



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

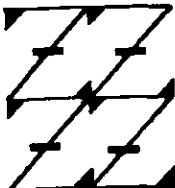
DISEÑO DE UNA PLANTA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR UNA UNIDAD HABITACIONAL

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE: INGENIERO QUIMICO PRESENTAN:

MA. EUGENIA VILLASENOR CRUZ PEDRO MARTINEZ MARTINEZ

UNAM FES ZARAGOZA



LO HUMANO ES DE NUESTRA REFLEXION

MEXICO, D. F.

OCTUBRE DEL 2000



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
SISTEMA DE
MÉXICO

JEFATURA DE LA CARRERA
DE INGENIERIA QUIMICA

OFICIO: FESZ/JCIQ/009/99

ASUNTO: Asignación de Jurado

C. MARIA EUGENIA VILLASEÑOR CRUZ Y
PEDRO MARTINEZ MARTINEZ
Presente

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado para el Examen Profesional, le comunico que la Jefatura a mi cargo ha propuesto la siguiente designación:

- Presidente:* Q. Carlos Salvador Valadez Sánchez
- Vocal:* Q. María Guadalupe Miranda Jimeno
- Secretario:* I.Q. Andrés Aquino Canchola
- Suplente:* I.Q. Antonio Avalos Ramírez
- Suplente:* I.Q. Mario Barroso Moreno

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
México, D.F., 16 de Febrero de 1999

EL JEFE DE LA CARRERA

I.Q. ARTURO E. MÉNDEZ GUTIÉRREZ

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestro director de tesis I.Q Andrés Aquino Canchola por todas las facilidades otorgadas para realizar este trabajo.

A nuestros sinodales: Q. María Guadalupe Miranda Jimeno, Q. Carlos Salvador Valadez Sánchez, I.Q. Mario Moreno Barroso e I.Q. Antonio Avalos Ramírez por haberlo enriquecido.

A nuestros padres: Ignacia Cruz Flores, Javier Villaseñor Martínez y Ofelia Martínez Mendoza, Alfonso Martínez Rivera por habernos forjado como personas guiando nuestros primeros pasos.

Y a todos aquellos maestros que sembraron en nosotros el deseo de hacer nuestro el conocimiento y de buscar nuestra superación personal.

Maru y Pedro

Este trabajo esta dedicado a nuestros hijos;

Pedro Ivan Martínez Villaseñor

y

Luis Eduardo Martínez Villaseñor

Que son la alegría y el motivo más importante de nuestra vida, por quienes todos los días intentamos ser mejores.

Esperamos que siempre valoren al agua como el compuesto más preciado que existe en la tierra.

Con amor,
Maru y Pedro

**DISEÑO DE UNA PLANTA PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR UNA UNIDAD
HABITACIONAL**

María Eugenia Villaseñor Cruz
Pedro Martínez Martínez

INDICE

	pagina
Resumen	1
Objetivos	2
CAPITULO 1: NORMATIVIDAD DEL AGUA	
Introducción	3
1.0 Situación actual del agua en el D.F	4
1.1 Explotación actual	6
1.2 Legislación	10
CAPITULO 2 : CARACTERISTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	
2.0 Problemática	18
2.1 Características de las aguas a tratar	18
2.2 Principales contaminantes en el agua	27
2.3 Microbiología	29
2.4 Efectos sobre la salud	30
2.5 Análisis del agua residual	30
2.6 Calidad del agua requerida para diversos usos	31
CAPITULO 3: TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES	
3.0 Bases para los tratamientos	33
3.1 Tratamientos primarios	33
3.2 Tratamientos secundarios	43
3.3 Tratamientos terciarios	55
3.4 Tratamiento de lodos	65

CAPITULO 4: BASES DE DISEÑO

4.0 Criterios para el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales	73
4.1 Principales contaminantes y su tratamiento	75
4.2 Generalidades del proceso convencional de los lodos activados	77
4.3 Recomendaciones generales	78
4.4 Estimación de la población y servicios de la unidad habitacional	79
4.5 Estimación del flujo de diseño	80
4.6 Definición de símbolos utilizados	81
4.7 Descripción del proceso de los lodos activados	82
4.8 Diagrama del Proceso de lodos activos	86
4.9 Principales parámetros del diseño	86
4.10 Definición del parámetro Y^*	87
4.11 Definición del parámetro a	87
4.12 Definición del parámetro Y (metabolismo celular)	88
4.13 Determinación de la velocidad de consumo de sustrato	89
4.14 Parametros de diseño correspondientes a la respiración endógena	89
4.15 Balances de materia	91
4.16 Calculo del tiempo de residencia en el reactor	100
4.17 Neutralización	101
4.18 Consumo de nutrientes	101
4.19 Estimación de la temperatura de operación del reactor	103
4.20 Estimación de la potencia requerida	105
4.21 Efectos de la temperatura de la balsa de aireación sobre otros parámetros biocineticos	106

