asimilación y conversión en amoníaco, el que se puede disponer por nitrificación y desnitrificación.</p> <p>6.1.1 Fuentes de los residuos nitrogenados</p> <p>Las fuentes más importantes de los residuos nitrogenados son los sectores de la industria química que fabrican y utilizan compuestos de nitrógeno y las fuentes "biológicas", como los residuos humanos, animales y los de las industrias procesadoras de alimentos.</p> <p>La contaminación nitrogenada de las corrientes de agua proviene también de fuentes naturales y puntuales. Una enorme cantidad de nitrógeno del aire se convierte en compuestos de nitrógeno por medios naturales. Este proceso se llama "fijación del nitrógeno", y la fijación de nitrógeno que ocurre por medios naturales es aproximadamente el doble de la realizada por la industria química. La mayor parte de la fijación natural de nitrógeno se efectúa por ciertos tipos de microorganismos, a pesar de que casi 15% de la fijación natural de nitrógeno se ha atribuido a los rayos. Una muy amplia variedad de bacterias es capaz de fijar el nitrógeno, y allí se incluyen organismos tanto anaeróbicos</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

como aeróbicos, y ciertas algas fotosintéticas de color verde azulado. Los organismos capaces de fijar el nitrógeno despiertan actualmente un gran interés ya que es posible que utilizando las técnicas de la ingeniería genética, se podría conferir la capacidad de fijar el nitrógeno a todavía más tipos de organismos. El suelo y las plantas podrían poseer entonces fábricas integradas de fertilizantes. No obstante, considerada desde el punto de vista de la contaminación, la fijación del nitrógeno proporciona una fuente de contaminantes nitrogenados potenciales que todo lo invade. Los compuestos de nitrógeno se abren paso hasta las corrientes de agua al ser liberados de la vegetación en descomposición y de excrementos de animales y aves, así como de un modo adventicio como resultado de la actividad humana. Esto incluye la lixiviación de los fertilizantes de los terrenos destinados a la agricultura, y en la precipitación de la lluvia y el polvo. El nitrógeno presente en la precipitación de la lluvia de polvo proviene del uso de fertilizantes sintéticos en la agricultura y de quemar combustibles fósiles.

6.1.2 Nitrificación

La oxidación microbiana del amoníaco y de los iones amonio, se efectúa en dos etapas por diferentes especies de bacterias quimioautotróficas. La primera etapa es la oxidación de los iones amonio a nitritos, conocida a veces como "nitrosificación".



Contenido	Notas
<p>Por lo general, se considera a los organismos que llevan a cabo este proceso como de las especies <i>Nitrosomonas europea</i> y <i>monocella</i>, y <i>Nitrosococcus</i>. Otros organismos postulados son <i>Nitrosospira</i>, <i>Nitrosocystis</i> y <i>Nitrosogloea</i>, a pesar de que la existencia de estos organismos ha sido motivo de controversia.</p> <p>En la segunda etapa, los nitritos se oxidan a nitratos.</p> $NO_2^- + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow NO_3^- - 15.4 \text{ a } 20.9 \text{ kcal} \quad (6.2)$ <p>Entre los organismos que se reconoce realizan este proceso se encuentran <i>Nitrobacter winogradskyi</i>, y <i>Nitrocystis</i>; además otros organismos postulados comprenden <i>Nitrococcus</i>, <i>Nitrospina</i> <i>Nitrobacteragilis</i>.</p> <p>De las ecuaciones (6.1) y (6.2), se tiene que el proceso global de nitrificación es:</p> $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad 73.4 \text{ a } 104.9 \text{ kcal} \quad (6.3)$ <p>Con las ecuaciones (6.1) y (6.2) se demuestran dos puntos importantes. En primer lugar, la nitrificación requiere una alta aplicación de oxígeno, alrededor de 4 kg de oxígeno por cada kg de nitrógeno amoniacal. En segundo lugar, la primera etapa de la nitrificación, ecuación (6.1), produce ácido, de manera que el pH de un agua residual tendrá la tendencia a bajar durante la nitrificación. En un sistema no controlado que contenga suficiente amoniaco, el pH bajará finalmente a un nivel en el que</p>	

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Contenido	Notas
<p>la nitrificación se detiene. La producción de lo que es efectivamente una solución diluida por nitrificación microbiológica se ha usado ventajosamente en el aprovechamiento del efluente de las aguas negras tratadas como agua de enfriamiento en las plantas generadoras de energía (Humphris, 1977). El efluente de las aguas negras proporciona una fuente poco costosa de agua de enfriamiento, la que se hace pasar por una etapa de nitrificación biológica antes de utilizarla. Durante la nitrificación, la pequeña cantidad de amoníaco residual produce ácido, el cual actúa para eliminar la costras de los tubos del condensador, a través de los cuales pasa el agua de enfriamiento. En la nitrificación autotrófica, el amoníaco o los nitritos proporcionan la fuente de energía, el oxígeno el aceptor de electrones, el amoníaco la fuente de nitrógeno y el anhídrido carbónico la fuente de carbono. El anhídrido carbónico se provee por oxidación heterotrófica de los nutrientes carbonados, por reacción del ácido producido en la nitrificación con los carbonatos o bicarbonatos presentes en las aguas residuales, y del anhídrido carbónico presente en el aire, utilizado para proporcionar el suministro de oxígeno. El contenido normal de anhídrido carbónico tiene un valor aproximado de sólo 0.05% en peso, de manera que en un sistema realmente nitrificante no acompañado por procesos heterotróficos, se necesitará una fuente suplementaria de carbono. Esto se podría efectuar añadiendo carbonatos o bicarbonatos a las aguas residuales, y se podría llevar a cabo de un modo conveniente por medio de un sistema</p>	

Contenido	Notas
<p>automático de control del pH, que corrigiera la caída del pH que resultara de la nitrificación.</p> <p>De acuerdo con estas relaciones, la oxidación autotrófica de 1 kg de nitrógeno amoniacal produciría aproximadamente 150 g de biomasa en la primera etapa y alrededor de 20 g de biomasa en la segunda, ambas "en peso seco", y con un contenido en la biomasa de aproximadamente un 2% del nitrógeno amoniacal original. Debido a este bajo nivel de asimilación del nitrógeno, se han expresado reservas con respecto al valor de los procesos de remoción biológica del nitrógeno. En la remoción biológica aeróbica de los nutrientes carbonados, casi la mitad del contenido de carbono se elimina por asimilación heterotrófica. Dicho carbono se precipita como biomasa y se remueve en forma de un "concentrado de contaminación", lodo o humus, y como no está oxidado, se ahorran los costos correspondientes del suministro de oxígeno. Además, se necesita gran cantidad de oxígeno para la nitrificación. Mientras que en la remoción heterotrófica del carbono, el requerimiento de oxígeno está aproximadamente a pesos iguales con los nutrientes carbonados oxidados, con la oxidación del amoniacal, el requerimiento de oxígeno es casi cuatro veces el peso del amoniacal oxidado. Sobre esta base, la remoción del amoniacal por nitrificación usa aproximadamente siete veces la cantidad de oxígeno necesaria para la remoción heterotrófica de un peso similar de nutrientes carbonados. Sin embargo, la disposición de los lodos es un aspecto importante en el costo del tratamiento biológico de los residuos, de modo que un</p>	

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Contenido	Notas
<p>proceso de remoción con una baja producción de biomasa proporciona ahorros en los costos a lo largo de dicha línea.</p> <p>La nitrificación tiene lugar en los procesos de tratamiento biológicos aerobios a baja tasa, junto con la remoción heterotrófica de los nutrientes carbonados. El principal problema que hay al efectuar la nitrificación en sistemas de tratamiento aeróbicos, es que las bacterias nitrificantes tienen un crecimiento mucho más lento que los organismos heterotróficos que intervienen en la remoción de los nutrientes carbonados, y la tasa de reacción es proporcionalmente más lenta. Esto significa que, para mantener una población de nitrificadores en un sistema en proceso de crecimiento, el tiempo medio de residencia de la biomasa, y de los lodos, debe ser suficientemente largo para evitar "el lavado" fuera del sistema de los organismos y a fin de alcanzar un grado satisfactorio de nitrificación, el tiempo de contacto entre las aguas residuales y la masa microbiana, tiempo de retención o residencia, debe ser también más largo que el que se requiere para la remoción de nutrientes carbonados. Por tanto, la nitrificación se efectúa por lo general, en sistemas de tratamiento a baja tasa. Las bacterias nitrificantes son susceptibles a un cierto número de factores ambientales, de manera que la nitrificación se inhibe a bajas temperaturas, a bajas concentraciones del oxígeno disuelto (OD), a un amplio rango de sustancias orgánicas e inorgánicas y, como en el caso de otros microorganismos, por las deficiencias del pH y las deficiencias de nutrientes clave. Se han desarrollado</p>	

Contenido	Notas
<p>expresiones cuantitativas para algunos de estos efectos, los cuales se comentan más adelante.</p> <p>Cuando las aguas residuales contengan nutrientes tanto carbonados como nitrogenados, como es el caso de las aguas negras domésticas, se pueden usar dos enfoques alternativos. Uno de ellos implica la operación de un sistema combinado en donde ambos tipos de nutrientes, carbonados y nitrogenados se tratan en la misma etapa del proceso; el otro consiste en tratar los dos tipos de nitrificantes en etapas separadas y sucesivas (FIG 6.1).</p> <p>6.1.3 Desnitrificación</p> <p>Desnitrificación es el nombre que se le da al proceso por el cual los nitratos y nitritos se reducen a compuestos gaseosos de nitrógeno, gas nitrógeno, óxidos nitrosos y nítricos, y se efectúa por microorganismos que usan nitratos en un mecanismo respiratorio a fin de sustituir el oxígeno, en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno. Como se trata de un mecanismo respiratorio, se necesita un substrato oxidable que suministre energía. La mayoría de los organismos nitrificantes son heterótrofos y oxidan sustancias orgánicas. Existen ciertas bacterias autotróficas que realizan la desnitrificación por medio de una fuente inorgánica de energía. Una amplia variedad de organismos facultativos pueden efectuar la desnitrificación, donde</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

se incluyen *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Pseudomonas* y *Micrococcus*, cuya presencia se supone en las aguas negras.

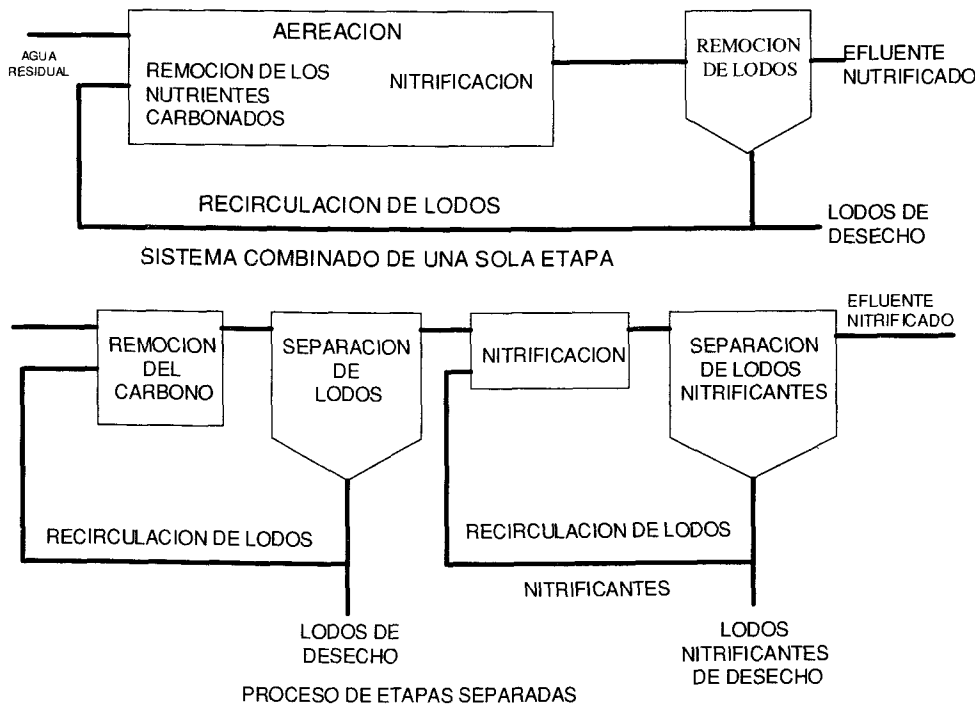


Fig. 6.1 Esquemas de procesos para la nitrificación y remoción de los nutrientes carbonados..

Las poblaciones de desnitrificantes pueden utilizar una amplia variedad de sustancias oxidables incluyendo carbohidratos, ácidos orgánicos, metanol y hasta n-alcanos, benzoatos y otros derivados del benceno. Esta gama de compuestos orgánicos es particularmente importante en los procesos de tratamiento de aguas residuales, puesto que así la desnitrificación ofrece un mecanismo, no sólo para remover el nitrógeno en una forma no contaminante, sino de oxidar los nutrientes orgánicos durante el proceso. Por tanto, el oxígeno que ha sido suministrado a un alto costo para la nitrificación puede ser

Contenido	Notas
<p>en principio, recuperado efectivamente y reusado en la desnitrificación.</p> <p>Aunque la desnitrificación lleva a cabo la remoción simultánea de nutrientes carbonados y nitrogenados, es conveniente señalar que nunca se puede realmente eliminar la contaminación, sólo desplazarla a un contexto más apropiado. Los productos gaseosos de la desnitrificación pueden originar un problema de contaminación del aire, en la forma de la "enfermedad del llenado de los silos" (Delwiche y Bryan, 1976).</p> <p>La oxidación de un sustrato orgánico en un proceso de desnitrificación, se puede representar como:</p> $5(C - org\ nico) + 2H_2O + 4NO_3^{---} \rightarrow 2N_2 + 4OH^- + 5CO_2 \quad (6.4)$ <p>El rendimiento de energía producida por la desnitrificación es alto; pero, sin embargo, menor que la producida por la oxidación oxigénica, la que, por tanto, extingue la desnitrificación cuando esté disponible una cantidad significativa de oxígeno (Christensen y Harreomoes, 1977). Los otros dos puntos clave de la reacción expresan que intervienen dos sustratos, y que la reacción aumenta la alcalinidad.</p> <p>En una forma ideal, el sustrato orgánico debe ser un nutriente contaminante presente en las aguas residuales en tratamiento, de manera que el efecto oxidante de la desnitrificación se utiliza de la manera más ventajosa. No</p>	

Contenido	Notas
<p>obstante, en las aguas residuales donde el contenido de carbono orgánico sea demasiado bajo para proporcionar suficiente sustrato oxidable, habrá que suministrar sustrato orgánico adicional. Esto tiene lugar en las aguas residuales con muy altas concentraciones de nitratos, como las procedentes de las plantas de fertilizantes y explosivos y, en aguas con un contenido muy bajo de nitratos, como en el tratamiento de aguas y en el efluente tratado y nitrificado de una planta de tratamiento de aguas residuales con una DBO residual muy baja. El metanol es un producto químico industrial de fácil obtención y relativamente poco costoso, que se usa mucho como sustrato orgánico; además el metanol residual se puede eliminar por aeración del efluente.</p> <p>Las tasas de desnitrificación dependen notablemente del sustrato orgánico, tanto de su naturaleza como de su concentración. Se debe tener en cuenta que la desnitrificación se efectúa por una población heterotrófica mixta en los tratamientos residuales; en otras palabras, se trata de un lodo, de manera que las tasas de reacción varían ampliamente según sea el tipo de lodos y el rango de sustratos orgánicos en las aguas residuales. Cuando son las aguas negras las que suministran los nutrientes orgánicos, las tasas de desnitrificación son aproximadamente diez veces más lentas que las tasas del metanol (Eckenfelder y Argaman, 1978).</p>	

Contenido	Notas
<p>6.2 Remoción del Fósforo</p> <p>Hace tiempo que se practica la remoción del fósforo en el tratamiento de las aguas negras, pero como los procesos de remoción biológica del fósforo han sido desarrollados en una época comparativamente reciente, los métodos utilizados son en su mayoría fisicoquímicos. Hoy, es posible efectuar la remoción biológica del fósforo por medio de una modificación de los procesos existentes para la remoción del nitrógeno.</p> <p>6.2.1 Fuentes del fósforo en las aguas residuales</p> <p>Los compuestos de fósforo son componentes característicos de los organismos vivos y son liberados por la descomposición de las células, de manera que los residuos humanos y animales y las aguas residuales procedentes de industrias que procesan materiales biológicos, como la industria alimentaria, constituyen sus fuentes principales. Los detergentes, tanto para uso doméstico como industrial contienen frecuentemente fosfato para aumentar la efectividad del producto, y el contenido de fósforo de las aguas negras de origen doméstico se origina de los residuos humanos y los detergentes en proporciones aproximadamente iguales. Las industrias "biológicas" acostumbran también efectuar frecuentes lavados de la planta, contribuyendo así con compuestos orgánicos procedentes de los detergentes y fuentes orgánicas.</p> <p>Otras fuentes de aguas residuales que contengan fósforo, aparte de las industrias biológicas, son las operaciones donde se</p>	

Contenido	Notas
<p>fabrican fosfatos y ácido fosfórico, muy especialmente la industria de los fertilizantes, la industria de acabado de los metales, y los compuestos de fósforo tienen mucho uso en general para la inhibición de las incrustaciones en las calderas, intercambiadores de calor, y circuitos de enfriamiento y como un inhibidor de la corrosión en general.</p> <p>Los compuestos de fósforo que se encuentran en las aguas residuales son de tres tipos principales, ortofosfatos, polifosfatos y compuestos de fósforo orgánico.</p> <p>Los ortofosfatos existen en varias formas diferentes, en equilibrio unas con otras, fosfato ($PO_4^{=}$) 5, fosfato monoácido ($HPO_4^{=}$) 6, fosfato ácido ($H_2PO_4^-$) 7 y ácido fosfórico no ionizado (H_3PO_4) 8. Para niveles del pH cerca del punto de neutralidad, predominan los iones de fosfato monoácidos ($HPO_4^{=}$) 9.</p> <p>Los polifosfatos o fosfatos "condensados" se pueden considerar como polímeros de condensación del fosfato e incluyen formas tales como $P_2O_7^{4-}$, $P_3O_{10}^{5-}$, y $P_3O_9^{3-}$ 10. Los polifosfatos se utilizan en los detergentes y también los sintetizan los organismos vivos. La síntesis bacteriana de los polifosfatos es el mecanismo clave en los procesos de remoción biológica de los fosfatos. Los polifosfatos forman ortofosfatos cuando se hidrolizan completamente y los compuestos de fósforo orgánico también se descomponen para formar ortofosfatos.</p>	

Contenido	Notas
<p>Las tres formas del fósforo están presentes en las aguas residuales domésticas y el fósforo también se encuentra en los procesos de tratamiento de agua residual, formando parte del sobrenadante de la digestión de los lodos.</p> <p>6.2.2 Remoción fisicoquímica del fósforo</p> <p>Los fosfatos son precipitados por la adición de cal o compuestos de aluminio o hierro, conocidos como "coagulantes". Luego se separa el precipitado en una unidad de sedimentación. Este proceso elimina principalmente los ortofosfatos, ya que los polifosfatos son más difíciles de separar.</p> <p>Al añadir la cal, los iones de calcio y ortofosfato forman hidroxiapatito, $Ca_5(OH)(PO_4)_3$, y como la cal no es una sal de calcio, el proceso no introduce solutos adicionales indeseables en las aguas residuales. Sin embargo, se requiere un valor alto del pH, y puede que haya que corregirlo antes del tratamiento biológico, por ejemplo, por la inyección de anhídrido carbónico que produce un precipitado de carbono de calcio.</p> <p>Los iones de aluminio se añaden en forma de alumbre, sulfato de aluminio hidratado, para precipitarse como fosfato de aluminio. El proceso causa un descenso del pH y la introducción en el agua de iones sulfato adicionales. El aluminato de sodio, $NaAlO_2$, es una fuente alternativa de aluminio. Dicho aluminato</p>	

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Contenido	Notas
<p>precipita fosfato de aluminio, aumenta el pH e introduce iones sodio adicionales.</p> <p>El cloruro férrico y los sulfatos ferroso y férrico son las sales de hierro utilizadas en la precipitación del fósforo, lo que causa el descenso del pH y la introducción del anión apropiado.</p> <p>Los coagulantes se pueden añadir a varias etapas de los sistemas de tratamiento biológico, antes del asentamiento primario, en la etapa de aeración o justamente antes y después de la clarificación y al terminar el tratamiento. Cuando se utiliza la cal, con sus problemas asociados de pH, sólo resulta adecuada la coagulación primaria. La coagulación antes del asentamiento primario aumenta la sedimentación y reduce la carga sobre la etapa de tratamiento aeróbico. El precipitado actúa como un acondicionador de los lodos, lo que ayuda en la manipulación y tratamiento posteriores de ellos. La desventaja de la coagulación primaria es que una porción significativa del fósforo presente en dicha etapa puede que no esté presente como ortofosfato y será más difícil de separar. Esta coagulación pasará a través de la etapa primaria y se convertirá a ortofosfato en la etapa de tratamiento aeróbico. La coagulación después del tratamiento biológico, como una adición o como una alternativa a la coagulación primaria, presenta la ventaja adicional aparte de la remoción del fósforo, de proveer una etapa de retención en el caso de un excesivo rebose de sólidos biológicos debido a un mal funcionamiento de la operación. Ya habrá ocurrido en esta etapa</p>	

Contenido	Notas
<p>una conversión casi completa de fósforo a ortofosfato. La adición de coagulantes a la etapa de aeración de proceso de lodos activados puede aumentar el asentamiento de los lodos en el clarificador. La turbulencia en el tanque de aeración puede romper los flóculos químicos, por lo que se prefiere la adición entre el tanque de aeración y el clarificador. Se informa que la adición de coagulantes antes del tratamiento de percolación resulta ineficaz para la eliminación de fósforo, por lo que la coagulación primaria y/o final es la adecuada. La coagulación primaria utilizando la cal puede ser provechosa para la nitrificación en la etapa de aeración subsiguiente, puesto que puede producir el medio débilmente alcalino preferido por las bacterias nitrificantes.</p> <p>6.2.3 Remoción biológica del fósforo</p> <p>Se han desarrollado procesos para la remoción del fósforo de las aguas residuales, que utilizan la capacidad de algunos microorganismos de absorber más fósforo del que requieren en forma inmediata, y lo almacenan en su interior como polifosfatos. Estos últimos se eliminan del sistema junto con los de desecho.</p> <p>Proceso "Bardenpho"</p> <p>El proceso "Bardenpho" provisto de una etapa de "fermentación" delante de la primera etapa anóxica (FIG 6.2) genera niveles promedio de fósforo de 0.8 g/m^3, a partir de niveles típicos de influente de 7 g/m^3. El tiempo utilizado para la</p>	

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Contenido	Notas
<p>residencia de los lodos es aproximadamente de 18 días, teniendo en cuenta la nitrificación y el volumen adicional de las zonas anóxicas. El tiempo total de retención es de 22 horas, de las cuales 1 1/2 transcurren en la etapa de fermentación. Para tener la seguridad de que el fósforo se elimine con el exceso de biomasa, el desecho de lodos debe deshidratarse rápidamente, antes del inicio de las condiciones anaeróbicas y de la liberación del fósforo dentro del líquido. El espesado por flotación tiene la ventaja de mantener condiciones aeróbicas durante la deshidratación y de adaptarse a lodos activados con un largo TRL, sin tener que recurrir a productos químicos para el acondicionamiento de los lodos. El contenido de fosfatos de los lodos, sobre la base de sólidos secos, puede ser tan alto como un 8%, lo que los convierte en buenos fertilizante. El proceso ofrece ahorros considerables en el costo de los coagulantes utilizados normalmente en la remoción del fósforo.</p> <p>Se ha demostrado que el proceso "Bardenpho" proporciona 85% de remoción de nitrógeno y fósforo, de aguas residuales de concentración media, procedente de un proceso de fermentación basado sobre melazas, utilizando un tratamiento a escala de planta piloto con una carga de 0.1 kg de nitrógeno/kg SSLM-día (Nagashima, Kitamura, Koike y Suzuki, 1979).</p>	

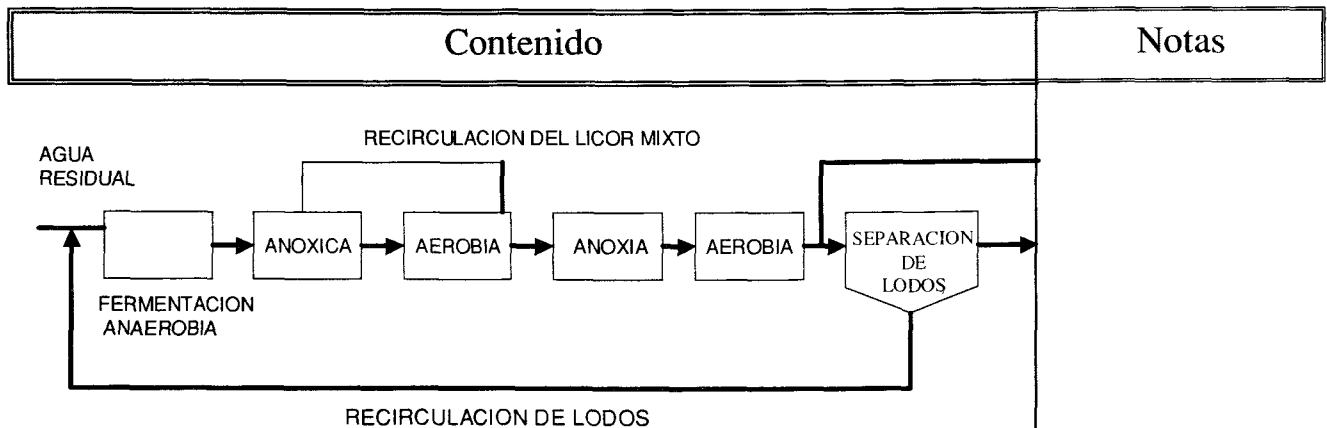


Fig. 6.2 El proceso "Bardenpho" con la adición de la etapa de "fermentación" para la remoción del fósforo.

Proceso "Phostrip"

En el proceso "Phostrip", se utilizan organismos de los lodos activados como un análogo biológico del solvente en un proceso de extracción por solventes. Los organismos de los lodos absorben el fósforo mientras estén en contacto con las aguas residuales influentes en la etapa de aeración de un sistema convencional de lodos activados. Parte del retorno de lodos activados del clarificador se desvía entonces a un recipiente anóxico con un tiempo de unas 10 horas. Durante este periodo anóxico, se libera dentro del líquido el fósforo almacenado en los lodos y también se asientan los sólidos de los lodos. Como esta etapa anóxica produce el efecto de "separar" el fósforo de los lodos, el recipiente se designa como el "separador" (FIG 6.3). Los lodos separados y decantados se regresan a la etapa de aeración, donde absorben nuevamente el fósforo de las aguas residuales influentes, y se repite el proceso. El fósforo separado está contenido en el líquido sobrenadante del separador, y se elimina por un tratamiento corriente por cal.

Contenido	Notas
<p>A pesar de que el proceso requiere un tratamiento de coagulación, la corriente del separador representa aproximadamente 15% del flujo total de las aguas residuales, de modo que resulta un ahorro considerable debido al volumen mucho menor del líquido tratado. El sobrenadante del clarificador de tratamiento por cal se regresa a la parte inferior del recipiente separador para proporcionar un flujo de elutriación a contra corriente que arrastre el fósforo liberado de los lodos. El producto neto del proceso está formado por un lodo químico de hidroxiapatita. Los datos procedentes de una prueba en gran escala, reportados por Matsch y Drnevich (1978) indican una remoción de fósforo de aproximadamente 90% de una concentración influente de fósforo que promedia 9 g/m^3. Cuando se requiera también la remoción del nitrógeno, se modifica la etapa de aeración para obtener nitrificación y se intercala un recipiente anóxico en el retorno de los decantados, antes de la toma de flujo para el vaso separador (FIG 6.4). Como el flujo de los lodos decantados representa aproximadamente sólo un tercio del flujo del influente, se podría esperar sólo una desnitrificación del 25%, ya que esta es la proporción de flujo de líquido que en realidad pasa a través de la etapa de desnitrificación. En la práctica, se ha obtenido una eficiencia de desnitrificación del 70%, lo que se atribuye a la utilización continua de los nitritos por los organismos de los lodos aún después de que haya entrado nuevamente a la etapa de aeración.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

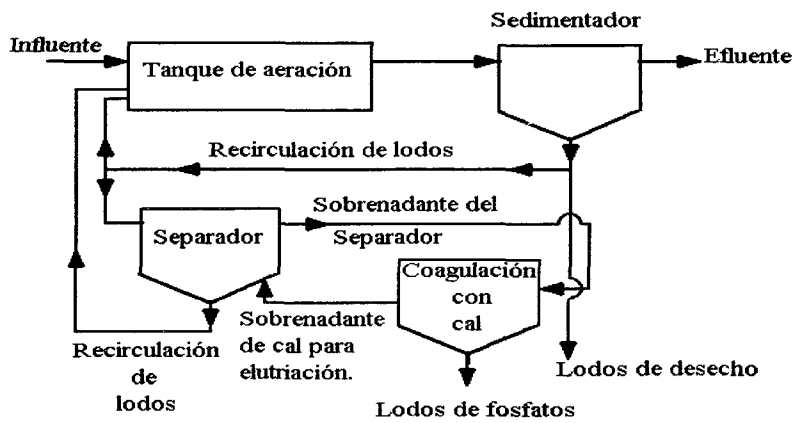


Fig. 6.3 Proceso Phostrip.

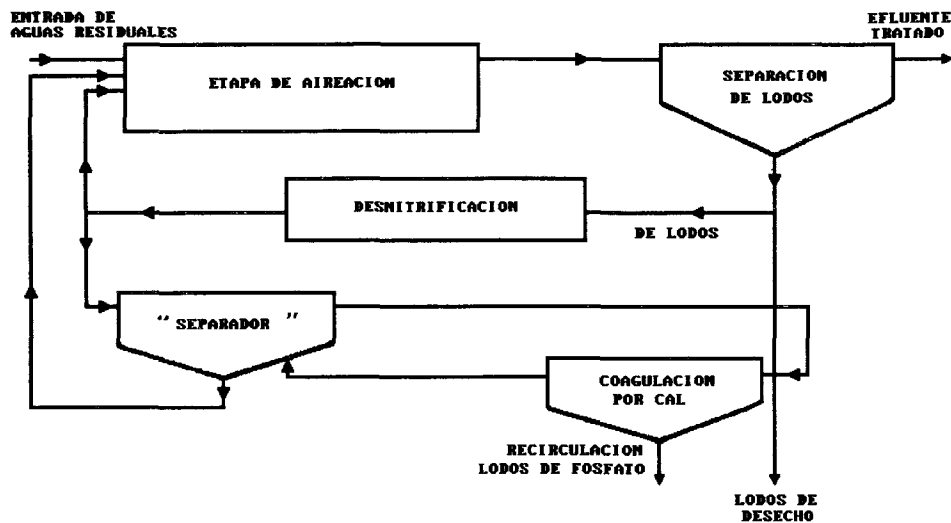


Fig. 6.4 El proceso "Phostrip" para la remoción del nitrógeno y del fósforo.

Contenido	Notas
-----------	-------

7 SISTEMAS COMBINADOS

Los sistemas combinados se integran de dos procesos biológicos individuales en serie, pueden ser dos reactores aerobios o bien un anaerobio y un aerobio. A continuación se describen ambos sistemas.

7.1 *Sistemas combinados aerobios*

La mayoría de los procesos aerobios combinados están compuestos por un reactor de biopelícula seguido de un reactor con biomasa en suspensión. Generalmente, el reactor de biomasa fija es un filtro rociador y el reactor de biomasa suspendida es una unidad de aeración o una unidad de contacto de sólidos. Existen otras configuraciones compuestas por discos biológicos o lagunas en serie con un filtro rociador.

Los diseñadores de sistemas biológicos han optado por construir los sistemas combinados ya que de esta forma se minimizan las debilidades de los procesos individuales. Por ejemplo, los sistemas de biomasa fija tienen mayor capacidad que los de biomasa suspendida para resistir choques orgánicos, además de consumir menos energía eléctrica y requerir poco mantenimiento. Por su parte los procesos de biomasa suspendida tienen mayor flexibilidad en su operación y producen efluentes de mayor calidad que los de biomasa fija. Los ingenieros han encontrado que al combinar estos procesos se obtiene un sistema de

Contenido	Notas
-----------	-------

tratamiento que resalta las ventajas de los procesos individuales. Asimismo, las debilidades de los procesos unitarios se ven disminuidas por efecto de la combinación de los procesos.

Existe un número importante de procesos aerobios combinados, sus características están definidas por el tipo de procesos individuales que los integran, la carga orgánica que manejan y el punto en el que se incorpora el lodo recirculado. La tabla 7.1 muestra diferentes procesos aerobios simples y combinados

Tabla 7.1 Procesos simples, combinados y sus siglas.

Procesos individuales	Siglas
Lodos activados	LA
Lagunas aeradas	LE
Biofiltro (percolador)	BF
Laguna facultativa	LF
Lodos activados (oxígeno puro)	LAOP
Filtro de desbaste (percolador)	FD
Unidad de contacto de sólidos	CS
Filtro percolador	FP
Discos biológicos rotativos (biodiscos)	DB
Unidad de reaeración de sólidos	RS
Unidad de contacto y reaeración de sólidos	CRS
Biofiltro activado	BFA
Filtro percolador-contacto de sólidos	FP/CS
Filtro de desbaste – lodos activados	FD/LA
Biofiltro - lodos activados	BF/LA
Filtro percolador – lodos activados	FP/DB
Filtro de desbaste – discos biológicos	FD/LA
Filtro de desbaste – laguna aerada	FD/LE
Filtro de desbaste – laguna facultativa	FD/LF
Filtro de desbaste – lodos activados (oxígeno puro)	FD/LAOP

Biofiltro activado (BFA). El biofiltro activado es un filtro rociador con un sedimentador y recirculación de lodos (figura

Contenido	Notas
-----------	-------

7.1), por este motivo se prefieren los empaques plásticos o los de madera antes que las piedras. La recirculación del lodo y su incorporación al agua residual antes de su distribución al biofiltro activado mejora la sedimentabilidad de los lodos secundarios. Una hipótesis para explicar el fenómeno es que la F/M alta y el flujo pistón permite que proliferen las bacterias heterotróficas sobre las bacterias filamentosas.

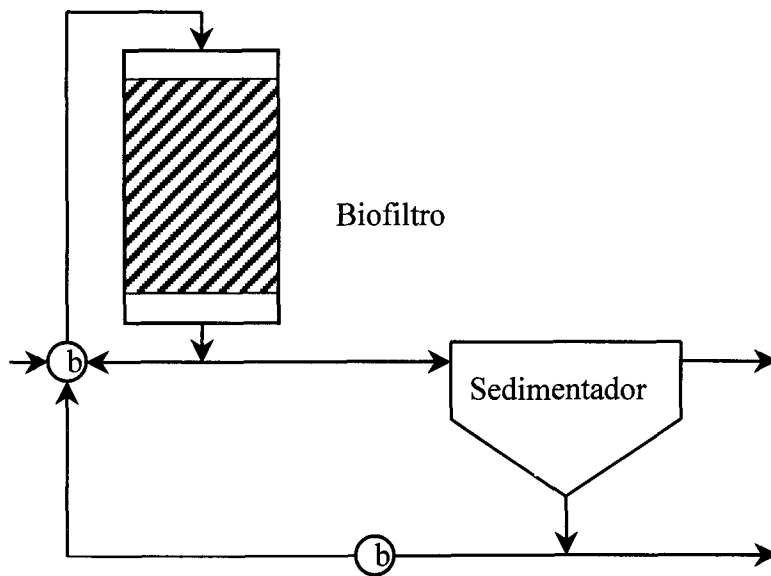


Fig. 7.1 Diagrama de flujo de un biofiltro activado.

Fuente: Welff Manual of Practice N.8

Los biofiltros activados son aptos para tratar cargas orgánicas moderadas, sin embargo, cuando manejan cargas orgánicas de 96 a 160 kg DBO/100 m³·d no son consistentes en la remoción de materia y no siempre logran buenos resultados (menos de 30 mg/L de DBO y de SST).

Contenido	Notas
-----------	-------

Filtro percolador/contacto de sólidos (FP/CS). Este proceso combinado incluye un filtro percolador diseñado para controlar cargas orgánicas medias o bajas seguido por una unidad de contacto de sólidos, esta última es del 10 al 15% del tamaño normal de un tanque de lodos activados para tratar un agua con características similares. Asimismo, el filtro percolador es de 10 a 30% más pequeño que si estuviera solo.

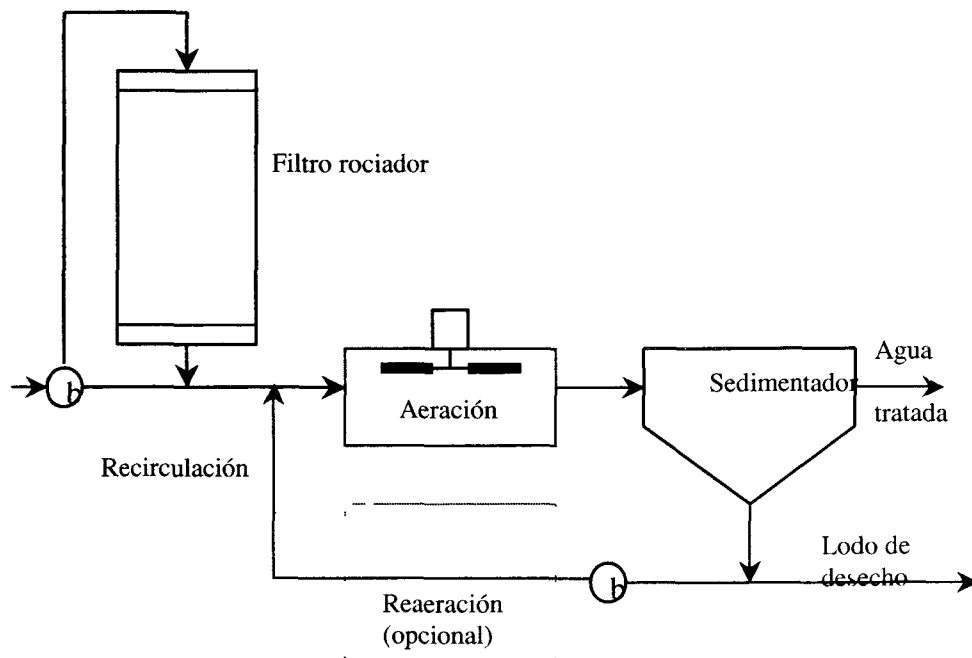


Fig. 7.2. Diagrama de flujo de los sistemas combinados Filtro percolador/Contacto de sólidos y Filtro de desbaste/lodos activados.