4.22 Balance de materia de los sólidos no volátiles en suspensión	107
4.23 DBO total del efluente en las plantas de lodos activos	108
4.24 Procedimiento de diseño para la planta	108
4.25 Resumen de las ecuaciones de diseño	111
CAPITULO 5: MEMORIA DE CALCULOS	
5.0 Memoria de calculos	114
5.1 Datos generalidades	114
5.2 Procedimiento de diseño	114
5.3 elección de los aireadores	121
5.4 Diagrama de flujo de la planta de lodos activos	123
5.5 Corte esquemático de la planta	124
5.6 Canal de rejillas	125
5.7 Sedimentador secundario	128
5.8 Desinfección del agua proveniente de la planta	132
5.9 Tratamiento de lodos	134
Conclusiones	137
Glosario	138
Bibliografía	140

CAPITULO 1
NORMATIVIDAD DEL AGUA

RESUMEN

El presente trabajo da un panorama general de la normatividad existente en el país y más específicamente de la zona Metropolitana, en cuanto a los límites permisibles en las descargas de las aguas, sus contaminantes y principales métodos de tratamiento.

Ante la creciente problemática de abastecer de agua potable a la Ciudad de México, aunado a ello un uso irracional de la misma, la contaminación y la creciente explosión demográfica, tenemos un problema latente que en cualquier momento podría salir de control. Por lo que la contaminación del agua en el valle de México es grave y tiende a empeorar debido a la sobre explotación de los mantos acuíferos y la contaminación de los mismos, debido al mal estado de los drenajes domésticos e industriales permitiendo que los contaminantes penetren por infiltración a través de las capas del subsuelo contaminando los mantos freáticos.

Ante esta problemática, es necesario plantear alternativas de solución, y resulta factible hacerlo en las futuras urbes de concentración humana como las unidades habitacionales: En estos lugares es donde se deben echar a andar nuevos proyectos ecológicos, en donde se deberá tener en cuenta un uso eficiente del agua, para disminuir el consumo de agua potable en servicios en donde el agua tratada es una buena opción. Bajo esta óptica se presenta el proyecto de una planta de tratamiento de aguas residuales por el método de lodos activos para una unidad habitacional donde vivirán 200 familias aproximadamente. Pretendiendo con ello disminuir el consumo de agua potable y el aprovechamiento de las aguas residuales.

El proceso de lodos activos es conveniente para este tratamiento ya que los contaminantes presentes en las aguas domésticas son en su mayoría orgánicos biodegradables siendo este proceso recomendado para removerlos. Otra ventaja que presenta este diseño es que existe confiabilidad en los resultados ya que es iterativo dando un diseño más real. Este tratamiento logra en las aguas negras domésticas una remoción del 90 al 95 % de la DBO.

La caracterización de las aguas residuales de la unidad habitacional se tomo de la literatura, el gasto a tratar fue de $100 \text{ m}^3/\text{d}$. Utilizando para ello un reactor biológico de 15 m^3 de capacidad, seguido de un sedimentador secundario y un tanque de cloración con un digestor aerobio para el tratamiento de los lodos.

OBJETIVOS

Debido a la política actual de protección y cuidado del medio ambiente, es necesario tomar medidas que ayuden al reuso eficiente del agua, en una unidad habitacional.