Las ventajas de este arreglo son: el bajo consumo de energía ya que la mayor parte de la remoción de la DBO soluble es llevada a cabo por el filtro percolador; la posibilidad de mejorar el efluente de un filtro percolador de piedra ya que el lodo activado funciona

Contenido	Notas
<p>como un agente floculante. Cuando se incluye una unidad de reaeración entonces el sistema combinado es un filtro percolador/contacto y reaeración de sólidos. Si el sistema no incluye la unidad de contacto de sólidos y la unidad de reaeración es el sistema de biomasa suspendida entonces el proceso se conoce como filtro percolador/reaeración de sólidos.</p> <p>Filtro de desbaste/lodo activado (FD/LA). Algunos de estos sistemas se originaron al actualizar plantas de lodos activados. Es decir, para que una planta de lodos activados pudiera cumplir con la calidad del agua exigida en la descarga se le incorporó como primer paso del tratamiento un filtro de desbaste.</p> <p>El filtro de desbaste de este sistema combinado es de 12 a 20% menor que cuando el filtro es la única unidad de tratamiento. Asimismo, el tiempo de retención hidráulico de la unidad de lodos activados es de 50 a 65% menor que en un sistema convencional de lodos activados.</p> <p>La configuración de un sistema FD/LA y un FP/CS es semejante (vea la figura 7.2), sin embargo, en el primer caso el tamaño del filtro es menor ya que la unidad de lodos activados juega un papel importante en la remoción de la DBO soluble y en la digestión de sólidos. En el sistema FP/CS el filtro percolador es más grande y se encarga de la remoción de la mayor parte de la DBO soluble, mientras que la unidad de contacto de sólidos se usa para mejorar la floculación de sólidos la claridad del efluente. Un factor</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

importante para decidir si se opta por un FD/LA o un FP/CS es la existencia de unidades de tratamiento ya instaladas que influyan en el balance entre costos de capital y gastos de operación.

Biofiltro/lodo activado (BF/LA). Este proceso es similar al anterior, la principal diferencia radica en que el lodo recirculado se incorpora con el influente y se agrega directamente sobre el reactor de biomasa fija (figura 7.3). Esta modalidad de sistema aerobio combinado tiene la ventaja de reducir problemas de lodo flotante, por bacterias filamentosas, en el sedimentador de los lodos activados especialmente en efluentes de la industria alimenticia.

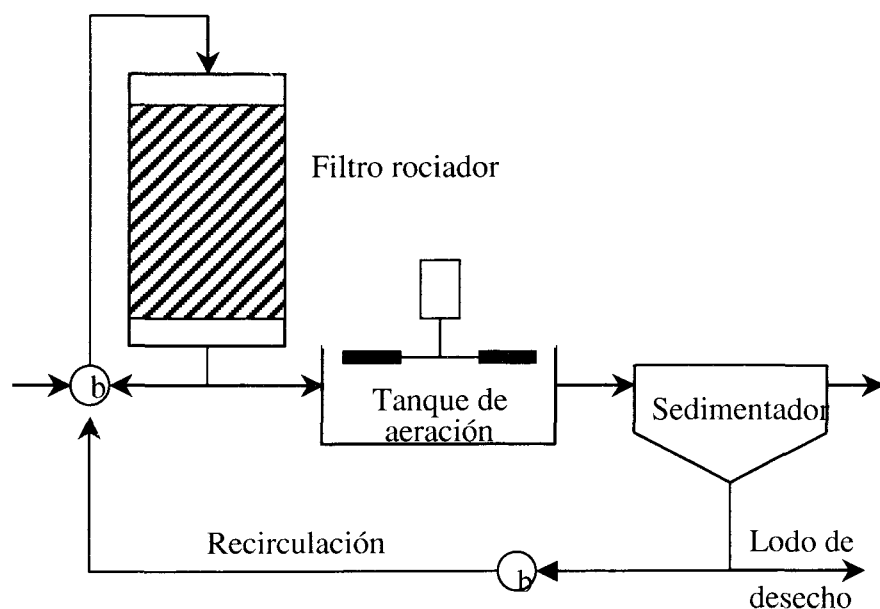


Fig. 7.3 Diagrama de flujo de un sistema combinado Biofiltro/lodo activado.

Contenido	Notas
-----------	-------

Filtro percolador/lodo activado (FP/LA). Este sistema se diseña para cargas orgánicas semejantes a las que remueve el proceso FD/LA o BF/LA. La diferencia radica en el uso de un sedimentador intermedio entre el filtro percolador y el tanque de aeración. De esta forma los sólidos generados por la remoción de la DBO carbonada se remueven antes de entrar a la etapa del tratamiento por lodos activados. Esta configuración es muy adecuada para llevar el agua a un nivel de oxidación biológica del nitrógeno (nitrificación). Sin embargo, el tener un sedimentador entre el filtro percolador y el tanque de aeración incrementa los costos del sistema.

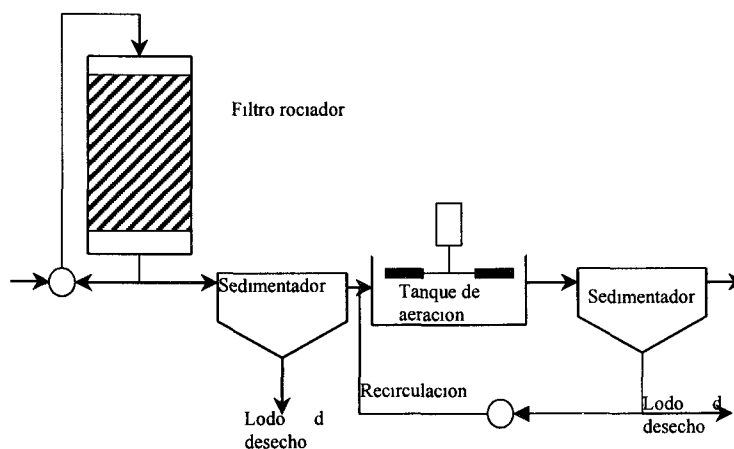


Fig. 7.4 Diagrama de flujo de un sistema combinado Filtro percolador/lodo activado..

Fuente: Welff Manual of Practice N.8

Diseño de procesos aerobios combinados. El diseño de estos sistemas es un balance entre los dos tipos de reactores involucrados en el proceso, ninguno de los dos se puede dimensionar por separado. Sin embargo, existen pocos modelos

Contenido	Notas
<p>matemáticos confiables para predecir el funcionamiento de la segunda etapa del proceso. De esta forma, la mayoría de los diseñadores utilizan estas ecuaciones para observar el comportamiento del sistema bajo diferentes condiciones de carga orgánica y en distintas épocas del año. Las prácticas de diseño más comunes parten de plantas piloto o bien de información de otros reactores similares (casos históricos). La siguiente tabla es un resumen de los criterios de diseño utilizados para dimensionar los procesos aerobios combinados.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 7.2 Criterios de diseño para los reactores de biomasa fija

Proceso	Criterios de diseño	
	Intervalo	Valores típicos
Biofiltro activado		
Tipo de empaque	Plástico de alta tasa	Alta tasa
Carga orgánica (DBO) (kgDBO/100m ³ ·d)	16 – 120	48
Carga hidráulica (m ³ /m ² ·h)	1.95 – 12	4.88
SSLM del filtro (mg/L)	1500 – 3000	2000
Filtro percolador/contacto de sólidos		
Tipo de empaque	Roca o plástico	Plástico
Carga orgánica (DBO) (kgDBO/100m ³ ·d)	32 – 120	64
Carga hidráulica (m ³ /m ² ·h)	0.24 – 4.88	2.44
SSLM en la unidad de contacto (mg/L)	1,500 – 3,000	2000
TRH (h)	0.5 – 2.0	0.75
TMRC (d)	0.5 - 1.5	1.0
Lodo de recirculación (mg/L)	6,000 – 12,000	8,000
Mezcla mínima en el canal	2,000 – 4,000	3,000
Por aire (pie ³ /min/mill galones)	60 - 130	100
Mecánica (hp/mill galones)		
Filtro de desbaste/lodo activado		
Filtro percolador/lodo activado		
Biofiltro/lodo activado		
Tipo de empaque	Plástico	Plástico
Carga orgánica (DBO) (kgDBO/m ³ ·d)	120 – 320	240
Carga hidráulica (m ³ /m ² ·h)	1.95 – 12.2	2.44
SSLM en la unidad de contacto (mg/L)	1,500 – 4,000	2,500
TRH (h)	2.0 – 4.0	3.0
TMRC (d)	2.0 – 6.0	3.0
F/M (kg DBO/kg SSVLM·d)	0.5 – 1.2	0.9
Oxígeno disuelto (lodo activado)	0.6 – 1.2	0.9
Total disponible (kgO ₂ /kgDBO _{removido})	0.3 – 0.9	0.6
Suministrado en forma normal (kgO ₂ /kgDBO _{removido})		

La práctica común es dimensionar el reactor de biomasa fija con base en la carga de DBO. Generalmente las cargas orgánicas

Contenido	Notas
<p>aplicadas a los reactores duales son más altas que las de los sistemas individuales. Asimismo, la carga hidráulica aplicada al reactor de biomasa fija de los sistemas combinados es mayor que la que soportan los filtros rociadores individuales.</p> <p>Los reactores de biomasa suspendida se dimensionan a partir del reactor de biomasa fija. Una vez que el tamaño del filtro rociador se estableció se varia el tamaño del tanque de aeración para asegurar que se mantiene la calidad del efluente y la sedimentabilidad de los lodos. Uno de los métodos más utilizados para calcular el tanque de aeración de un proceso combinado es a partir del tiempo medio de retención celular TMRC. Para dimensionar el reactor de biomasa suspendida también se utiliza la relación F/M, el tiempo de retención hidráulico TRH e incluso la remoción de la DBO soluble, aunque este último es el menos común. La tabla 7.3 presenta los criterios de diseño para los reactores de biomasa suspendida en los sistemas combinados.</p> <p>Tabla 7.3 Criterios de diseño para los reactores de biomasa suspendida</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 7.3 Criterios de diseño para los reactores de biomasa suspendida.

Proceso	Criterios de diseño para biomasa fija	Criterios de diseño para biomasa suspendida		
	Carga Orgánica Total (kgDBO/100m ³)	F/M (KgDBO/kgSS VLM d)	TMRC (d)	TRH (h)
Lodos activados convencional	Ninguno	0.3 – 0.5	5 – 15	4 – 8
Filtro percolador convencional	16 – 32	ninguno	Ninguno	Ninguno
FD/LA, BF/LA o FP/LA	120 – 320	0.7 – 1.2	2 – 6	2 – 4
FP/CS	32 – 120	1.5 – 3.0	0.5 – 1.5	0.5 – 2.0

Producción de sólidos y sedimentabilidad. La producción de sólidos en los procesos combinados está controlada en gran medida por el reactor de biomasa fija. Asimismo, los sólidos del efluente primario tendrán una gran influencia en la producción total de sólidos.

Una comparación entre 43 sistemas combinados muestra que el promedio de producción de sólidos fue de 0.7 kg SST/kg DBO en el efluente primario, sin embargo, el intervalo de los sistemas fue de 0.15 hasta 4 kg SST/kg DBO.

Muchos ingenieros creen que el lodo producido por los procesos combinados tiene mejor sedimentabilidad (menor IVL) que los sistemas convencionales de biomasa en suspensión. Aun así, en los sistemas combinados se pueden presentar problemas de lodos filamentosos o flotantes, tal como ocurre con los sistemas

Contenido	Notas
<p>convencionales. Así, no hay razón para reducir los sedimentadores secundarios debido a la mejor sedimentabilidad de los lodos generados en los procesos combinados.</p> <p>7.2 <i>Sistemas combinados anaerobios – aerobios</i></p> <p>Los procesos combinados anaerobio – aerobio han tenido un gran desarrollo en los últimos años para tratar el agua residual principalmente de la industria alimenticia. Como se vio en secciones anteriores el tratamiento anaerobio ofrece muchas ventajas tales como soportar mayores cargas orgánicas que los sistemas aerobios, pueden pasar periodos de tiempo mayores sin alimentación de agua residual y producen volúmenes de desecho mucho menores. La principal desventaja es la calidad del efluente ya que es rico en nitrógeno amoniacal y por lo tanto tiene todavía una DBO alta y por lo mismo requiere de un proceso aerobio para pulir el efluente.</p> <p>Un sistema combinado tendrá menores costos de capital y de operación que un sistema aerobio y la calidad del efluente tendrá características similares. Una práctica común en este tipo de procesos es disponer del lodo de desecho de los sistemas aerobios dentro del reactor anaerobio, de esta forma el lodo aerobio se digiere y si en caso de ser necesario purgar el reactor anaerobio para disponer del lodo este ya se encuentra mineralizado y se puede enterrar en un relleno sanitario o bien disponer de él en la agricultura.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Arreglos de los sistemas anaerobio - aerobio

Las configuraciones posibles son las de la tabla 7.4.

Tabla 7.4 Combinaciones de procesos anaerobios con aerobios.

Procesos anaerobios	Procesos aerobios
Lagunas anaerobias	Lodos activados
UASB	Discos biológicos rotativos
Filtro anaerobio	Lagunas aeradas
Reactor tubular de película fija	Lagunas facultativas
Reactores de lechos fluidizados	Lagunas aerobias
Reactores de lechos expandidos	Filtro rociadores
Reactores de lecho empacado	

La configuración más común de los sistemas anaerobio - aerobio está compuesta por un reactor UASB seguido de un lodo activado en su modalidad de aeración extendida. Esto obedece sobre todo a la flexibilidad que tienen ambos procesos individuales y a la capacidad de producir efluentes de buena calidad. Por ello los ingenieros que diseñan este tipo de sistemas generalmente conciben este arreglo. Las otras combinaciones son posibles, aunque tal vez sean menos frecuentes, de hecho la mayor parte de sistemas combinados anaerobio aerobio son el producto de la expansión o adecuación de una planta de tratamiento existente (generalmente sobrecargada por un aumento en los volúmenes de producción) y se logran al colocar un reactor anaerobio antes del reactor aerobio.

Contenido	Notas
<p>Otra configuración relativamente común son lagunas en serie, es decir se coloca una laguna anaerobia y después una laguna facultativa o una aerobia. Este arreglo puede ser relativamente económico, si el costo del terreno es bajo, sin embargo, las cargas orgánicas que soporta son menores a las que puede manejar algún otro reactor anaerobio.</p>	

SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

Contenido	Notas
<p data-bbox="124 336 1118 437">8 SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO</p> <p data-bbox="108 454 1118 944">Para seleccionar un proceso biológico hay que tener en cuenta varios factores. El primero de ellos, sin duda, se refiere al grado de biodegradabilidad del agua, si la mayoría de los contaminantes no son susceptibles de ser atacados por microorganismos (sustancias inorgánicas, orgánicas no degradables o tóxicas), el proceso biológico no será eficiente y tendrá que optarse por otro tipo de tratamiento, ya sea físico o físico-químico.</p> <p data-bbox="108 1037 1118 1332">Por otra parte, las aguas municipales con poca o nula influencia industrial no presentan problemas, son biodegradables y la presencia de sustancias tóxicas no es significativa. Aun así, es indispensable contar con una buena caracterización del agua residual antes de diseñar el sistema de tratamiento.</p> <p data-bbox="108 1425 1118 1987">Otro factor de gran importancia para la selección del tipo de proceso biológico es la concentración de la materia orgánica. Las aguas de origen doméstico municipal son de concentraciones medias o bajas ($DBO \geq 400$ mg/L) y generalmente se tratan por sistemas aerobios. En este caso la reducción de DQO que logra un sistema anaerobio no es significativa; en esas circunstancias, es difícil justificar un proceso de multi-etapas, que incorpora a los procesos anaerobio y aerobio, debido a los costos adicionales así como las complejidad de operación, salvo si se opta por un</p>	

SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

Contenido	Notas
-----------	-------

sistema simple como lagunas de oxidación o inclusive filtros percoladores.

Los sistemas aerobios y anaerobios tienen un rango de aplicación, el cual se muestra en la FIG 8.1.

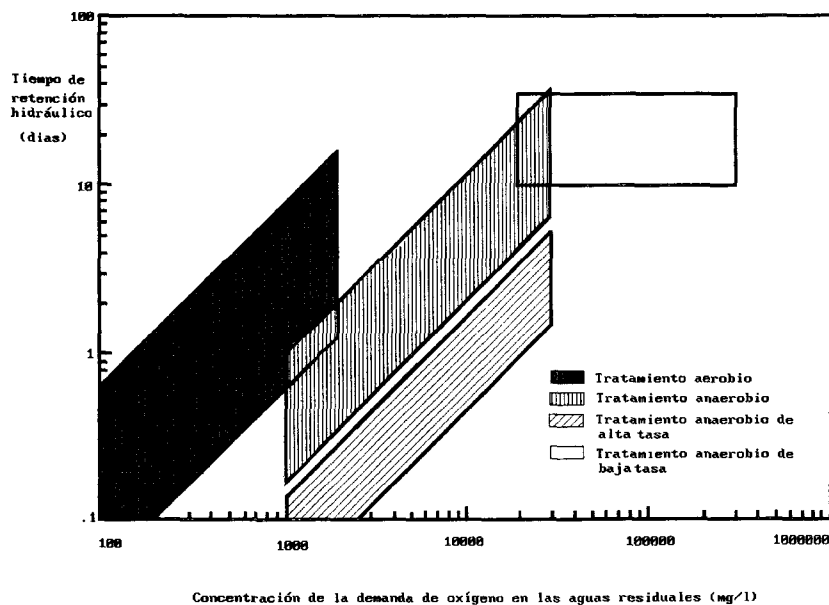


Fig. 8.1 Intervalos de concentración del agua residual donde los tratamientos anaerobios y aerobios se utilizan.

Otros factores que se deben tomar en cuenta son:

el volumen de agua a tratar: este factor es muy importante porque va a definir el tamaño del sistema, a mayor volumen mayor será la instalación y esto puede inclinar la balanza en favor de algunos sistemas. Por ejemplo, una ciudad con 500,000 habitantes que piensa utilizar lagunas facultativas requiere un terreno de 100 hectáreas aproximadamente. Si el terreno tiene un

SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

Contenido	Notas
<p>valor muy alto la laguna deja de ser atractiva desde el punto de vista económico; si no hay terreno disponible, se tiene que optar por algún otro método.</p> <p>la temperatura del agua y del entorno a lo largo del año: los sistemas biológicos son sensibles a la temperatura y su nivel de actividad está definido por ella. Para sistemas muy sensibles, es importante diseñar en función de la temperatura del mes mas frío del año.</p> <p>las características de la descarga: los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que debe de cumplir se establecerán de acuerdo con las normas oficiales mexicanas (NOM) o bien en función de las condiciones particulares de descarga. En general, los sistemas aerobios logran efluentes de mejor calidad que los sistemas anaerobios, sin embargo, los reactores aerobios soportan cargas orgánicas menores que los anaerobios. Si la concentración de materia orgánica en el agua es alta ($DBO_5 > 1,000 \text{ mg/L}$) y la descarga se hace en un cuerpo receptor, entonces la combinación anaerobio-aerobio resulta muy atractiva.</p> <p>8.1 ESTIMACION COMPARATIVA DE COSTOS PARA SISTEMAS AEROBIOS Y ANAEROBIOS</p> <p>Una estimación comparativa de los costos de inversión, de operación y de mantenimiento para tres tipos de sistemas: totalmente aerobio, anaerobio+aerobio y totalmente anaerobio, en</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

función de la concentración de materia orgánica en el influente, se presenta en las FIG 8.2, 8.3 y 8.4 (Eckenfelder *et al.*, 1988). En ellas se reportan los valores relativos, al tomar como la unidad (valor relativo de 1.0) el punto donde los costos de las opciones aerobia y anaerobia-aerobia son los mismos.

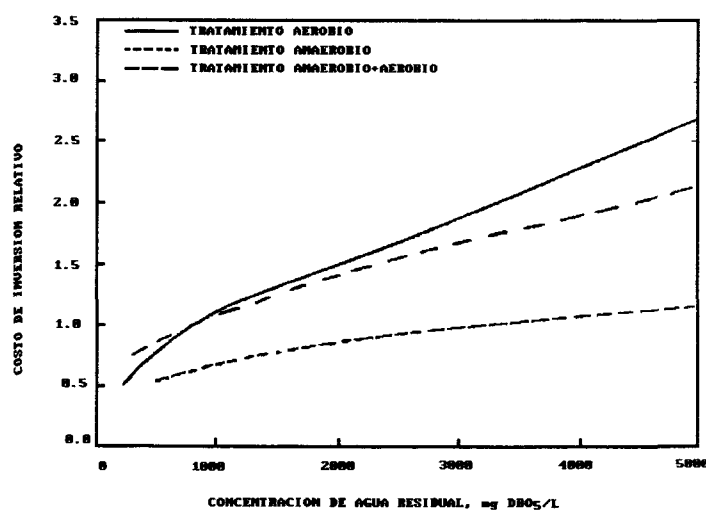


Fig. 8.2 Comparación de costos de inversión.

FUENTE: Eckenfelder *et al.* 1980.

Es necesario hacer notar que las estimaciones de costos, se relacionan con procesos que logran la misma calidad del agua tratada en el caso del aerobio y la unión anaerobia-aerobia; el proceso totalmente anaerobio alcanza una calidad de agua inferior a las anteriores.

La FIG 8.2 muestra que el costo de inversión relativo se incrementa prácticamente en forma lineal con la concentración en el influente, a diferencia de la opción anaerobia que es poco

SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

Contenido	Notas
-----------	-------

sensible a esta variable. En la FIG 8.3, los costos relativos de operación y mantenimiento se elevan rápidamente con la concentración para el caso del proceso aerobio, mientras que el anaerobio permanece prácticamente constante. En este sentido, es de esperarse que para concentraciones de materia orgánica mayores a 1,000 mg DBO₅/L, el valor económico de la elevada producción de biogás pueda cubrir los costos de operación y mantenimiento, obteniéndose así un beneficio neto.

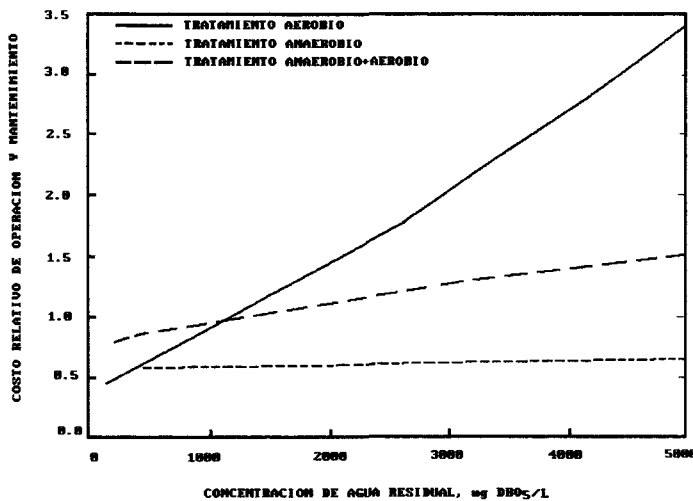


Fig. 8.3 Comparación de costos de operación y mantenimiento..

FUENTE: Eckenfelder *et al.* 1980.

SELECCIÓN DE UN PROCESO BIOLÓGICO

Contenido	Notas
-----------	-------

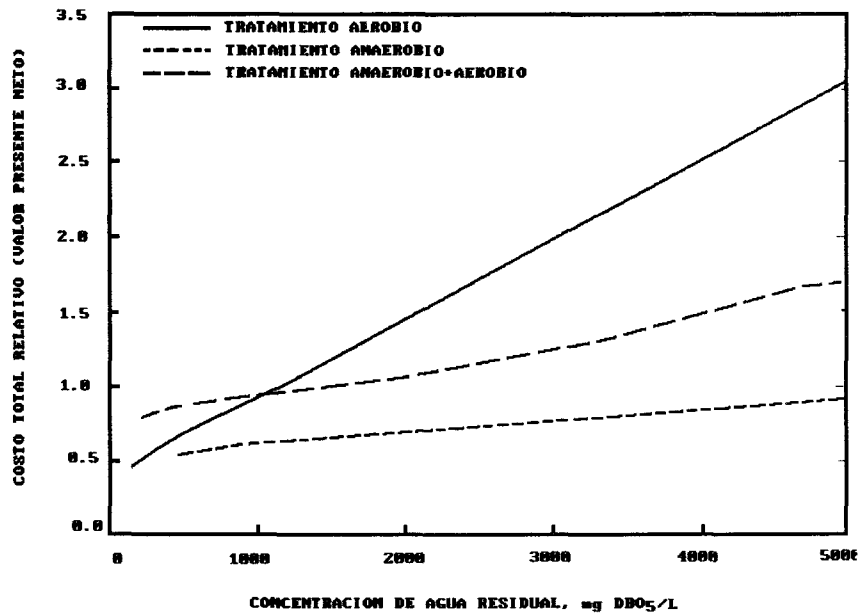


Fig. 8.4 Comparación de costos totales, como valor presente neto.

FUENTE: Eckenfelder *et al.* 1980.

Finalmente, la FIG 8.4, resume los costos totales expresados como valor presente neto relativo para los tres sistemas; lógicamente, se pueden observar las mismas tendencias.

De la información anterior, se desprende que el proceso anaerobio o inclusive el anaerobio-aerobio, puede generar ingresos netos mediante la recuperación del biogás producido, cuando el agua residual tiene una alta concentración en materia orgánica. Sin duda, éste es el único proceso que puede, eventualmente, convertir el tratamiento de las aguas residuales, no en una carga, sino en una fuente de ahorro para la industria.

MODULO 5

- **TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO**
- **MÉTODOS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO**

ÍNDICE

1	TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO.....	1
1.1	ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS.....	1
2	MÉTODOS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO	1
2.1	MÉTODOS DE ESPESAMIENTO.....	3
2.1.1	Espesamiento por gravedad	4
2.1.2	Flotación.....	6
2.1.3	Filtro banda.....	8
2.2	DIGESTIÓN O TRATAMIENTO DE LODOS	8
2.2.1	Digestión anaerobia.....	8
2.2.2	Digestión aerobia	21
2.2.3	Composteo.....	24
2.2.4	Tratamiento con cal.....	27
2.3	ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.....	28
2.3.1	Acondicionamiento químico.....	28
2.3.2	Otros acondicionamientos	31
2.4	SECADO DE LODOS	32
2.4.1	Lechos de secado.....	32
2.4.2	Filtración al vacío.....	36
2.4.3	Filtros prensa	38
2.4.4	Filtros de banda horizontales	40
2.4.5	Centrifugación.....	44
2.5	TRATAMIENTO TÉRMICO.....	51
2.5.1	Oxidación húmeda (acondicionamiento térmico).....	51
2.5.2	Incineración	54
2.6	DISPOSICIÓN FINAL.....	55

TRATAMIENTO DE LOS LODOS DE DESECHO

<i>Contenido</i>	<i>Notas</i>
<p>OBJETIVOS PARTICULARES</p> <p>Al concluir esta unidad el participante será capaz de:</p> <ul style="list-style-type: none">- indicar la importancia del tratamiento y disposición de los lodos primario y secundario.- citar las diferentes alternativas para el tratamiento de lodos.- señalar las ventajas y desventajas de cada método de tratamiento y disposición de lodos.	

Contenido	Notas
<p>1 TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO</p> <p>1.1 ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS.</p> <p>Los lodos de las aguas residuales domésticas provienen de las diferentes etapas del tratamiento y se forman según los procesos que se apliquen en la línea de agua.</p> <p>De acuerdo con el tipo de tratamiento que se aplique, biológico o no biológico, se puede caracterizar el tipo de lodos. La clasificación de los lodos generados en los procesos biológicos, que son los más comunes para el tratamiento de las aguas residuales urbanas, son:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Lodos primarios, procedentes de la decantación primaria • Lodos secundarios, procedentes de la decantación secundaria • Lodos mezcla de primarios y secundarios. <p>También en la separación inicial de sólidos flotantes y pesados, se recolecta la basura y las arenas (rejillas y desarenadores). Estos no se incluyen en el tratamiento de lodos, normalmente se disponen en un relleno sanitario.</p> <p>La FIG 1.1 es un esquema de tratamiento biológico convencional.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

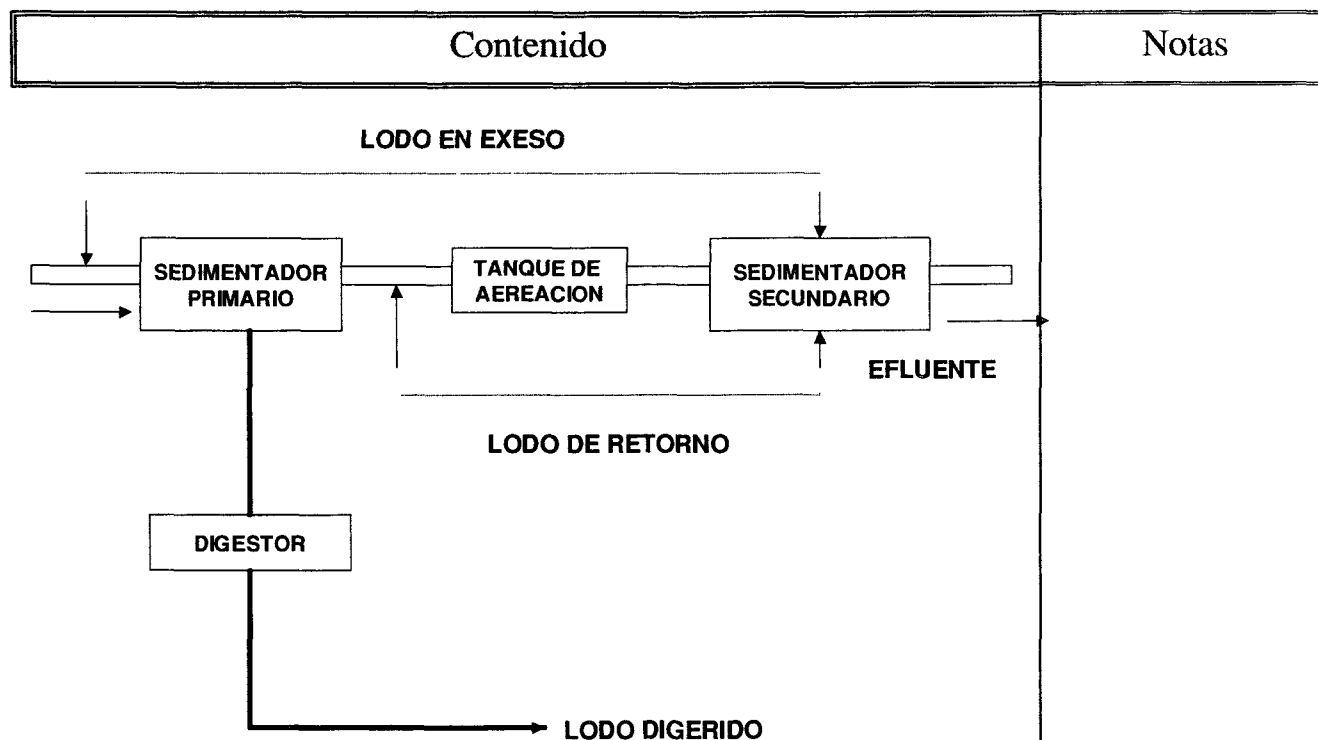


Fig. 1.1 Esquema de tratamiento biológico convencional

Las características externas como el color, aspecto y olor facilitan el conocimiento del estado del lodo y su procedencia.

Los lodos primarios frescos suelen ser grises y tienen mal olor. Los lodos secundarios tienen generalmente color pardo-amarillento y rara vez huelen mal. El lodo digerido es negro y tiene un olor característico a alquitrán.

La composición de los lodos depende tanto del tipo de agua residual del que provienen como del tratamiento a que ésta ha sido sometida, como se muestra en la **TABLA 1.1**.

Estas características se pueden considerar como valores medios para aguas residuales urbanas.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

La composición de los lodos varía en función del tipo de instalación para el tratamiento de aguas. Este hecho queda indicado en la **TABLA 1.2**.

Los lodos representan un volumen aproximado al 1% del agua residual tratada, lo que redunda en una cantidad final importante.

Tabla 1.1 ANÁLISIS DE DIVERSOS TIPOS DE LODOS

COMPONENTE	TIPO DE LODO		
	CRUDO	DIGERIDO	ACTIVO
Material volátil	60-80	45-60	62-75
Cenizas	20-40	40-45	25-38
Cenizas insoluble	17-35	35-50	22-30
Grasas	7-35	3-17	5-12
Proteínas	22-28	16-21	32-41
Nitrato de amonio	1-3.5	1-4	4-7
Ácido fosfórico (como P ₂ O ₅)	1-1.5	0.5-3.7	3-4
Potasa (como K ₂ O)		0-4	0.86
Celulosa, etc.	10-13	10-13	7.8
SiO ₂		15-16	8.5
Hierro		5.4	7.1

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas																																				
<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 25%;">aireación</td> <td style="width: 15%;">II 79</td> <td style="width: 10%;">4.5</td> <td style="width: 10%;">95.5</td> <td style="width: 10%;">1.75</td> <td style="width: 30%;"></td> </tr> <tr> <td>11. Lodo en exceso fresco mezclado con el de los sedimentadores primarios</td> <td>I 55</td> <td>7</td> <td>93</td> <td>0.79</td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td>II 52</td> <td>10</td> <td>90</td> <td>0.52</td> <td></td> </tr> <tr> <td>12. Lodo mixto digerido</td> <td>I 55</td> <td>45</td> <td>55</td> <td>(0.23)</td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td>II 52</td> <td>45</td> <td>55</td> <td>(0.22)</td> <td></td> </tr> <tr> <td>13. Lodo mixto digerido (aerado)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>	aireación	II 79	4.5	95.5	1.75		11. Lodo en exceso fresco mezclado con el de los sedimentadores primarios	I 55	7	93	0.79			II 52	10	90	0.52		12. Lodo mixto digerido	I 55	45	55	(0.23)			II 52	45	55	(0.22)		13. Lodo mixto digerido (aerado)						
aireación	II 79	4.5	95.5	1.75																																	
11. Lodo en exceso fresco mezclado con el de los sedimentadores primarios	I 55	7	93	0.79																																	
	II 52	10	90	0.52																																	
12. Lodo mixto digerido	I 55	45	55	(0.23)																																	
	II 52	45	55	(0.22)																																	
13. Lodo mixto digerido (aerado)																																					

Contenido	Notas
<p>2 MÉTODOS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO</p> <p>Al tratar los lodos de desecho se busca transformarlos en material inerte (es decir que no sean Corrosivos, Reactivos, Explosivos, Tóxicos, Inflamables y Biológicos) y disminuir al mínimo su volumen para enviarlos a su disposición final.</p> <p>Dentro de los procesos de tratamiento de lodos se distinguen seis etapas (FIG 2.1), cada una de las etapas tiene una función específica y en general son complementarias, sin embargo, hay algunas que pueden suplir a otras. Es por ello que rara vez se aplican las seis etapas del tratamiento de los lodos. Como ejemplo tenemos a los incineradores; si los lodos se van a incinerar, no se requiere una digestión previa, ya que el calor se encargará de descomponer la materia orgánica, pero es conveniente disminuir al mínimo la cantidad de agua en lodo para optimizar el proceso.</p> <p>La secuencia planteada en la FIG 2.1 es el más frecuente, pero en ocasiones se modifica, ya sea por falta de presupuesto, de espacio o bien por que se ha demostrado en la práctica que se obtienen mejores resultados (como es el caso del tratamiento con cal viva de los lodos "secados" o desaguados).</p>	

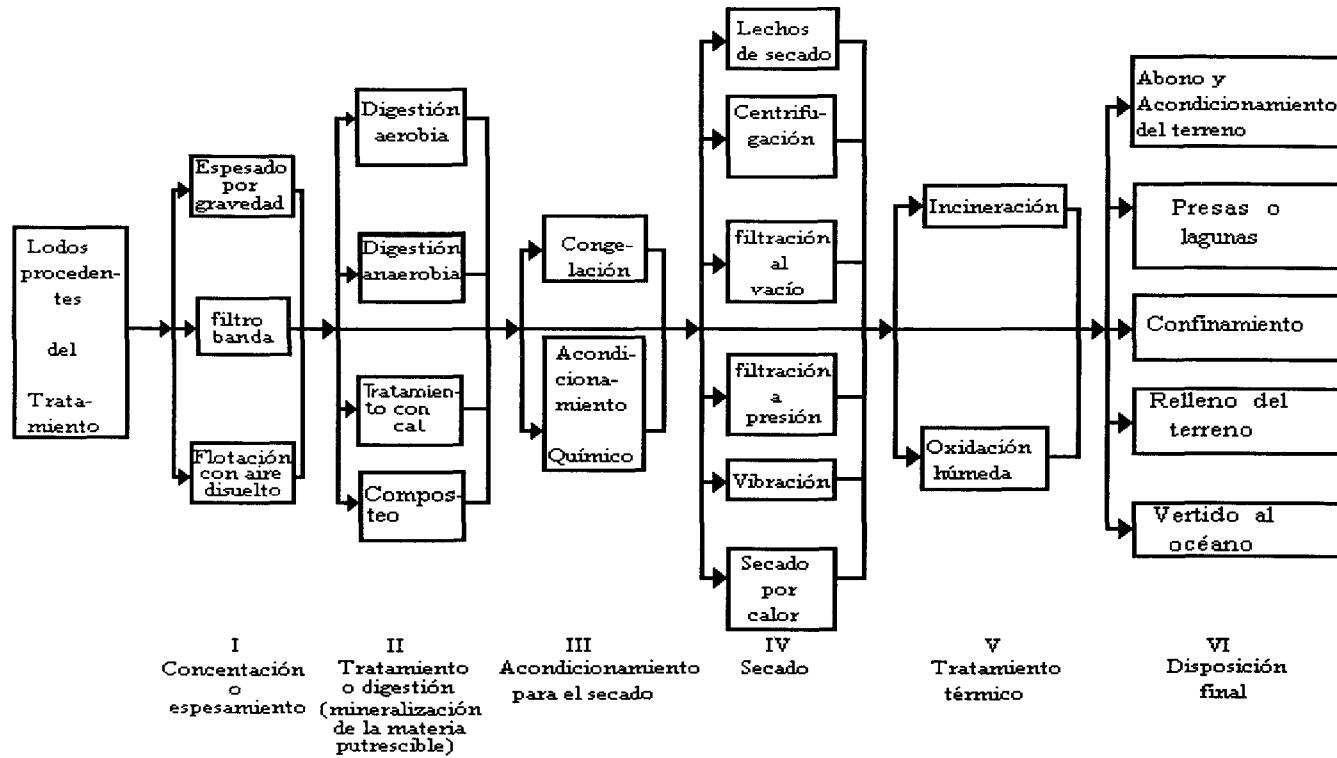


Fig. 2.1 Etapas del tratamiento de lodos de desecho

Contenido	Notas
-----------	-------

2.1 MÉTODOS DE ESPESAMIENTO

El primer paso del tratamiento de lodos debe ser su concentración al máximo para disminuir el volumen de los mismos. La relación aproximada entre el volumen y el peso viene dada por:

$$\frac{V_1}{V_2} = \frac{P_2}{P_1} \quad (2.1)$$

Donde:

V_1 volumen del lodo antes de concentrarse

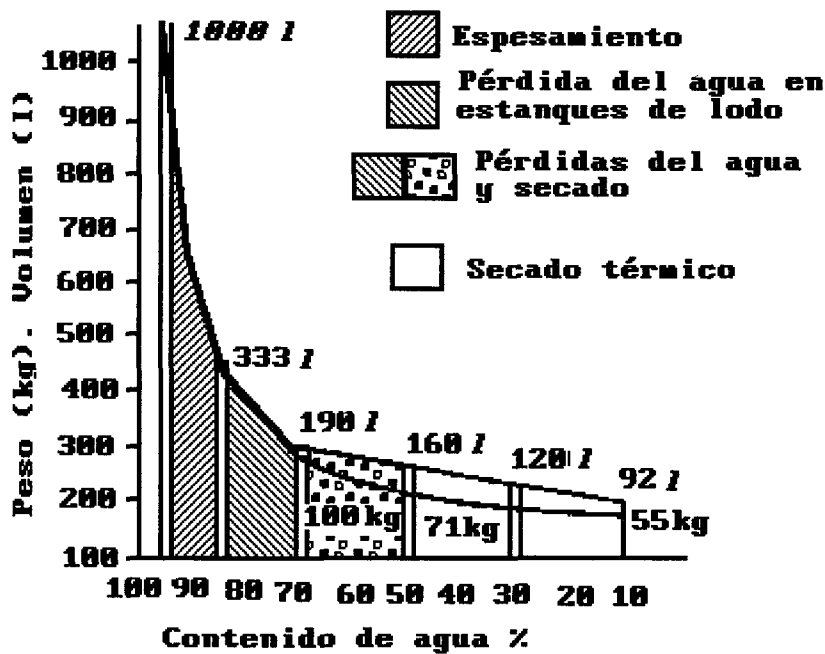
V_2 volumen del lodo después de concentrado

P_1 porcentaje en peso del lodo antes de concentrarse

P_2 porcentaje en peso del lodo después de concentrado

En la **FIG 2.2** puede observarse la disminución del peso y volumen de lodos por pérdida de su contenido en agua.