1. Revisar la situación actual del agua en nuestra entidad, así como su normatividad.
2. Determinar la calidad de los efluentes generados por la unidad habitacional.
3. Seleccionar de entre los diferentes procesos que se utilizan para el tratamiento de aguas negras, uno que sea viable para las características requeridas de las aguas a tratar, así como los lodos generados de estas.
4. Proponer un diseño para el tratamiento de las aguas residuales generadas por la unidad de acuerdo a la normatividad existente.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población que ha tenido el país en los últimos años, así como la falta de recursos para el control de la contaminación, ha tenido como consecuencia un impacto ambiental negativo sobre los cuerpos de agua, los cuales reciben aguas negras sin previo tratamiento a su descarga, siendo estas aguas en su mayoría provenientes de asentamientos humanos. Estas contienen desechos fecales, detergentes, sólidos suspendidos, grasas, nitratos etc. los cuales son el medio adecuado para la proliferación de microorganismos, los cuales consumen el oxígeno que se encuentra en los ríos, mares o cualquier otro cuerpo receptor, poniendo así en riesgo la vida de especies acuáticas, las cuales mueren o en su defecto se ven obligadas a emigrar a otros lugares. Por otra parte estas aguas al no tener un tratamiento adecuado no pueden ser aprovechadas en otras actividades productivas.

La contaminación del agua también tiene efectos nocivos para la salud del hombre, ya que esta causa un número mayor de enfermedades que cualquier otra influencia ambiental. Por lo que se hace necesario en la actualidad tomar conciencia del problema y buscar tecnologías que nos permitan tener un equilibrio ecológico y ambiental, con lo que las plantas de tratamiento de aguas residuales vienen a ser una solución real con los todos los beneficios que esto implica.

Si bien es cierto que la industria en nuestro país tiene un considerable impacto en cuanto a contaminación ambiental, también es cierto que la ciudadanía en términos generales contribuye en el aumento día con día de la contaminación. En lo concerniente a contaminación de agua todos contaminamos grandes cantidades de agua en el hogar sin que nadie nos diga nada y sin hacer nada al respecto, ya que la normatividad "vigila las descargas de la industria" más no las domesticas. No es fácil crear conciencia en las personas pero se puede empezar por los nuevos proyectos de viviendas en nuestro país y más específicamente en la zona metropolitana.

Hoy en día los espacios existentes para futuras viviendas cada vez son más escasos por lo que las unidades habitacionales están a la orden del día. Pues bien es ahí en donde se pueden implementar plantas de tratamiento de agua, para que la población comience realmente a involucrarse en el cuidado y reuso del agua. Fomentando con ello una nueva cultura de aprovechamiento del agua y ¿por qué no? En un futuro hacer obligatorio el implemento de las mismas.

1.0 SITUACION ACTUAL DEL AGUA EN EL D.F.¹

En la zona metropolitana de la ciudad de México viven aproximadamente 18.5 millones de habitantes. De los cuales residen en el Distrito Federal alrededor 8.8 millones, más la población flotante que entra y sale diariamente de esta entidad.

Para atender los requerimientos de agua potable, se suministra un caudal de 59 m³/s, con lo que se alcanza una cobertura mediante tomas domiciliarias del 98% en el Distrito Federal y 90% en los 17 municipios conurbanos del Estado de México. El resto de los habitantes se abastecen a través de carros cisternas y tanques portátiles.

En el Distrito Federal se distribuyen en promedio 35.4 m³/seg, de los cuales el 69% proviene de fuentes subterráneas: 55% del acuífero del valle de México y 14% del Lerma; en tanto que el 31% restante corresponde a fuentes superficiales, básicamente de la cuenca del río Cutzamala.

Por lo que respecta al consumo, el 67% del caudal suministrado es destinado al uso habitacional, el 17% a las industrias y el 16% restante se emplea en los comercios y servicios.

El abasto de agua en la ciudad se logra con una de las infraestructuras más grandes y complejas del mundo desde el punto de vista operativo, construida a lo largo de varias décadas, y una gran inversión acumulada. Tan solo en el Distrito Federal se cuenta con 514 kilómetros de líneas de conducción a 279 tanques de almacenamiento, con capacidad conjunta de 1,700 millones de litros, de donde se distribuye a los usuarios mediante más de 10,700 kilómetros de redes primarias (red secundaria es aquella cuyo diámetros son menores a 0.5 m y en red primaria sus diámetros varían de 0.5 a 1.83 m).

Adicionalmente, se utilizan 227 plantas de bombeo para incrementar la presión en la red y dotar de agua a los habitantes de las partes altas.

Para preservar la calidad del agua, se utilizan 16 planta potabilizadoras, de las cuales 12 funcionan a pie de pozo, y 360 dispositivos de cloración. Asimismo, se efectúan constantes inspecciones sanitarias a las instalaciones del sistema y se lleva a cabo un programa permanente de muestreo, el cual comprende anualmente la realización de más de 50,000 análisis físicos, químicos y biológicos. La secretaria de Salud certifica la calidad del agua suministrada mediante un muestreo complementario, lo que ha permitido obtener anualmente el certificado de calidad del agua en el Distrito Federal desde 1982, fecha en que fue establecido en la ley de salud.