Contenido	Notas
-----------	-------



Estado del lodo	Líquido y bombeable	Consistente	Diseminable
-----------------	---------------------	-------------	-------------

Fig. 2.2 Disminución del peso y volumen del lodo por pérdida de su contenido de agua

2.1.1 Espesamiento por gravedad

El espesado de lodos es empleado al inicio de cualquier operación como proceso subsecuente de secado para reducir la carga volumétrica a las unidades de deshidratado e incrementar su eficiencia.

Los espesadores por gravedad se desarrollaron en 1950 y se emplean principalmente para espesar lodos primarios, lodos con cal, combinación de lodo primario y el proveniente de lodos activados, y en menor grado, sólo para lodos activados. La carga

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>hidráulica en estos sistemas varia de 16 a 33 m³/m².d, mientras que las cargas orgánicas varían de 90 a 100 kg/m².d para lodos primarios y de 20 a 30 kg/m².d para lodos secundarios.</p> <p>Los espesadores por gravedad pueden ser estáticos o mecanizados. Los primeros sólo constan del tanque en sí, contando con un cono de descarga con una pendiente mínima de 60°. Solamente se construyen de diámetro pequeño comprendido entre 5 y 8 m como máximo.</p> <p>Los espesadores mecanizados constan de un conjunto de rastras giratorias, que operan constantemente a poca velocidad con lo que se facilita el desprendimiento de los lodos, así como la colección de los mismos del fondo del tanque.</p> <p>En la FIG 2.3 se presenta la sección de un espesador. Estos sistemas trabajan con una concentración del 2 al 3% para lodos mixtos de primario y secundario, pudiendo llegar hasta 4-6%.</p> <p>Una de las variantes de los espesadores es la elutriación, la cual consiste en un lavado del lodo con agua depurada para mejorar alguna de sus condiciones fisicoquímicas. La alcalinidad y la extracción de compuestos amoniacales son algunas de sus principales aplicaciones. La elutriación se realiza en una o varias fases, siendo normalmente efectuada en dos.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

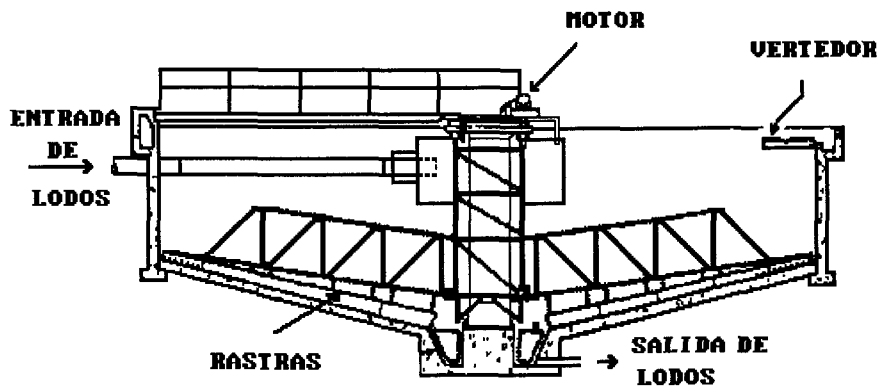


Fig. 2.3 Espesador cilíndrico de lodos (sedimentador)

Estos espesadores son tanques cilíndricos de hormigón terminados en forma cónica y tienen una entrada (para los lodos a espesar) y dos salidas: una **-por la parte inferior-** para el lodo espesado y otra **-por la parte superior-** para el sobrante o agua separada de los lodos.

Es necesario advertir que el espesamiento precede siempre a la digestión con el fin de ahorrar volumen en la misma. Por el contrario, la elutriación se realiza antes del acondicionamiento químico y después de la digestión.

2.1.2 Flotación

El espesado por flotación es más eficiente si los lodos son ligeros, es decir, provienen de procesos como lodos activados o filtros percoladores. Los lodos pesados como los obtenidos de sedimentadores primarios y combinaciones de primarios y secundarios (donde la fracción de primarios es mayor) se manejan

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>mejor por gravedad. La flotación es una técnica similar a la utilizada en la recuperación de fibras como la celulosa.</p> <p>Existen cuatro variantes para la flotación: con aire disuelto, al vacío, por dispersión de aire y biológica. De éstas la más empleada es la flotación con aire disuelto, donde el flujo de alimentación es mezclado previamente con un flujo de recirculación antes de entrar al compartimiento de flotación principal, no todas las unidades tienen recirculación. La recirculación puede ser mayor al 100 por ciento que el influente y es presurizado a más de 550 KN/m^2. El aire es adicionado al circuito de presurización y disuelto en el flujo de recirculación. Como el flujo entra al tanque de flotación por el fondo, la presión es liberada y se forman pequeñas burbujas, las cuales atrapan las partículas de lodo y las arrastran hasta la superficie del reactor donde son extraídas.</p> <p>Este proceso no es muy usual en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales por tener un costo elevado y un mantenimiento complejo. Además, éste proceso requiere la adición de sustancias floculantes, como pueden ser polielectrolitos, para mejorar la capa flotante que generalmente tiene de 20 a 40 cm de espesor.</p> <p>En la FIG 2.4 se ilustra un diagrama de este proceso que puede llevarse a cabo con recirculación del agua clarificada en un porcentaje del 25-50% del caudal de entrada.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

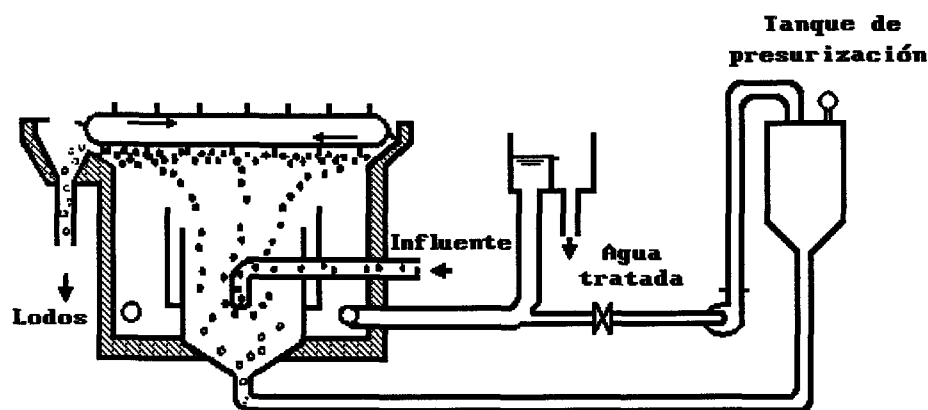


Fig. 2.4 Sistema de flotación para la separación de lodos

2.1.3 Filtro banda

Otra forma de llevar a cabo el espesado es mediante el uso de los filtros banda, esto se hace para lograr mayores concentraciones de sólidos que las que se pueden obtener al usar los espesadores por gravedad o bien por flotación y además ocupan menos espacio, pero tiene el inconveniente de requerir el uso de polímeros para lograr el espesado. En el inciso 2.4 **Secado de lodos** se ilustra este tipo de filtro.

2.2 DIGESTIÓN O TRATAMIENTO DE LODOS

2.2.1 Digestión anaerobia

Los lodos producidos en una planta de tratamiento de aguas residuales, tienden a la putrefacción. El fin de la digestión anaerobia es la descomposición de la materia orgánica putrescible

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>hasta obtener productos estables e inertes, originándose durante este proceso gran desprendimiento de gas.</p> <p>La digestión anaerobia se realiza en ausencia de oxígeno, por microorganismos anaerobios, en reactores cerrados y adaptados para tal fin.</p> <p>La digestión tiene lugar en dos fases principales. En la primera, la débil acidez del lodo -con pH ligeramente inferior a 7- baja el pH a un nivel de 5.5. En esta fase los microorganismos atacan las sustancias presentes en el lodo, forman ácidos orgánicos, anhídrido carbónico y ácido sulfhídrico. Esta primera fase se conoce como de digestión ácida. Inmediatamente después ocurre la segunda fase o digestión alcalina. En ésta el pH sube hasta 7.4, transformándose los productos de la primera fase en metano, CO₂. Por ello, esta segunda fase se conoce como alcalina o metánica.</p> <p>Es importante que una vez finalizada la digestión ácida, ésta no vuelva a tener lugar en el digester correspondiente. Para ello, se debe vigilar el pH de los lodos manteniéndolo próximo a 7.4; es decir, ligeramente alcalino.</p> <p>Si baja la temperatura o aumenta la carga de lodos que se suministra al digester, éste puede volver a la digestión ácida; por ello deben observarse estos dos parámetros si el pH del digester empieza a bajar, se añade cal para mantener el pH adecuado.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>En la puesta en marcha de cualquier digestor se realiza, en primer lugar, la digestión ácida, ésta se ha de convertir -sin demora- en la digestión alcalina ya que la ácida es muy lenta y el lodo en ella producido huele mal y es difícil de secar. Con el objeto de acortar la primera fase (a temperatura ambiente -15°C- puede llegar a los seis meses), se aumenta la temperatura durante el período de digestión con lo que éste se acorta considerablemente.</p> <p>La fermentación alcalina destruye casi todos los componentes de los lodos como son las hierbas, semillas, gusanos y cierto tipo de bacterias; sin embargo, no se destruyen las transmisoras de la tuberculosis, entre otras.</p> <p>Otra característica de la digestión es la reducción del volumen de lodos ya que el contenido en agua pasa del 95 al 87%, colaborando en dicha reducción los materiales orgánicos de los mismos, degradados a gases.</p> <p>Como ya se mencionó, la temperatura es factor esencial en el proceso de digestión anaerobia, por lo cual, en principio los digestores debieran trabajar al más alto grado térmico posible.</p> <p>No obstante, no debe olvidarse el elevado costo de las instalaciones que operan en estas condiciones, así como el hecho de que las bacterias mesofílicas sólo trabajan bien en el intervalo de temperaturas 27 a 38°C siendo las termofílicas las de mayor importancia al trabajar en un intervalo superior de 38-60°C.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

Además, el aumento de gas con la temperatura es muy lento a partir de los 25°C. Se ha comprobado para el agua residual que el mejor rendimiento se obtiene con una temperatura que oscile alrededor de 35°C, siendo necesario mantener durante la digestión un intervalo máximo de $\pm 3 \text{ } ^\circ\text{C}$.

En los digestores de dos etapas (FIG 2.5), el primer tanque se utiliza exclusivamente para la digestión y va dotado de un sistema de calentamiento de lodos y equipo mecánico para el mezclado. En la parte superior están las tuberías necesarias para la salida de gases. En el primer tanque la cubierta suele ser fija y móvil en el segundo (en el caso de etapa única, se dispone de varias entradas y salidas a diferentes alturas para todas las zonas de digestión). La decantación se realiza en el segundo tanque. En su parte inferior se encuentran los lodos digeridos y en la superior se acumulan los gases, espumas y sobrenadantes; éstos son más claros y limpios que en el caso de etapa única.

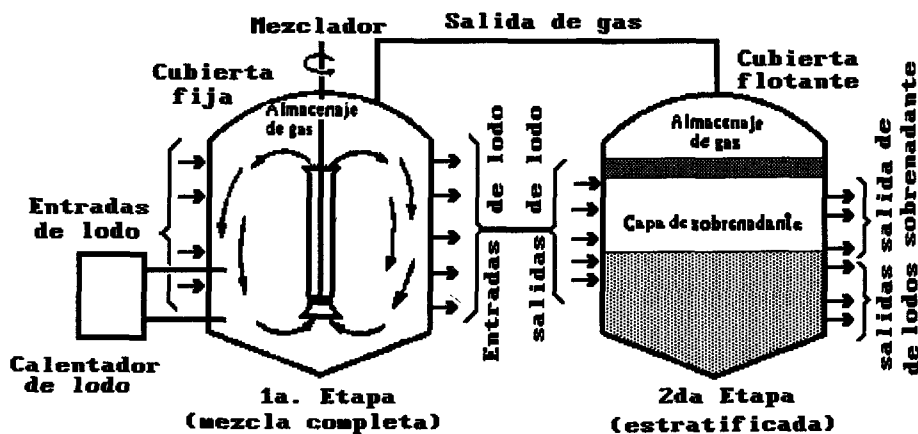


Fig. 2.5 Digestor de dos etapas

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>Los digestores de cubierta o campana flotante son de construcción difícil debido a que a través de aquella no deben existir fugas. Las dimensiones de estos tanques varían bastante. Se ha llegado a construir digestores de 35 m de diámetro y 15 m de altura.</p> <p>Además de los digestores empleados para el tratamiento de las descargas de aguas residuales municipales, existen los digestores de alta carga cuya diferencia fundamental con los de etapa única radica en una mayor carga de sólidos.</p> <p>En este tipo de digestores, los lodos se mezclan íntimamente por medios mecánicos, o bien, por el gas producido. Después, se drenan las espumas y sobrenadantes para que no entorpezcan la digestión. El lodo de alimentación se calienta siempre para conseguir una digestión óptima y la alimentación es por bombeo en continuo.</p> <p>Los lodos purgados en este digestor pueden ir a un tanque de almacenamiento para un posterior secado o a un segundo digestor para separar, por decantación, el sobrenadante y el gas residual.</p> <p>Cuando se elimina el sobrenadante y los sólidos totales se reducen un 45-50% en forma de gas desprendido, el lodo digerido tiene una concentración aproximadamente igual a la mitad del lodo primario.</p>	

Contenido	Notas
<p>El diseño de la digestión anaerobia se debe basar en la bioquímica y microbiología de los procesos anaerobios. Estos principios han sido muy discutidos y no siempre apreciados, por lo que han surgido una serie de variantes para el cálculo de digestores.</p> <p>El factor de carga facilita la determinación del volumen de los digestores. Aunque se han propuesto muchos factores, los más convenientes se basan en los kilogramos de sólidos volátiles añadidos por día y por m³ de capacidad del digestor, o bien en los kilogramos de sólidos volátiles añadidos por día, con relación a los kilogramos de sólidos volátiles en el digestor.</p> <p>Otros puntos que deben ser considerados en la aplicación de estos factores son el tiempo de residencia y el tipo de digestor utilizado. Un caso concreto, en un digestor convencional de etapa única sólo el 50% del mismo o menos es digestor efectivo. Por esta razón, la carga volumétrica en los digestores estándar es baja y el tiempo de retención, basado en el caudal de lodo que entra en el digestor, varía de 30 a 90 d. La carga de sólidos recomendada para este tipo de digestores varía de 0.48 a 1.6 kg de sólidos volátiles por m³/ día.</p> <p>El factor de carga, en el caso concreto de los digestores de alta carga, puede estar comprendido entre 1.6 y 6.4 kg de sólidos volátiles por m³/día. Los períodos de retención hidráulica varían entre 10 y 20 d.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

Con la concentración del lodo de entrada, varía el tiempo de retención hidráulico, por lo que es muy importante conocer ambos parámetros para poder calcular el factor de carga.

La **TABLA 2.1** muestra los efectos de la concentración del lodo y del tiempo de retención hidráulico en el factor de carga de sólidos volátiles.

Tabla 2.1 Efectos de la concentración del lodo y del tiempo de retención hidráulico en el factor de carga de sólidos volátiles (kg/m³×d)

CONCENTRACIÓN DEL LODO (%)	PERÍODO DE RETENCIÓN (días)			
	10	12	15	20
4				
5	3.056	2.544	2.032	1.536
6	3.808	3.168	2.396	1.904
7	4.432	3.808	3.056	2.288
8	5.328	4.448	3.552	2.672
9	6.096	5.088	4.064	3.056
10	6.848	5.712	4.576	3.424
	7.616	6.336	5.088	3.808

Con base en sólidos volátiles (75% de los totales) y la densidad del lodo 1.28 g/cm³.

Lodo	Análisis del lodo	
	%Sólidos volátiles	%Sólidos fijos
Crudo o primario	70	30
Digerido	50	50

En el cálculo de reducción de sólidos volátiles se admite que el contenido de cenizas de los lodos es constante, es decir, el peso de cenizas introducidas dentro del digestor es igual al de las que han sido eliminadas.

Contenido	Notas
-----------	-------

Los digestores también se pueden calcular en función de un factor basado en el número de habitantes, admitiendo un cierto volumen por cada uno de los mismos. El tiempo de retención para estos cálculos se recomienda sea de 35 a 40 d. En la **TABLA 2.2** se muestra la capacidad requerida para el tanque de digestión. Estos datos son útiles para digestores con calentamiento y se usan cuando no se dispone de análisis y volumen de los lodos producidos.

Para digestores sin calentamiento, la capacidad de los tanques debe ser incrementada en función de la temperatura a que trabajan, según se muestra en la **TABLA 2.3**, basada en un estudio de Fair y Moore.

Los valores dados en la **TABLA 2.2**, se incrementarán en un 60% cuando la población use trituradores de basura en las casas. También debe tenerse en cuenta, al realizar los cálculos, la población equivalente derivada de las industrias.

Tabla 2.2 Capacidad requerida para el tanque de digestión*

TIPO DE TRATAMIENTO	LODO HÚMEDO			VOLUMEN REQUERIDO
	Sólidos secos g/hab.d	Sólidos (%)	l/hab.d	35-45 días de retención l/hab
Primario	72	5	1.44	50-65
Primario + filtro percolador	108	4	2.70	95-122
Primario + lodos activos	114	3	3.8	133-171

* Basado en el dato 0.1 kg de sólidos en suspensión por habitante y por día en el agua residual sin tratar

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.3 Tiempo requerido para la digestión a varias temperaturas*

ITEM	DIGESTIÓN MESOFILÍCA					DIGESTIÓN TERMOFÍLICA				
	Temperatura, °C	10	15	21	26	32	3	4	4	5
Período de digestión, d	75	56	42	30	25	2	2	1	1	18
						4	6	6	4	

* Datos a aplicar en lodos primarios y obtenidos para lograr la recuperación del 90% del gas producido

El gas producido durante la digestión está compuesto en su mayoría por metano (**56 al 70 % en volumen**), y también por anhídrido carbónico (**25 a 30% en volumen**). Además contiene pequeñas cantidades de nitrógeno, hidrógeno, ácido sulfhídrico y oxígeno. La densidad específica del gas es de 0.86 con respecto al valor estándar del aire. La producción de éste depende del contenido de los sólidos volátiles contenidos en el lodo y de la actividad biológica del reactor.

En la **TABLA 2.4** se indica la producción de gas para diferentes materiales. El semiperíodo indica el número de días necesario para convertir en gas la mitad de las sustancias gasificables, esto es, da una idea del volumen del digestor.

La producción de gas se calcula normalmente por la carga de sólidos volátiles del digestor o por el porcentaje de reducción de los mismos. Los valores típicos son de 500 a 750 l/kg de sólidos volátiles añadidos y de 750 a 1,125 l/kg de sólidos volátiles destruidos.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.4 Producción de gas para diferentes materiales

NATURALEZA DE LA MATERIA	Cantidad de gas a 30° en l/kg del residuo seco		Contenido de metano (%)	Semiperiodo (días)
	Total	Orgánico		
A. Urbanas				
- Lodos de agua residual	431	607	78	8
- Basuras sin cenizas	281	305	66	10
	227	259	63	8
Papeles	608	643	62	6
Desperdicios vegetales				
- Desperdicios de mataderos:	461	524	74	13
	87	89	42	2
	158	159	51	2
Intestinos				
Vísceras				
Sangre				
B. Industriales				
- Vertidos de lecherías	975	1025	75	4
	670	-	50	-
- Suero de leche (67.3 g/l de residuo seco)	486	796	85	-
- Agua residual de levaduras secas	250	-	60	-
	400	423	75	4
- Agua de papeleras	313	322	75	4
- Recortes de remolacha	137	200	79	27
- Orujo de manzana	426	445	76	2
- Orujo de uva (fermentado)	482	500	72	5
	413	450	78	18
- Residuos de cervecerías (lúpulo)				
- Residuos de naranjas				
- Cáscaras de plátanos (secas)				
C. Agrícolas				
- Estiércol con	286	342	75	19

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

NATURALEZA DE LA MATERIA	Cantidad de gas a 30° en l/kg del residuo seco		Contenido de metano (%)	Semiperiodo (días)
	Total	Orgánico		
paja	391	430	76	16
- Excremento de caballo	237	315	80	20
- Excrementos de vaca	257	415	81	13
- Excrementos de cerdo	348	367	78	12
- Paja de trigo	526	606	75	3
- Hojas de patatas	485	514	83	5
- Paja de maíz	456	501	85	2
- Hojas de remolacha azucarera	490	557	84	4
- Hierba	338	386	73	10
- Paja de máquina trilladora	434	446	76	7
- Esparto	285	314	79	18
- Juncos, cañas				

La producción de gas también se puede estimar en función del número de habitantes. Los valores van de 20 l/hab.d para tratamientos primarios y 30 l/hab.d para secundarios.

Es muy importante tener precauciones con el almacenamiento del gas, ya que una mezcla de metano y aire puede dar lugar a explosiones. Las cubiertas flotantes permiten que el volumen del digestor varíe sin entrada de aire, con lo cual no existe el peligro de mezcla de aire y metano.

Es importante para la buena operación del digestor, una supervisión metódica. Se debe controlar el lodo a la entrada y

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>durante el proceso de digestión. Igualmente, se controlarán el sobrenadante y el gas que se purgan por la parte superior del digestor. Además, la temperatura en todo el circuito y la cantidad de combustible consumida para el calentamiento de los lodos.</p> <p>Respecto a los lodos de entrada es necesario conocer, en primer lugar, su concentración y caudal. Posteriormente, la frecuencia de entrada al digestor y por lo menos los siguientes parámetros:</p> <ul style="list-style-type: none">• Sólidos en suspensión• Sólidos volátiles• Sólidos totales• pH• Alcalinidad• Temperatura <p>Durante la digestión de los lodos se necesita saber:</p> <ul style="list-style-type: none">• % de sólidos volátiles• Ácidos volátiles• Alcalinidad• pH• Temperatura• Sobrenadante purgado• Lodo purgado del digestor• Gas formado.• Temperatura	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>De los lodos purgados del digestor, además del volumen, es interesante saber los sólidos totales y volátiles, así como pH que suele ser neutro. El pH cambia durante la digestión, al principio, es ácido y después es alcalino (oscila entre 6.8 y 7.2 si el proceso es correcto).</p> <p>Del sobrenadante purgado es interesante conocer su contenido en DBO y en sólidos en suspensión, ya que, como normalmente se mandan a la entrada de la instalación, éstos pueden afectar al tratamiento del agua.</p> <p>El gas formado y su composición indican claramente el estado de la digestión.</p> <p>Las materias volátiles son, igualmente, buenas indicadoras del progreso de la digestión. La alcalinidad es otro parámetro para determinar el progreso de la digestión. El valor normal en una buena digestión debe estar por debajo de los 1,800 mg/l. Esta prueba permite detectar cambios muy sensibles, incluso de los detectados por variaciones en el pH.</p> <p>La relación entre ácidos volátiles y alcalinidad debe ser siempre inferior a la unidad para la buena marcha de la digestión. Un aumento de esta relación indicará que el proceso comienza a ir mal y un valor de 0.5 de la misma, marca el comienzo de problemas en el digestor. Cuando dicha relación llega a 0.8 el pH comienza a variar.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>El análisis del gas producido es también una ayuda para el control del proceso de digestión. El gas, que está compuesto normalmente por un 70% de metano y un 30% de anhídrido carbónico, varía de composición si la digestión no funciona correctamente. Así, si la relación anterior de ácidos volátiles/alcalinidad se incrementa, aumenta también el contenido de anhídrido carbónico, el digestor no funciona como es debido. También un corte en la producción de gas indica claramente anormalidad en la digestión.</p> <p>El porcentaje de materias volátiles eliminadas en los lodos también es un parámetro sencillo para el control de la digestión. El sobrenadante debe ser purgado y controlado muy estrictamente, pues además de poder perjudicar la digestión, también puede ocasionar problemas en el proceso de depuración del agua ya que su alto contenido en DBO (que puede llegar a las 1.500 ppm) así como en sólidos, hará que la carga de entrada a la planta de tratamiento sea superior a la normal si aquella no se introduce poco a poco.</p> <p>2.2.2 Digestión aerobia</p> <p>La digestión aerobia es otra alternativa del tratamiento de lodos. También es conocida como estabilización de lodos. Su fundamento es una aereación prolongada para reducir las materias volátiles de los sólidos hasta lograr un lodo prácticamente inerte.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>Se puede reflejar el proceso de digestión aerobia mediante la ecuación:</p> $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 5 \text{O}_2 \longrightarrow 5 \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3 \quad (1.2)$ <p>de donde el amoníaco es oxidado a nitratos de acuerdo con la siguiente ecuación:</p> $\text{NH}_3 + 2\text{O}_3 \longrightarrow \text{NO}_3\text{H} + \text{H}_2\text{O} \quad (1.3)$ <p>Este proceso, aunque se puede aplicar a lodos primarios, es mejor con lodos secundarios; es decir, biológicos o mezcla de primarios y secundarios.</p> <p>Las diferencias fundamentales entre la digestión anaerobia y aerobia son las siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> • El sobrenadante tiene menor DBO en la digestión aerobia que en la anaerobia. • Es mucho más fácil mantener en operación una digestión aerobia que una anaerobia. • El costo de inversión de la digestión aerobia es menor que el de la anaerobia, ya que en ocasiones puede requerirse el calentamiento del sistema anaerobio. 	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<ul style="list-style-type: none">• El costo de mantenimiento de la digestión anaerobia es menor que el de la aerobia. <p>Comparando entre ambos tipos de digestión, no se puede decir a <i>priori</i> cuál de ellas es mejor en su totalidad. En cada caso será interesante hacer un balance, por lo que desechar inicialmente la digestión aerobia no es correcto.</p> <p>Aproximadamente, la reducción de volátiles es igual a la de la digestión anaerobia y el tejido celular sólo puede ser oxidado en un 75-80%, siendo el resto, componente no biodegradable e inerte.</p> <p>Los parámetros que se toman en cuenta para diseñar el proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none">• Período de retención• Carga de lodos• Oxígeno requerido <p>El período de retención, se ha definido experimentalmente entre 10 a 15 d que es el tiempo necesario para reducir el 40% de los sólidos volátiles que hay en el lodo a una temperatura media de 20°C.</p> <p>En función de la temperatura, la reducción de los sólidos volátiles puede aumentar hasta un 60%.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>Es interesante hacer notar que operando el digestor de tal forma que el sobrenadante sea eliminado por rebosamiento al introducir el lodo y permitiendo un aumento en el contenido de sólidos, el tiempo medio de residencia celular no será igual al período de retención hidráulico.</p> <p>El cálculo del oxígeno requerido para este proceso, se realiza con base en las reacciones químicas que constituyen el fundamento de la digestión aerobia.</p> <p>La digestión aerobia puede hacerse, al igual que la anaerobia, en una sola etapa o en varias. Normalmente, los digestores funcionan en serie por aireación prolongada y en la modalidad de respiración endógena.</p> <p>La concentración del lodo de entrada no suele ser muy alta, variando normalmente entre 0.5 y 2.4%.</p> <h3>2.2.3 Composteo</h3> <p>El composteo es un proceso por el cual la materia orgánica experimenta una degradación biológica hasta dar lugar a un producto final estable. El lodo convertido adecuadamente es 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 convierten en dióxido de carbono y agua. Además, dado que el</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>lodo se procesa, generalmente en un intervalo de temperaturas termófilas, el producto final está prácticamente 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; sin embargo, actualmente existe un renovado interés por el composteo.</p> <p>La mayoría de las operaciones de formación de composta consta de tres etapas básicas: 1) preparación de los residuos a tratar, 2) descomposición de los residuos preparados y 3) preparación y comercialización del producto. La recepción, clasificación, separación, reducción de tamaños, adición de humedad y nutrientes son parte de la etapa de preparación. Para llevar a cabo la etapa de descomposición, se han desarrollado dos técnicas principales:</p> <p>i) la del composteo por apilamiento donde los residuos preparados se acumulan formando unos montones dispuestos en un campo abierto. Los montones son removidos una o dos veces por semana durante un período de aproximadamente 5 semanas. Normalmente, el material se cura durante un período adicional de 2 a 4 semanas para asegurar su estabilización.</p> <p>ii) el proceso de pilas aeradas. Con un control cuidadoso, es posible producir un humus en un tiempo de 5 a 10 días utilizando un sistema mecánico. A menudo, la composta formada es extraída, tamizada y curada durante un período adicional de</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>aproximadamente 3 a 4 semanas. Una vez que la composta ha sido curada, ya está preparada para la tercera etapa, que es la preparación y comercialización del producto. Esta etapa puede incluir la trituración fina, mezclado con diversos aditivos, granulado, secado, almacenamiento, transporte y en algunos casos, la comercialización directa.</p> <p>Generalmente, es preferible utilizar un sistema de composteo mecánico cerrado en lugar de uno abierto, en zonas excesivamente húmedas o frías, por que permite un mejor control del proceso.</p> <p>El lodo puede ser convertido en composta tal como se tiene del tratamiento previo, o bien en combinación con virutas de madera u otros residuos sólidos (composteo combinado).</p> <p>a) Composteo combinado con virutas de madera:</p> <p>El composteo combinado del lodo con virutas de madera requiere, generalmente, la deshidratación previa de éste, antes de mezclarse con el material de relleno. El más logrado de los procesos de composteo combinado con virutas de madera parece ser el proceso de pilas aeradas. En él, primeramente el lodo se mezcla con viruta de madera, para posteriormente amontonar el material mezclado en una pila y se cubre con una capa de 300 mm de composta tamizado para su aislamiento y control de olores. El oxígeno se suministra mediante aireación forzada. Después de 21 días, más 2 días de secado, se separan las virutas de madera que vuelven a reciclarse.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>Tras el curado en un período adicional de 30 días, la composta está lista para la preparación y comercialización del producto. El lodo de alimentación puede ser tanto digerido como crudo; sin embargo, el lodo digerido se transforma en composta más lentamente que el lodo crudo, sobre todo durante períodos fríos o húmedos, debido a la carencia de suficiente material digerible capaz de suministrar energía para la rápida oxidación biológica. Por otro lado, los sistemas de composteo que utilizan lodos crudos, son a menudo, más susceptibles a los problemas de olores. El olor no ha presentado problemas en el proceso de pilas aeradas.</p> <p>b) Composteo combinado con residuos sólidos:</p> <p>La formación de composta con lodos y residuos sólidos municipales no requiere, generalmente, la deshidratación. Los lodos de alimentación pueden tener un contenido de sólidos variable entre el 5 y el 12%. Se recomienda una mezcla de residuos sólidos con lodo en proporción de 2 a 1, aunque de hecho, puede mezclarse cualquier cantidad de lodo con residuos sólidos a condición de que el lodo se deshidrate adecuadamente. Los residuos sólidos, deben sufrir una clarificación y trituración en un molino de martillos previamente a su mezclado con el lodo.</p> <p>2.2.4 Tratamiento con cal</p> <p>El tratamiento con cal puede hacerse tanto con cal apagada Ca(OH)_2, como con cal viva CaO, en ambos casos se puede hacer</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>el tratamiento antes o después del secado del lodo. Por lo tanto hay cuatro combinaciones posibles (cal viva con lodo espesado, cal viva con lodo seco, cal apagada con lodo espesado, cal viva con lodo seco), sin embargo, se recomienda hacer el tratamiento después del secado del lodo ya que se requieren menos reactivo y los resultados son mejores.</p> <p>Independientemente de la combinación que se utilice, el procedimiento consisten en agregar cal para elevar el pH del lodo hasta 12 y que permanezca a en ese nivel durante 2 horas como mínimo y debe permanecer por arriba de 11 durante varios días.</p> <p>Cuando el tratamiento se lleva a cabo con lodo "desaguado" y con cal viva, ocurre una reacción exotérmica que eleva la temperatura por arriba de los 50°C y se logra la desactivación de los huevos de helminto. El problema medular consiste en lograr una buena mezcla entre la cal (CaO) y el lodo "seco"; para ello se usan molinos o transportadores de tornillo.</p> <p>2.3 ACONDICIONAMIENTO DE LODOS</p> <p>Generalmente, los lodos (crudos, digeridos o estabilizados) requieren un acondicionamiento para eficientar el secado.</p> <p>2.3.1 Acondicionamiento químico</p> <p>Los reactivos químicos para el acondicionamiento de los lodos suelen ser:</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<ul style="list-style-type: none"> • Ácido sulfúrico • Sulfato de aluminio • Sulfato ferroso y férrico • Cloruro férrico • Cal • Polielectrolitos <p>El cloruro férrico es el más usado para todos los tipos de lodos. Normalmente, se adiciona conjuntamente con cal en una proporción de 1.5 a 2.5 veces superior. Se puede emplear con o sin previa elutriación.</p> <p>Genter ha preparado el monograma de la FIG 2.6 para la determinación de la dosificación de cloruro férrico conociendo la alcalinidad y el contenido del material volátil del lodo.</p> <p>En la TABLA 2.5 se muestra la concentración de reactivos que se emplea para el acondicionamiento de lodos en función de su origen.</p> <p>El ácido sulfúrico y la cal sólo se emplean para fijar el pH ideal para la floculación que puede variar en cada caso.</p> <p>El sulfato férrico comercial se usa también en algunas ocasiones en vez del cloruro férrico y su dosificación es, aproximadamente, 1.6 veces superior a la de éste.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

El sulfato de aluminio igualmente se emplea, sobre todo, en procesos de elutriación de lodos. La fragilidad de los flóculos producidos hace que éstos se tengan que manejar con cuidado.

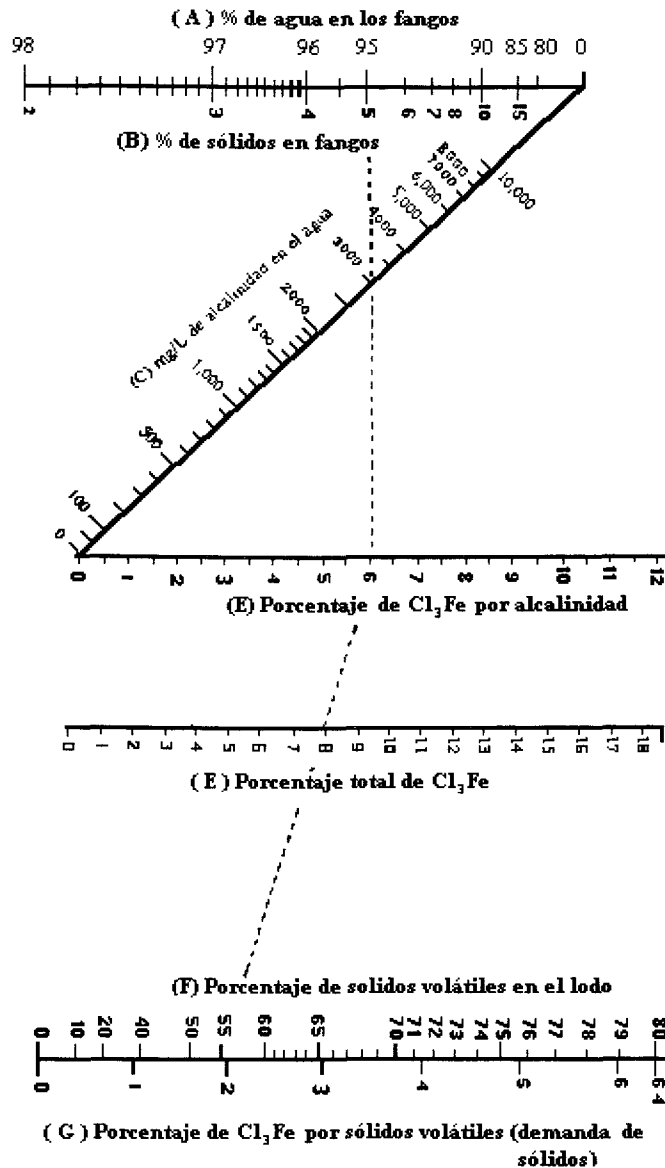


Fig. 2.6 Nomograma de Genter

Resumiendo puede decirse que el uso de un reactivo u otro depende del costo de los productos en el punto de aplicación, del

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

valor del equipo de dosificación y del rendimiento que se quiera obtener del secado mecánico posterior.

La dosificación de estos reactivos se debe efectuar de forma que se consiga una mezcla perfecta con el lodo y un determinado tiempo de contacto antes del secado posterior.

Tabla 2.5 Dosificación de reactivos para varios tipos de lodos (datos en % de lodo seco)

TIPOS DE LODO	FRESCO		DIGERIDO		ELUTRIADO DIGERIDO
	FeCl ₃	CaO	FeCl ₃	CaO	FeCl ₃
Primario	1-2	6-8	1,5-3,5	6-10	2-4
Primario y filtro biológico	2-3	6-8	1,5-3,5	6-10	2-4
Primario y activado	1,5-2,5	7-9	1,5-4	6-12	2-4
Activado	4-6				

2.3.2 Otros acondicionamientos

Sólo hay que indicar que, actualmente, se están tratando a escala de laboratorio los acondicionamientos por congelación y radiación.