La extracción de agua del valle de México es superior a la que se infiltra. Esto ha provocado abatimientos de los niveles freáticos en algunos sitios hasta de 7

¹ Agua 2000, estrategia para la ciudad de México. Departamento del D.F. 1994

metros en un periodo de 6 años (1986-1992) y la disminución paulatina de los caudales extraídos, lo que ha obligado a crear nuevas políticas de explotación de pozos. Además la explotación puede inducir la degradación de la calidad físico-química del agua en algunas zonas, y en otras, se requiere del saneamiento para evitar la contaminación con aguas residuales, cuyas consecuencias serían incalculables.

Durante la explotación del acuífero se han presentado hundimientos del terreno, en promedio de 10 centímetros anuales, aunque existen valores extremos de 40 centímetros. Los hundimientos afectan al funcionamiento de la infraestructura hidráulica y provocan daños en las edificaciones, que si bien es difícil de evaluar, no por ello deja de ser importante. Para el caso particular del drenaje, han obligado a la construcción de plantas de bombeo e infraestructura compleja y costosa para evacuar las aguas residuales y pluviales.

La infraestructura de agua potable, se caracteriza por su magnitud, complejidad y la necesidad de operarla en forma continua.

La distribución de agua aún no es uniforme en toda la ciudad. Generalmente en zonas de crecimiento desordenado el suministro es problemático y costoso, jugando un papel importante la ubicación de las fuentes de abastecimiento, el derroche del recurso y la falta de infraestructura para conducir mayores volúmenes de agua a las zonas donde se presentan las mayores deficiencias.

El proceso comercial del servicio permanece subsidiado y prevalece una baja eficiencia en la medición, facturación y cobro, que propician el desperdicio del recurso e impide la autosuficiencia en el suministro.

La ciudad de México cuenta con una dotación promedio por habitante de 290 litros diarios de agua potable, en resumen la problemática de esta es principalmente:

- La explotación de la fuente más importante de abastecimiento, el acuífero del valle de México, que genera los hundimientos del terreno que afectan el funcionamiento hidráulico de las redes.
- Por la ampliación de la zona urbana, el sistema hidráulico se ha tomado cada vez más extenso y complejo; además, la distribución de caudales no es uniforme y persiste una actitud de derroche del recurso por parte de los usuarios.
- El servicio de agua potable permanece subsidiado.

1.1 EXPLOTACION ACTUAL

Si se calcula la población con base en las tasas de crecimiento de la zona metropolitana (3.6%), en el año 2000 existirán 21 millones de habitantes. A partir de las dotaciones actuales y para alcanzar una cobertura del 99%, los requerimientos de agua serán de 58.1 m³/seg, lo que representa un incremento de 12.5 m³/seg, la disponibilidad será, en términos generales ligeramente superior a la necesidad.

Sin embargo, de persistir las condiciones actuales en el abastecimiento y comercialización del servicio, en el futuro se agravarán los efectos de la explotación del acuífero, el hundimiento de gran parte de la ciudad; el deterioro en la calidad del agua extraída y la desigualdad en la distribución de caudales. De igual manera se incrementarán los costos de operación y mantenimiento y aumentará el subsidio del servicio, así como el desperdicio del recurso por parte de los usuarios, con lo que disminuirá la cobertura y calidad del mismo.

1.2 ESTRATEGIA DE SOLUCION

Tradicionalmente se había planteado resolver el problema de abastecimiento mediante la incorporación de caudales adicionales provenientes de fuentes externas. En la actualidad, este planteamiento no es suficiente y se requiere además incidir de manera directa en la demanda.

La estrategia para atender los requerimientos de la población se ha basado en el uso eficiente del agua, que tiene como premisa la disminución del consumo sin deterioro del nivel de bienestar y de las actividades productivas de la población, así como de un manejo más eficiente de la infraestructura del sistema.

Para lograr lo anterior se realizan las siguientes acciones.

a) Fuentes de abastecimiento

Con el fin de reducir los efectos colaterales asociados a la explotación del acuífero del valle de México, se debe disminuir el caudal de extracción en la medida que las fuentes externas el valle incorporen caudales adicionales y las acciones de uso eficiente lo permita, de tal forma que en 20 años se logre reducir la extracción actual en 24 m³/seg, para mantener en equilibrio al acuífero. Por otro lado, aún cuando en el D.F. sólo se utiliza agua tratada para el riego agrícola, en el valle de México todavía se requieren 6.0 m³/seg de agua del subsuelo para este fin, lo que contribuye a la explotación del acuífero. A corto plazo se debe eliminar la extracción para este uso y en el caso de ser factible, realizar su reemplazo total por agua residual tratada y analizar en forma constante la viabilidad económica de potabilizar agua residual para ser infiltrada y almacenada en el subsuelo.

b) Mejoramiento de la operación y distribución

Para incrementar la eficiencia en el suministro, se han realizado actividades que permiten operar las redes con mayor flexibilidad, reducir el consumo de energía y aumentar la seguridad en las instalaciones. En el Distrito Federal se ha automatizado el funcionamiento de 128 pozos, 54 rebombes y 50 tanques. Para reducir las pérdidas de agua en la red de distribución, se ha desarrollado un programa de detección y reparación de fugas, lo que ha permitido atender en promedio mensual a 4,000 fugas en el Distrito Federal y 1,800 en el Estado de México.

Dentro del programa de desarrollo de tecnología, se construyó una planta piloto para experimentar procesos no convencionales que permitan la potabilización de aguas subterráneas.

c) Programa de instalación de muebles sanitarios y accesorios de bajo consumo de agua

Este programa se inició en el Distrito Federal en 1989 y consiste en la sustitución de muebles sanitarios convencionales, que usan en promedio 16 litros por descarga, por muebles de bajo consumo que solamente requieren de 6 litros. Se han sustituido 640 mil muebles, lo que representa un ahorro de 128 millones de litros diariamente; durante 1993 se inició la tercera etapa en las casas habitación y para finales del 2000 se concluirá un ahorro de 400 millones de litros diarios, lo que representa el 13 % del suministro total.

En el Estado de México el programa abarca la sustitución de 1.7 millones de muebles, con lo que se ahorrará 340 millones de litros diariamente.

Al concluir este programa, se habrá logrado disminuir el consumo en 740 millones de litros al día, y a partir del 2000, será posible reducir la dotación promedio diaria para todos los usos de 290 a 203 litros por habitante diariamente.

d) Uso de Agua Residual Tratada.

El uso de agua residual tratada es una medida eficaz para reducir la necesidad de agua potable. Actualmente las 21 plantas de tratamiento que operan en el Distrito Federal producen 6,250 l/seg.

Como parte de la ampliación de infraestructura, se ha concluido el segundo módulo de 75 l/seg con tratamiento terciario de la planta de San Luis Tlaxiátemalco y el tercero y cuarto módulos con capacidad de 1,000 l/seg cada uno de la planta Cerro de la Estrella; además de haberse adicionado el tratamiento terciario para los cuatro módulos de la planta (con capacidad conjunta de 4000 l/seg).

De manera complementaria, como parte del saneamiento básico de las zonas de recarga del acuífero, están en proceso de construcción otras plantas de tratamiento terciario con una capacidad de 170 l/seg en las delegaciones Miguel Hidalgo y Tláhuac.

Para promover un mayor aprovechamiento del agua residual tratada en el Distrito Federal, durante 1990 se concesionó la planta de Acueducto de Guadalupe a los industriales de Vallejo y durante 1991, a los de Iztacalco la planta Ciudad Deportiva. En 1994 se concesionan las plantas San Juan de Aragón y Coyoacán.

En el Estado de México, se producen 300 l/seg de agua residual tratada, básicamente para uso industrial. Además, el proyecto lago de Texcoco cuenta con una planta de tratamiento a nivel secundario de 1,000 l/seg, que se destina fundamentalmente para mantener los niveles del lago Nabor Carrillo, cuya función principal es contribuir a recuperar el equilibrio ecológico en el Valle de México.

En el futuro se deberá aumentar la producción de agua residual tratada para intercambiar más agua potable por agua tratada en las industrias, comercios, servicios y en la agricultura, de tal manera que a largo plazo se alcance el mayor caudal de reuso posible.

El tratamiento terciario de la planta Cerro de la Estrella permitió llevar a cabo la recarga artificial del acuífero con agua de excelente calidad. Así durante 1994 se realizó la recarga de 1000 l/seg a través de lagunas de infiltración, en las estribaciones en la Sierra de Santa Catarina.