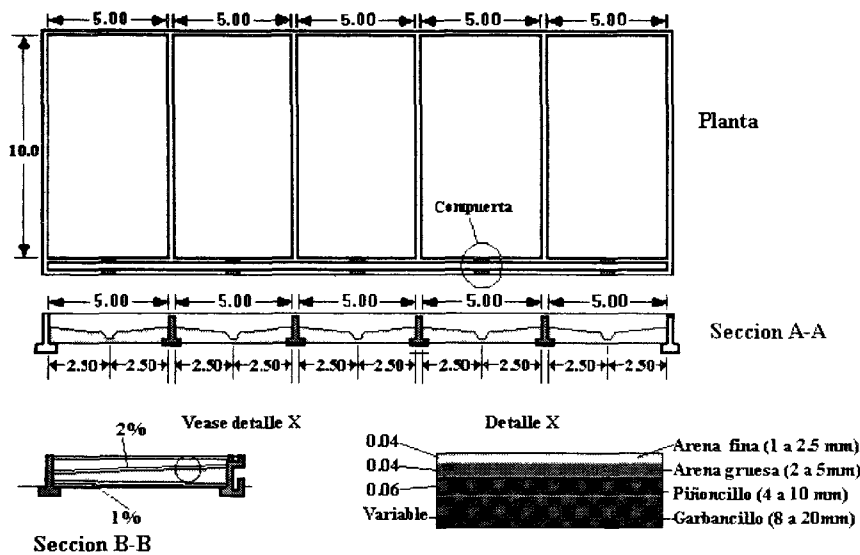
Se sabe que, para una filtración posterior, la congelación es más efectiva que el acondicionamiento químico. También parece que la radiación pueda mejorar la filtrabilidad pero actualmente es inviable por su gran costo.

Contenido	Notas
<p>La aportación a los lodos de cenizas y materias secas en general hace aumentar la cohesión de aquellos y, por lo tanto, su filtrabilidad. Dicha aportación mejora y facilita, sobre todo, el transporte de los lodos. Este acondicionamiento tiene sus inconvenientes entre los que cabe citar la abrasión producida.</p> <p>Otro acondicionamiento en estudio es la electro-ósmosis. Mediante este procedimiento se consigue un desplazamiento del agua del lodo hacia uno de los dos electrodos introducidos previamente en la masa de lodos; en el otro electrodo, el ánodo, se acumulan todos los materiales que componen el lodo.</p>	
<p>2.4 SECADO DE LODOS</p> <p>2.4.1 Lechos de secado</p> <p>Los lodos digeridos o estabilizados necesitan secarse dada la gran cantidad de agua que todavía contienen. El método más simple es el de deshidratación en lechos o eras de secado, los cuales están formados por un sistema de drenaje (normalmente constituido por tuberías de concreto poroso), así como por una capa de grava de unos 30 cm de espesor y otra de arena de diferentes granulometrías con unos 15 cm de grosor. La arena en contacto con el lodo suele tener de 0.5 a 2.5 mm de tamaño efectivo y un coeficiente de uniformidad inferior a 5.</p> <p>Estos lechos son rectangulares de 4 a 6 m de ancho y una longitud de 8 a 12 m. Por un canal lateral se conducen los lodos,</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

los cuales **-mediante compuertas o válvulas-** se distribuyen por el interior de los lechos.

El drenaje de cada lecho vierte a un drenaje general que se lleva a la entrada de la instalación de tratamiento. La **FIG 2.7** muestra una instalación de lechos de secado.



Las dimensiones son en metros

Fig. 2.7 Lechos de secado

Es recomendable que el lodo procedente del digestor entre por gravedad al lecho y no por bombeo, de esta forma se impide la desgasificación del lodo. Dentro del reactor, la presión parcial de los gases es alta, en consecuencia el lodo lleva gases disueltos que se desprenden al distribuirse en cada lecho. Es por esto que el lodo, algunas veces, forma espumas al introducirlo en los lechos de secado.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>El secado por infiltración es el más importante y tiene lugar en las primeras horas. Posteriormente, actúa la evaporación y ella es la responsable del agrietamiento de la capa superior del lecho de lodo.</p> <p>El aspecto de las grietas indica someramente cómo ha sido la digestión del lodo: pocas y pequeñas denotan un lodo bien digerido; muchas y grandes, indican que el lodo digerido es rico en agua por su contenido en lodos activos; y pocas grietas y muy grandes denotan un lodo mal digerido.</p> <p>La superficie de secado varía según el clima, pues las condiciones meteorológicas, como es natural, influyen grandemente en el secado por evaporación.</p> <p>El tiempo de secado depende de las condiciones climáticas, si estas son favorables, un período de 10 a 15 días es suficiente para alcanzar niveles de humedad del 60%.</p> <p>El espesor de la capa de lodo que se vierte sobre el lecho, también varía de acuerdo con el clima, en España dicho espesor es de 25 cm, en climas moderadamente fríos se ha observado que un espesor de 8 cm es adecuado.</p> <p>En algunos lugares los lechos de secado se cubren con cristales, como invernadero, que garantizan el vertido del lodo aun</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>con mal tiempo. En este tipo de instalaciones necesariamente debe haber ventilación, teniendo en cuenta los olores desprendidos.</p> <p>La TABLA 2.6 muestra las medidas que deben tener los lechos de secado para cuatro tipos de procesos bajo diferentes condiciones.</p> <p>Los lechos de secado, partiendo de un lodo digerido con un contenido en agua superior al 95%, llegan hasta un nivel del 60% (40 % de sólidos). Aproximadamente el 80% del secado es por filtración y el resto por efecto de la evaporación.</p> <p>Cuando los lodos tienen gran contenido de agua se obtienen mejores resultados mediante el acondicionamiento químico.</p> <p>La carga de lodos varía de 50 a 125 kg/m² para los lechos abiertos y de 60 a 200 kg/m² para los cerrados ya que éstos están protegidos contra la lluvia.</p> <p>Al separar los lodos secos del lecho, manual o mecánicamente, se elimina siempre una pequeña capa de arena superficial. Esta debe reponerse periódicamente para el buen funcionamiento de la unidad. También es conveniente filtrar sobre la arena aguas limpias que arrastren los pequeños sólidos que se encuentran en las conducciones del drenaje, impidiendo su paulatino atascamiento.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.6 Superficies de lechos de secado según el tratamiento de que procedan los lodos

TIPO DE TRATAMIENTO	SUPERFICIE EN m ² /hab	
	Lechos descubiertos	Lechos cubiertos
Primario	0.092	0.069
Filtro percolador	0.14	0.12
Lodos activados	0.16	0.12
Precipitación química	0.18	0.14

2.4.2 Filtración al vacío

Este proceso de filtración es el que más uso tiene para la deshidratación de los lodos.

Los tipos de filtros de vacío empleados son los de tambor o los de discos. Para lodos de aguas residuales se usan los de tambor rotativo y carga exterior con alimentación por la parte inferior.

El lodo entra por la parte inferior del filtro donde se agita continuamente para evitar su decantación. En el tanque donde se sitúa el lodo, está sumergido el tambor rotativo del filtro que se mueve a una velocidad determinada en el sentido que se indica por la flecha. El tambor está dividido en segmentos, cada uno de los cuales va unido a una válvula distribuidora por la que se hace el vacío necesario. La aplicación de vacío en el sector en contacto con los lodos hace que aparezca una torta en la superficie del tambor del filtro. Posteriormente, se separa el líquido filtrado, se lavado y se hace llegar el aire de soplado para despegue de la torta antes de que el raspador la desprenda totalmente del tambor.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>La operación de secado por filtro rotativo de vacío resulta muy variable pues depende de muchos parámetros. El principal es la naturaleza del lodo y también tiene su importancia el acondicionamiento químico del mismo. La concentración de los lodos de entrada al filtro debe ser alrededor del 8% en peso.</p> <p>Los filtros rotativos de vacío se construyen con superficies de 2 a 60 m² y van provistos de varios tipos de tela filtrante. Estas pueden ser de diversos materiales: algodón, lana, nylon, dracan y otros de tipo sintético; fabricándose con diferentes porosidades. También existen para usos determinados en acero inoxidable.</p> <p>El acondicionamiento de los lodos húmedos es necesario para alcanzar los rendimiento normales en los filtros de vacío. Los lodos acondicionados permiten eliminar el agua más rápidamente generando una torta más espesa e incrementando la velocidad del cilindro del filtro.</p> <p>El rendimiento de los filtros se expresa en kg de sólido seco/m².h. La velocidad y eficiencia de los filtros al vacío depende de las características del lodo, las cuales varían fuertemente. Generalmente, un lodo deshidratado por filtración al vacío puede producir una torta con un 15 a 25% de sólidos totales.</p> <p>Ya que algunas veces la torta producida se seca mediante combustión húmeda o incineración, es fundamental que se alcance la sequedad prevista para no tener grandes consumos de</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

combustible. Cuando se tratan los lodos para una incineración posterior, la torta debe tener del 60 al 70% de humedad.

En la **TABLA 2.7** se indican algunos rendimiento típicos de filtros de vacío para lodos con acondicionamiento.

Cuando no se conoce la calidad del lodo, se puede estimar un rendimiento de los filtros de 20 kg/m²h.

Tabla 2.7 Rendimientos típicos de filtros de vacío para lodos acondicionados

TIPO DE LODO	TORTA (% ST)	RENDIMIENTO kg/m ² ·h
Lodos no digeridos		
Primario	25-30	24-50
Primario + filtro percolador	20-26	15-29
Primario + lodos activados	16-24	10-24
Lodos activados	12-18	5-10
Lodos digeridos		
Primario + filtro percolador	20-28	20-29
Primario + lodos activados	20-24	15-24
Lodo primario con:		
Baja conc. de cal	25-30	15-29
Alta conc. de cal	30-40	24-50
Poliectrolito	25-38	39-50

FUENTE: WPCF y ASCE, 1982

2.4.3 Filtros prensa

En un filtro prensa, la deshidratación se efectúa forzando la evacuación del agua del lodo por la aplicación de una presión elevada. Las ventajas de los filtros prensa incluyen: 1) altas

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>concentraciones de sólidos en la torta, 2) obtención de un líquido filtrado muy clarificado, 3) elevada captura de sólidos y 4) bajo consumo de productos químicos. Sin embargo, la principal desventaja son los altos costos de mano de obra y las limitaciones de la vida de las telas del filtro.</p> <p>Para deshidratar el lodo se han utilizado distintos tipos de filtros prensa. Uno de esos tipos consiste en una serie de placas rectangulares, ranuradas en ambos lados, que están colocadas enfrentadas entre sí en posición vertical sobre un bastidor de altura fija o variable. Una tela filtrante se cuelga o ajusta sobre cada placa. Las placas se mantienen juntas con fuerza suficiente para que se adhieran herméticamente y puedan así resistir la presión aplicada durante el proceso de filtración. Para que las placas se mantengan unidas se utilizan prensas hidráulicas o tornillos accionados mecánicamente.</p> <p>Durante el funcionamiento, se bombea lodo químicamente acondicionado al espacio existente entre las placas y se aplica una presión (de 40 a 150 N/cm²) que se mantiene de 1 a 3 horas, forzando el líquido a pasar a través de la tela filtrante y de orificios de salida de las placas. Estas se separan seguidamente y se extrae la torta del lodo. El filtrado es normalmente retornado a la entrada de la planta de tratamiento. El espesor de la torta de lodo varía de 2.5 a 3.8 cm aproximadamente y el contenido de humedad, del 55 al 70%. El tiempo requerido por los filtros prensa se estima en función del tiempo para llenar el filtro, el que se somete el filtro a</p>	

Contenido	Notas
<p>presión, el necesario para abrir el filtro, el requerido para lavar y descargar la torta y el mínimo requerido para cerrar el filtro. Para reducir a un mínimo el trabajo manual de todas estas operaciones, la mayoría de los filtros prensa actuales están mecanizados.</p> <p>Los costos más importantes relacionados con este método de deshidratación son los del acondicionamiento químico y el de mantenimiento y sustitución de telas filtrantes.</p> <p>2.4.4 Filtros de banda horizontales</p> <p>En las últimas décadas nuevos sistemas de deshidratación mecánica han sido desarrollados. Estos se han clasificado de forma global como filtros de banda horizontales e incluyen: concentradores de tamiz móvil, filtros prensa de banda, sistemas de deshidratación capilar y filtros rotativo por gravedad. Los cuatro sistemas utilizan bandas continuas montadas horizontalmente sobre las cuales se descarga y deshidrata el lodo. La complejidad de funcionamiento y las necesidades energéticas son similares. La captura de sólidos y el contenido de humedad de la torta son muy parecidos a los conseguidos por medio de filtros de vacío.</p> <p>a) Concentrador de tamiz móvil:</p> <p>En el concentrador de tamiz móvil de velocidad variable en dos fases, la gravedad es el medio de deshidratación actuante sobre el primer tamiz mientras que en el segundo tamiz se lleva a cabo un proceso de compresión, obteniendo la deshidratación final del lodo</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

(este pasa por rodillos de compresión progresiva). Una vez que el lodo abandona dicho sistema, la cantidad de agua remanente en la torta es relativamente baja. Seguidamente, la torta sale de la unidad secundaria y entra en el dispositivo de evacuación.

b) Filtro prensa de banda:

El filtro prensa de banda consiste en dos bandas continuas colocadas una sobre la otra (ver **FIG 2.8**). El proceso consta de tres zonas. En la primera, el lodo acondicionado pasa a través de la zona de drenaje donde se realiza la deshidratación por acción gravitatoria.

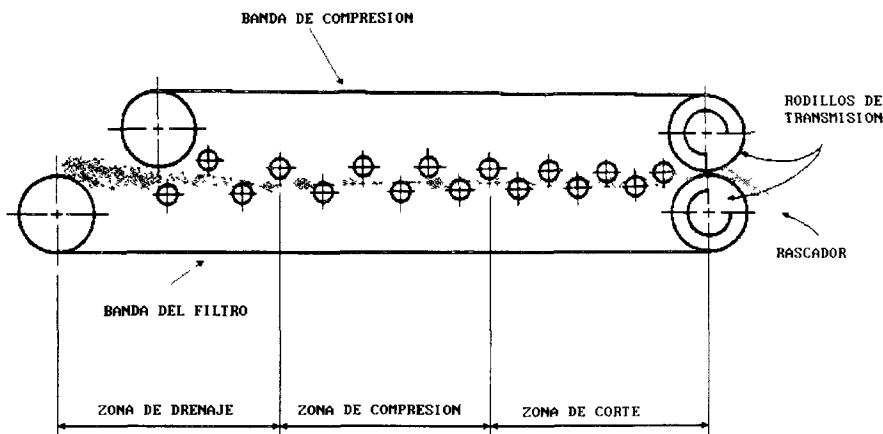


Fig. 2.8 Filtro prensa de banda

A continuación, el lodo entra en la zona de compresión donde se le aplica una presión por medio de rodillos de corte, exponiéndolo a esfuerzos cortantes para llevar a cabo la deshidratación final. El lodo deshidratado es, seguidamente, extraído por medio de un rascador.

Contenido	Notas
-----------	-------

c) Sistema de deshidratación capilar:

En el esquema de deshidratación capilar, el lodo químicamente acondicionado se distribuye uniformemente sobre una banda donde se drena el agua libre, con lo que aumenta la concentración de sólidos en un 25%. A continuación, la banda entra en contacto con otra banda capilar (FIG 2.9), produciéndose la deshidratación por acción capilar de esta última, extrayendo el filtrado en varios puntos de esta zona.

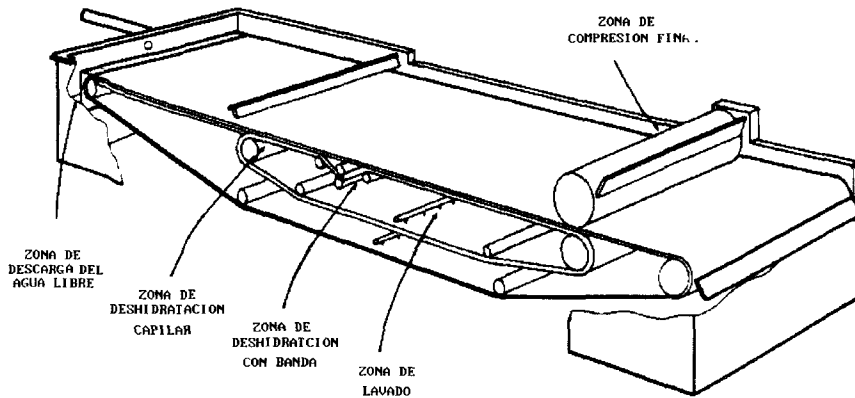


Fig. 2.9 Unidad de deshidratación capilar

A continuación, el lodo es transportado hasta la zona de compresión última donde tiene lugar la deshidratación final. La torta del lodo es entonces arrancada de la banda por medio de un rascador. La tela es lavada a continuación y el ciclo comienza de nuevo.

Contenido	Notas
<p>d) Concentración mediante el filtro rotativo por gravedad:</p> <p>El proceso de concentración rotativo por gravedad consta de dos celdas independientes formadas por unas telas filtrantes de nylon de malla fina (FIG 2.10). La deshidratación se produce en la primera celda y la formación de la torta en la segunda. De la primera, se drena el líquido del lodo obteniendo, por la acción rotatoria, una torta de bajo contenido de humedad.</p> <p>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 precise una deshidratación más completa es necesario utilizar una prensa de rodillos múltiples, la cual consiste en dos cintas sin fin.</p> <p>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.</p>	

Contenido	Notas
-----------	-------

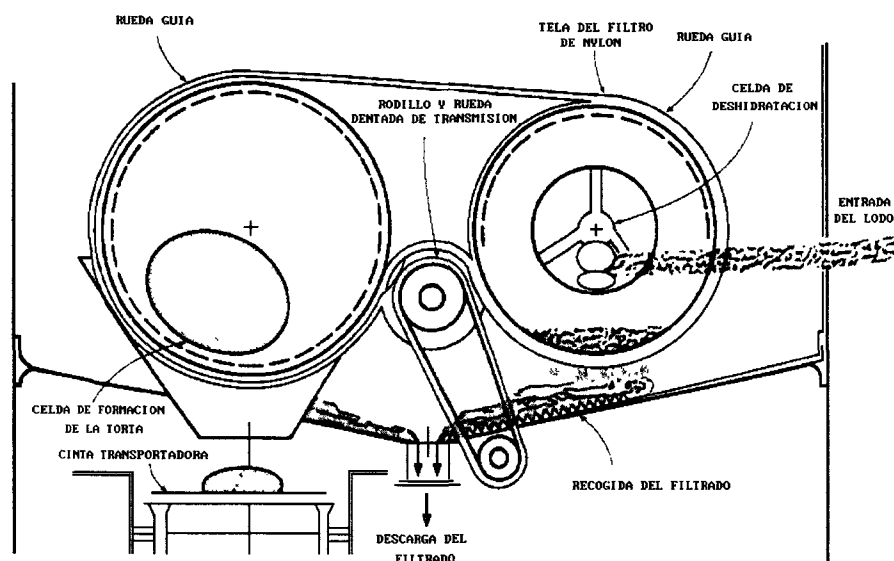


Fig. 2.10 Concentrador rotativo por gravedad

2.4.5 Centrifugación

La centrifugación es un proceso empleado para el espesado de lodos desde 1920. La centrífuga de discos es la unidad que más frecuentemente se usa para espesar los lodos provenientes del tratamiento de las aguas residuales.

Su funcionamiento se basa en la separación sólido-líquido por diferente densidad y espesamiento de lodos, sometiéndolos a fuerzas centrífugas de hasta 5,000 veces la gravedad.