En el Distrito Federal se logró incrementar el uso de agua residual tratada mediante la continuación del programa de ampliación y rehabilitación de redes de distribución y las plantas de tratamiento Chapultepec, San Juan de Aragón y Ciudad deportiva. A nivel metropolitano, se están llevando a cabo los estudios y proyectos, en 1996 se inicio la construcción de la planta de tratamiento para el saneamiento integral del Valle de México.

En 1994 entró en operación la tercera etapa del sistema Cutzamala con una aportación de 1,000 l/seg, en tanto que la cuarta etapa se puso en marcha en 1998 con un caudal de 5,000 l/seg, para alcanzar un total por el sistema de 21,000 l/seg.

Además de las acciones señaladas se deberá contar con la participación de los usuarios asumiendo un papel más responsable en el uso racional del agua potable, su preservación, la detección y eliminación fugas intradomiciliares y en el empleo y conservación de aguas pluviales en nuevas edificaciones. En la tabla 1.2.a se da un pronóstico de las necesidades de agua potable, tomando en cuenta una reducción por el uso de agua tratada. En la tabla 1.2.b se estima un pronóstico sobre la disponibilidad de agua potable tomando en cuenta las fuentes de abastecimiento.

TABLA 1.2.a PRONOSTICO DE NECESIDAD DE AGUA POTABLE PARA EL D.F. 1994-2000.²

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
*Población (miles)	8,812.2	8,962.8	9,119.4	9,227.2	9,440.6	9,606.0	9,776.6
Necesidad de agua (m ³ /seg)	39.0	39.4	40.4	41.0	41.8	42.6	43.3
Reducción por el uso de agua residual tratada D.F.	-4.6	-5.2	-6.7	-7.5	-8.3	-8.9	-9.8
Total de agua necesaria (m ³ /seg)	34.4	34.2	33.7	33.5	33.5	33.7	33.5

*Dotación promedio considerando todos los usos: 380 l/hab /día (incluye 10% de fugas en la red, 17% por el uso industrial y 16% en el sector comercio y servicios).

TABLA 1.2.b PRONOSTICO DE DISPONIBILIDAD DE AGUA POTABLE PARA EL D.F. 1994-2000.³

m ³ / s	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Acuífero valle de México	21.7	21.7	21.7	21.7	21.7	21.7	21.7
Acuífero valle de Lerma	4.9	4.9	4.9	4.9	4.9	4.9	4.9
Manantiales, río Magdalena y presas	1.1	1.1	1.1	1.1	1.8	1.8	1.8
Cutzamala etapas 1 y 2	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6
Etapas 3	8.0	8.0	8.0	8.0	9.0	9.0	9.0
Etapas 4					5.0	5.0	5.0
Total Cutzamala	15.6	15.6	15.6	15.6	21.6	21.6	21.6
Total disponible	43.3	43.3	43.3	43.3	50	50	50
Diferencia disponibilidad- necesidad	8.9	9.1	9.6	9.8	16.5	16.3	16.5
Reducción propuesta para el acuífero del valle de México	12.8	12.6	12.1	11.9	5.2	5.4	5.2
Total disponibilidad según reducción	34.4	34.2	33.7	33.5	33.5	33.7	33.5
Diferencia disponibilidad- Necesidad según reducción	0	0	0	0	0	0	0

² Agua 2000, Estrategias para la Ciudad de México. 1995

³ Plan maestro de agua potable, alcantarillado y saneamiento del Edo. de Méx. 1994

1.3 LEGISLACION

La utilización del agua implica una responsabilidad, esto significa que crea derechos y obligaciones entre usuarios, por lo que es necesario establecer el uso de normas jurídicas que regulen su utilización para facilitar el uso racional del agua y minimizar los conflictos que de ello se deriven.

La ley General del Equilibrio Ecológico y protección al Ambiente⁴ tiene como propósito establecer los lineamientos para su aplicación como son:

- Definir los principios de política ecológica general y regular los instrumentos para su aplicación.
- El ordenamiento ecológico.
- La preservación, restauración y mejoramiento del ambiente.
- La protección de las áreas naturales, la flora, y la fauna silvestre y acuáticas.
- El aprovechamiento racional de los elementos naturales de manera que sea compatible la obtención de beneficios económicos con el equilibrio de los ecosistemas.
- La prevención y el control de la contaminación del aire, agua y suelo.
- La concurrencia del gobierno federal, de las entidades federativas y de los municipios la materia.
- La coordinación entre las diversas dependencia y entidades de la administración pública federal, así como la participación corresponsable de la sociedad, en la materia de este ordenamiento.

Esta Ley consta de VI títulos, divididos en dos áreas. De la cual el título cuarto que es el relativo a protección al ambiente consta de siete capítulos, de estos últimos, el capítulo dos es el que trata lo relacionado a la prevención y control de la contaminación del agua y los ecosistemas acuáticos. En él se encuentran los artículos 117 al 133 referentes al tema del agua.

En el artículo 117 fracción IV y V se refiere a la prevención y el control de la contaminación del agua de origen urbano la cual debe recibir tratamiento previo a su descarga para lo que se requiere la participación y corresponsabilidad de la sociedad para evitar la contaminación del agua.

El artículo 122 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al medio Ambiente, nos indica que las descargas provenientes de usos municipales, públicos o domésticos y las de usos industriales o agropecuarios que se descarguen en los sistemas de alcantarillado de la población o en las cuencas, ríos, cauces, vasos y demás depósitos corrientes de agua, así como las que por

⁴ Publicada el 28 de enero de 1988 en el Diario Oficial de la Federación reglamentada en el artículo 27 Constitucional

cualquier medio se infiltren en el subsuelo, deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir:

- Contaminación en los cuerpos receptores.
- Interferencias en los procesos de depuración de las aguas.
- Trastornos, impedimentos o alteraciones en los correctos aprovechamientos o en el funcionamiento adecuado de los sistemas, y en la capacidad hidráulica en las cuencas, causes, mantos acuíferos y demás depósitos de propiedad nacional así como de los sistemas de alcantarillado.

Así mismo La ley de Aguas Nacionales⁵, nos indica en su artículo 2° que Las disposiciones de esta ley son aplicables a todas las aguas nacionales, sean superficiales o del subsuelo.

Facultando la autoridad y administración en materia de aguas nacionales a la Comisión Nacional del Agua (CNA), órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Dentro de las atribuciones de la "Comisión" se establecen las siguientes:

- Formular el programa Nacional Hidráulico respectivo, actualizado y vigilara su cumplimiento.
- Fomentar y apoyar el desarrollo de los sistemas de agua potable y alcantarillado; de saneamiento, tratamiento y reusos de aguas, los de riego o drenaje y los de control de avenidas y protección contra inundaciones.
- Promover el uso eficiente del agua y su conservación en todas las fases del ciclo hidrológico, e impulsar una cultura del agua que considere a este elemento como un recurso vital y escaso.
- Ejercer las atribuciones fiscales en materia de administración, determinación, liquidación, cobro, recaudación y fiscalización de las contribuciones y aprovechamiento que se le destinen.
- Promover, en su caso, realizar la investigación científica y el desarrollo tecnológico en materia de agua, la formación y capacitación de recursos humanos.

También en esta ley esta la jerarquización de los usos a que se destina el agua de la manera siguiente:

⁵ Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de diciembre de 1992.

Título Sexto

Capítulo I Uso público Urbano

Capítulo II Uso Agrícola

- a) Ejidos y comunidades
- b) Unidades de riego
- c) Distritos de riego
- d) Drenaje Agrícola

Capítulo III Uso en generación de energía eléctrica

Capítulo IV Uso en otras actividades productivas como:

- a) Actividades industriales
- b) Acuacultura
- c) Turismo

En materia de prevención y control de la contaminación de las aguas se destacan las siguientes medidas y acciones que la Comisión tiene a su cargo:

- Promover y, en su caso, ejecutar y operar la infraestructura federal y los servicios necesarios para la preservación, conservación y mejoramiento de la calidad del agua en las cuencas hidrológicas y acuíferos, de acuerdo con las Normas Oficiales Mexicanas respectivas y las condiciones particulares de descarga, en los términos de Ley.
- Formular programas integrales de protección de los recursos hidráulicos en cuencas hidrológicas y acuíferos, considerando las relaciones existentes entre los usos del suelo y la cantidad y calidad del agua.
- Establecer el cumplimiento de las condiciones particulares de descarga que deben satisfacer las aguas residuales que se generen en bienes y zonas de jurisdicción federal; de aguas residuales vertidas directamente en aguas y bienes nacionales, o en cualquier terreno cuando dichas descargas pueden contaminar el subsuelo o los acuíferos; y en los demás casos previstos en la Ley General del Equilibrio Ecológico y de la Protección al Ambiente.
- Vigilar, en coordinación con las demás autoridades competentes, que el agua suministrada para el consumo humano cumpla con las normas de calidad correspondiente, y que el uso de las aguas residuales cumpla con las Normas de calidad del agua emitidas para tal efecto.