La elección de la centrífuga a usar debe estar basada en el estudio del lodo a desecar y en la práctica en este tipo de secado. La selección se realiza con base en el tipo de sólidos, consumo de coagulantes, caudal tratable y concentración de la torta de descarga.

Contenido	Notas
<p>Para aguas residuales, hay tres tipos fundamentales de centrífugas que son:</p> <p>a) Centrífugas de cesta</p> <p>Estas centrífugas suelen ser pequeñas, usándose incluso en algunos casos para hacer pruebas piloto. La carcasa tiene un diámetro entre 0.3 y 1.20 m.</p> <p>Las centrífugas de cesta operan normalmente entre 1,000 y 1,300 g (fuerza de gravedad), aumentando la concentración de la torta y la clarificación del líquido centrifugado al incrementar la aceleración de la máquina. Sólo admiten caudales de tipo medio y dan como resultado una gran recuperación de sólidos normalmente sin coagulante.</p> <p>Una de las características de este tipo de centrífugas son las rastras automáticas para la eliminación de la torta colocadas en el interior de la cesta. También cuentan con indicadores de espesor de torta, colador del líquido centrifugado y una descarga para mantener el anillo líquido dentro de la centrífuga.</p> <p>Estas centrífugas son discontinuas, teniendo que interrumpirse el trabajo durante unos minutos para la descarga de la torta.</p> <p>El ciclo completo de centrifugación varía entre 6 y 30 min.</p>	

Contenido	Notas
<p>La recuperación de sólidos del 90% o más permiten obtener concentraciones de sólidos de 16-25% para lodo primario crudo y digerido, 18-26% para lodo activado con primario y 12-15% para lodos activados.</p> <p>Los caudales a tratar en estas centrífugas son pequeños al ser discontinuas y tener que parar para extraer la torta. El caudal máximo por ciclo no suele sobrepasar los 180 l/min siendo la concentración de la torta, del 10 al 20% en sólidos totales. El consumo de energía eléctrica es bajo.</p> <p>b) Centrífugas de tornillo sinfín</p> <p>Este tipo de centrífuga es el más usado en la actualidad para lodos de aguas residuales industriales ya que admite grandes cantidades de sólidos en suspensión, y elimina en forma continua la torta. Por lo tanto, al no tener que parar la máquina, los caudales que se pueden tratar son grandes.</p> <p>La aceleración de estas máquinas varía de 2,000 a 4,500 g, mostrándose un esquema de las mismas en la FIG 2.11. En ésta se pueden distinguir las dos posibilidades que existen en cuanto al sentido del recorrido de la torta y del líquido centrifugado. Independientemente, existe la posibilidad de que la alimentación - además de ser central como se indica en la FIG 2.11- sea también tangencial.</p>	

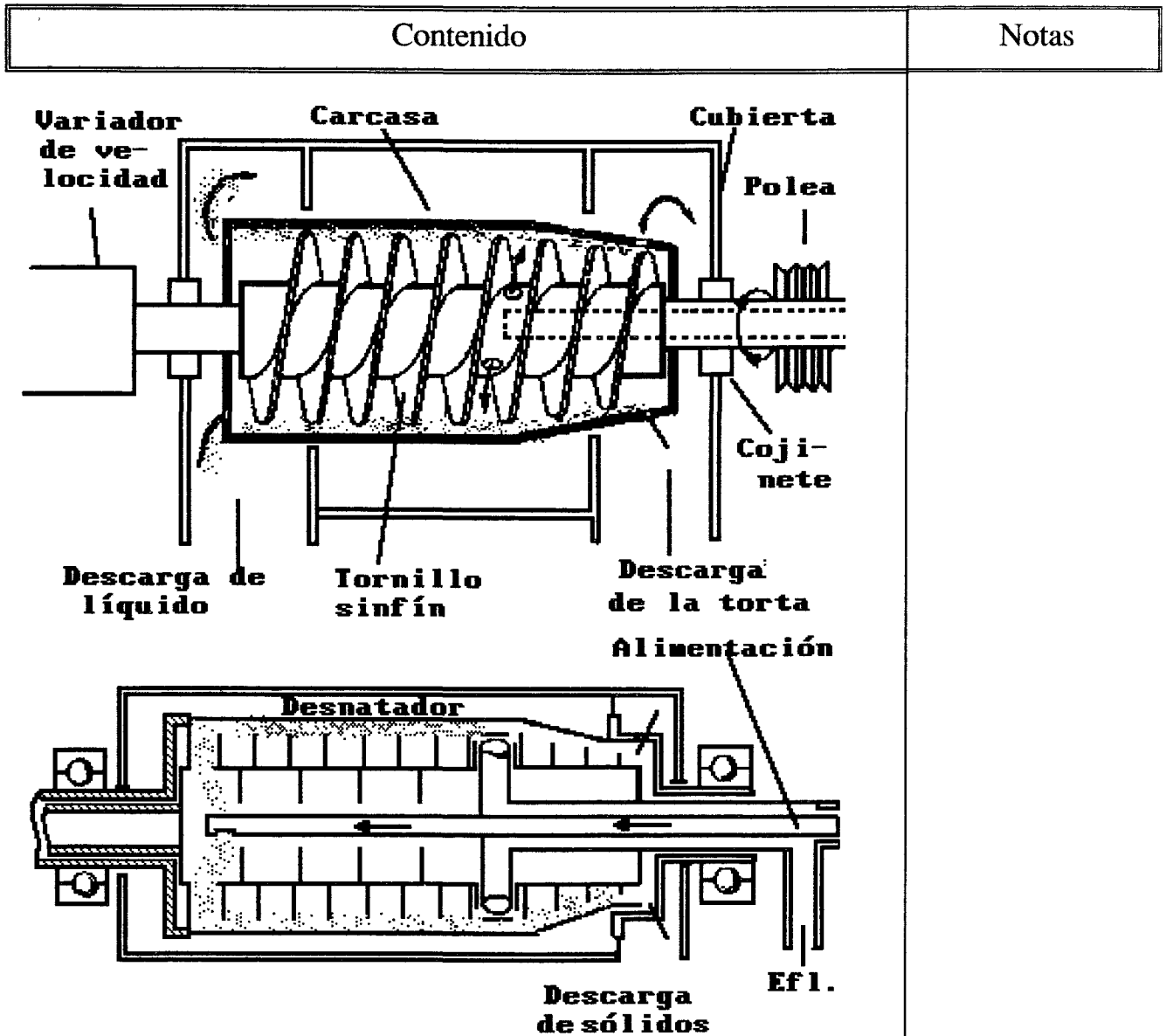


Fig. 2.11 Esquema de centrífuga de tornillo sinfín.

El movimiento de la cesta y el del tornillo sinfín son independientes, existiendo la posibilidad de que ambos sean movidos por un sólo motor y la transmisión a la cesta sea mediante poleas, o lo sean por motores autónomos.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>El tornillo sinfín debe estar protegido por un dispositivo diferencial que se dispara parando instantáneamente la máquina ante cualquier sobrecarga.</p> <p>La cesta va cubierta por una carcasa para eliminar olores y ruidos. Esta es, además, un elemento de seguridad para evitar accidentes durante el funcionamiento.</p> <p>Aparte de la variación del campo de aceleración, se puede ajustar la altura del anillo líquido del centrifugado para obtener una mayor clarificación del mismo.</p> <p>En la configuración interior, la relación entre la parte cilíndrica y cónica, y el ángulo de la misma (entre 5° y 10°), afectan grandemente a la descarga de la torta. Por este motivo, dichos conceptos son objeto de estudios exhaustivos por cada fabricante.</p> <p>Es común el empleo de polielectrolitos en este tipo de centrífugas, ya que aumentan la concentración de la torta y eliminan finos en el líquido centrifugado. La dosificación de estos polielectrolitos se hace en una concentración del 0.1 a 0.2% y el punto de aplicación puede estar antes de la entrada a la centrífuga o dentro de ella. La cantidad de polielectrolito que se puede llegar a dosificar (para lo cual hay que calcular el sistema de dosificación del mismo) es de 5 kg por tonelada de sólidos secos introducidos en la centrífuga.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>La pieza más sensible de estas máquinas es el tornillo sinfín que debe ser revisado cada seis meses de funcionamiento.</p> <p>c) Centrífugas de discos</p> <p>Estas centrífugas son aconsejables para la concentración de lodos activos y, en general, para lodos de partículas muy finas, como pueden ser los resultantes de la floculación con alúmina de las aguas potables y residuales. No son aconsejables para lodos fibrosos.</p> <p>Con estas centrífugas se pueden manejar grandes caudales con relativa eficacia en el líquido clarificado. Dados sus grandes campos centrífugos, que pueden llegar hasta los 8,000 G; es posible usarlas para separar emulsiones.</p> <p>La centrífuga de discos está suspendida por un eje vertical y cubierta por una carcasa protectora. Además, cuenta con un motor apropiado que puede estar en la parte superior o en la inferior y es soportado por un bastidor. En la parte superior de la carcasa esta la salida del líquido centrifugado mientras que por la inferior la de la torta de sólidos.</p> <p>Las dimensiones más comerciales de estas centrífugas varían desde 20 a 80 cm para el diámetro de la carcasa que contiene los discos. Generalmente, la construcción de estas máquinas se hace en acero inoxidable, para eliminar la corrosión.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>La aplicación fundamental de este tipo de centrífugas es la concentración del lodo activo sin mezcla de lodo primario y con bajas concentraciones, de 0.3 a 1.0% en sólidos en suspensión. Otro uso importante, es la separación de aceites de emulsiones acuosas en refinerías.</p> <p>En la instalación de estas máquinas es muy aconsejable la colocación de rejillas o dilaceradores con objeto de evitar posibles obstrucciones. Un sistema eléctrico desconecta el motor de accionamiento en cuanto hay sobrecargas.</p> <p>Otro punto de gran interés es la sequedad de la torta de lodos y su posterior manejo en función de los equipos existentes. Por último, siempre se debe considerar el costo de las máquinas y de los equipos auxiliares como, por ejemplo, el sistema de dosificación de polielectrolitos.</p> <p>Como resumen, se presentan en la TABLA 2.8, los rendimientos normales para aguas residuales.</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

Tabla 2.8 Rendimientos típicos de centrifugas

Tipo de centrifuga	Tipo de Lodo	Sólidos Recuperados (%)	Sólidos en la torta (%)	Adición de reactivos (kg/t)*
Sinfín	Primario	65 - 80	30 - 35	0
Sinfín	Primario	80 - 95	25 - 35	1 - 4
Sinfín	Primario digerido	75 - 85	30 - 35	0
Sinfín	Primario digerido	80 - 95	22 - 30	1 - 4
Sinfín	Primario y secundario	50 - 70	18 - 22	0
Sinfín	Primario y secundario	80 - 95	15 - 20	2 - 6
Cesta	Primario y secundario	90 - 97	11 - 14	0
Sinfín	Primario digerido y secundario	55 - 70	23 - 30	0
Sinfín	secundario	80 - 95	20 - 25	2 - 5
Sinfín	Primario digerido y secundario	85 - 95	5 - 15	4 - 7.5
Cesta	secundario	90 - 95	9 - 11	0
Disco	Secundario	85 - 90	5 - 7	0
Sinfín	Secundario	80 - 90	10 - 18	3 - 10
Cesta	Secundario	90 - 95	9 - 12	0
Sinfín	Aerobio digerido	55 - 70	40 - 60	0
Sinfín	Aerobio digerido	80 - 95	15 - 30	0.5 - 2.5
Sinfín	Primario con cal	35 - 70	55 - 70	0
Sinfín	Primario con cal	60 - 90	40 - 60	0
Sinfín	Terciario con cal	90 - 100	35 - 50	1 - 4
Cesta	(fosfatos)	90 - 95	8 - 20	0
	Ablandamiento con cal			
	Ablandamiento con cal			
	Floculación con alumbre			

* Kg de polímero añadido por tonelada de sólidos secos alimentados

2.5 TRATAMIENTO TÉRMICO

2.5.1 Oxidación húmeda (acondicionamiento térmico)

El acondicionamiento térmico, se efectúa mediante calentamiento del lodo durante un corto período de tiempo y bajo una determinada presión. Como consecuencia de este proceso la estructura del lodo varía, perdiendo a la vez agua libre y agua unida a su estructura y quedando prácticamente sin olor y esterilizado.

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>El lodo sometido a este tratamiento no necesita acondicionamiento químico para un secado efectivo mediante filtro de vacío o centrífuga.</p> <p>El lodo se precalienta al pasar por un cambiador de calor antes de entrar en el reactor en el que la temperatura se eleva alrededor de 200°C con una presión entre 10 y 15 atm.</p> <p>El tiempo normal de permanencia del lodo en el reactor varía de 20 a 60 min. Este intervalo es importante pues influye en la transformación de los componentes del lodo.</p> <p>A la salida del reactor, por donde se descargan los lodos, se encuentra un cambiador de calor para recuperar parte del mismo. Posteriormente, los lodos se envían a un tanque de espesado de donde sale con una concentración del 30-50% de sólidos y pasa directamente a un filtro de vacío con rendimiento dos a tres veces superior al normal en los procesos que no llevan acondicionamiento térmico.</p> <p>En la TABLA 2.9 se indican las características del secado de lodos con tratamiento térmico y en la FIG 2.12 se muestra un esquema completo de la oxidación húmeda.</p> <p>La concentración de estos lodos, una vez secados sin necesidad de acondicionamiento químico, será del 30 al 50% de</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
-----------	-------

sólidos, dependiendo del grado de oxidación efectuado en el acondicionamiento térmico.

Este proceso puede maximizar la oxidación al aumentar presión y temperatura. Este sistema se conoce como oxidación húmeda.

Tabla 2.9 Secado de lodos con tratamiento térmico

Equipo	Concentración de la torta % sólidos totales	Porcentaje de sólidos hidrolizados	Incremento de la capacidad de secado respecto a la de los sistemas sin tratamiento térmico
Filtración al vacío	35 - 45	95	200 - 300
Centrífuga	40 - 55	80 - 90	200 - 300
Filtro prensa	50 - 65	100	200 - 300

En los procesos de acondicionamiento térmico, los lodos se espesan después de salir del reactor. El sobrenadante que resulta del espesamiento **-debido a su gran índice contaminante que puede llegar a las 4,500 mg/L de DBO₅-** debe ser introducido poco a poco en la entrada del tratamiento o tratado por separado.

Contenido	Notas
-----------	-------

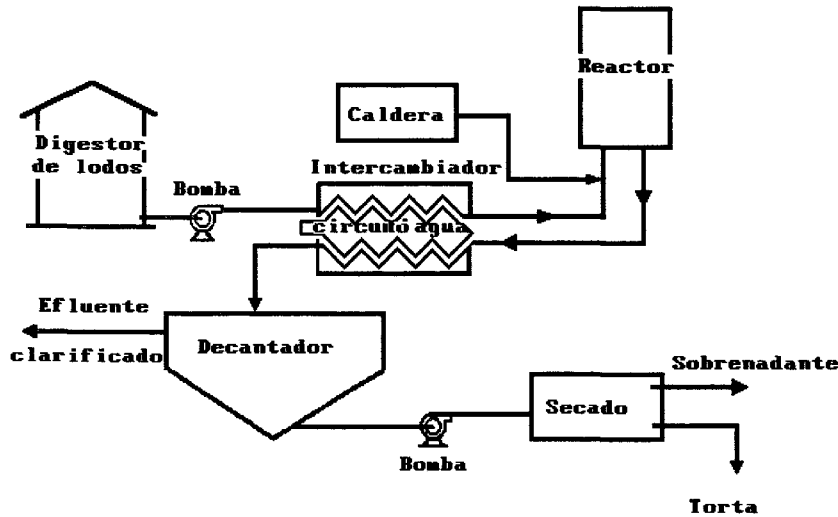


Fig. 2.12 Esquema general de un sistema de acondicionamiento térmico

2.5.2 Incineración

La incineración se utiliza para convertir la torta de lodos secos o desaguados en una ceniza inerte. Este proceso no es muy utilizado ya que es complejo y requiere personal especializado. Además se debe tener en cuenta que si el proceso no opera correctamente se provocarán problemas de contaminación atmosférica.

En general el contenido de sólidos del lodo que se alimenta al incinerador debe ser mayor al 15 %, ya que los incineradores tienen una capacidad de evaporación del agua limitada. Por otra parte si el nivel de humedad es alto la mayor parte de la energía calorífica se destina a la evaporación del agua, en consecuencia la eficiencia del proceso disminuye y se elevan los costos del

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>tratamiento, ya que se requiere mayor cantidad de combustible para cremar a los desechos sólidos.</p> <p>Todo equipo de incineración cuenta con un lavador de gases y de partículas, el agua con estos productos se debe regresar a la entrada de la planta.</p> <p>La ceniza resultante será de aproximadamente el 10% del peso seco de los lodos, es decir, si se produce una tonelada de lodo con una concentración de sólidos del 20% (200 kg de sólidos en base seca), se obtendrán unos 20 kg de cenizas.</p> <p>2.6 DISPOSICIÓN FINAL</p> <p>Después de haber tratado los lodos de desecho y reducido su volumen, es necesario disponer de ellos. Existen varios métodos de disposición final (ver FIG 2.1).</p> <p>Antes de poder enviarlos a la aplicación o sitio de disposición final, es necesario que aprueben el análisis CRETIB, ya que de acuerdo con la legislación mexicana los lodos de desecho son un residuo peligroso, si no cumplen con el CRETIB entonces será necesario mandarlos a un confinamiento especial. Actualmente, sólo funciona uno en el país y se localiza en el estado de Nuevo León. En general, si se trata de lodos provenientes de una planta que trate aguas municipales, o bien, para aguas industriales si no hay presencia de metales pesados, el lodo al recibir un</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

Contenido	Notas
<p>tratamiento adecuado (por ejemplo digestión o composteo) no tendrá problemas para cumplir con la normatividad.</p> <p>El destino final de los lodos dependerá del tratamiento que haya recibido y de la posibilidad de aplicarlo en usos definidos y que se encuentren en la cercanía de la zona donde se producen. Si esto último no es viable, su destino final será el relleno sanitario.</p> <p>Para aplicaciones en el suelo es necesario que no vaya a impactar negativamente en las características del mismo, por ejemplo será necesario verificar el índice de absorción de sodio y determinar si es apto para agregarse en determinados tipos de suelo.</p> <p>En el caso del composteo, es necesario crear el mercado para el subproducto o bien disponerla en tierras de labranza.</p> <p>El vertido al océano de los lodos (tratados o sin tratar) ya no está permitido en el país.</p> <p>La acumulación de lodos tratados en embalses o lagunas puede ser una solución momentánea, la carga de sólidos volátiles no debe ser mayor a $0.25 \text{ Kg/m}^2 \cdot \text{d}$ y debe haber suficientes lagunas o embalses para permitir que cada uno de los embalses salga de funcionamiento (no reciba mas lodos) por un período de seis meses. A la larga, el lodo acumulado en el fondo, tendrá que ser</p>	

TRATAMIENTO DE LODOS DE DESECHO

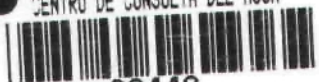
Contenido	Notas
<p>extraído y enviado a un relleno sanitario, o bien, disponerse en el suelo.</p>	

Alternativas de tratamiento de aguas residuales se terminó de reimprimir en el mes de noviembre de 2000 en los talleres de Impresión y Diseño. La edición consta de quinientos ejemplares.



IMTA

CENTRO DE CONSULTA DEL AGUA



39448



SECRETARIA
DE MEDIO AMBIENTE
RECURSOS NATURALES Y PESCA



IMTA

CENTRO DE CONSULTA DEL AGUA



39448