- Promover o realizar las medidas necesarias para evitar que basura, desechos, materiales, sustancias tóxicas y lodos producto de los tratamientos de aguas residuales, contaminen las aguas superficiales o del subsuelo y los bienes señalados en el artículo 113.⁶

La Comisión Nacional de Aguas (CNA) es la que tiene la responsabilidad de llevar lo concerniente a las descargas de aguas residuales y por lo tanto vigilar las actividades relacionadas con las mismas provenientes de la industria a los cuerpos receptores.

La industria por su parte requiere cumplir varios requisitos con la CNA, siendo primero de éstos el registro correspondiente de descarga de aguas residuales de cada una de las descargas de la empresa. Anteriormente lo otorgaba SEDUE y con anterioridad SARH, ahora lo otorga la CNA.

1.3.1 NORMAS OFICIALES MEXICANAS (NOM).

En 1993 se publicaron 33 Normas Oficiales Mexicanas ver tabla 1.3.1.a referentes a las aguas residuales de giros industriales vertidas en cuerpos receptores; dos más tratan de las características de las aguas residuales para su aplicación en la agricultura; y la restante se refiere a las descargas industriales, agroindustriales y de servicios en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Cabe aclarar que las descargas municipales en los cuerpos receptores no entran en ninguna de estas clasificaciones, es decir no hay una norma específica. Por lo tanto el vertido de aguas residuales de origen urbano o municipal esta normado por las condiciones particulares de descarga, que son establecidas por la CNA.

Las Normas Oficiales Mexicanas vigentes, marcan las características que deben cumplir las descargas. Sin embargo, existe una iniciativa por parte de la CNA para modificar la normatividad por una más flexible. Esto se debe a que no se han logrado las metas, ni en salud pública, ni ambientales a los que se pretendía llegar al emitir estas normas.

Para lograr el acoplamiento entre la realidad y la normatividad la CNA propone sustituir las NOMs en materia de agua, tanto las publicadas como las que se encuentran en proceso de elaboración por tres nuevas normas:

NOM-01 Para las descargas de aguas municipales e industriales a cuerpos receptores. Tiene como objetivo proteger la calidad de las aguas nacionales y posibilitar su uso beneficio. Estará en función a 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. Será complementada con condiciones particulares de descarga.

⁶ Ley de Aguas Naturales, diciembre de 1992.

Los parámetros adicionales estarán en función de los usos del agua y la capacidad de asimilación de dilución del cuerpo receptor. 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 concentración de contaminantes tabla 1.3.1.b.

Tabla 1.3.1.b CRITERIOS DE APLICACIÓN DE LA NOM-01⁸

ETAPA	DESCARGAS INDUSTRIALES		
	DBO ₅ mg/l	DQO mg/l	SST mg/l
Enero 2000	600	1,200	600
Enero 2005	250	500	250
Enero 2010	175	350	175

En la tabla 1.3.1.c se muestra los límites permisibles para contaminantes básicos, tóxicos y patógenos, los cuales están en función de los cuerpos receptores, de la naturaleza del cuerpo y del uso del agua.

Tabla 1.3.1.c LIMITES PERMISIBLES DE LOS CONTAMINANTES EN FUNCION DEL CUERPO RECEPTOR Y USO DEL AGUA NOM-01⁹

CUERPO RECEPTOR	USO DEL AGUA	NIVEL
Ríos	abasto público	B
	riego agrícola	A
Lagos y embalses naturales y artificiales	abasto público	C
	riego agrícola	B
Aguas costeras	recreación	B
	expl. pesquera, navegación y otros usos	A
	estuarios	B
Suelo	acuifero de alta vulnerabilidad	C
	acuifero de baja vulnerabilidad	A

Niveles máximos de contaminantes no definidos, A: básicos, B: tóxicos, C: patógenos

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

Los plazos para cumplir el control y tratamiento de las descargas a los sistemas de alcantarillado se prevee que sea un año antes que los plazos para la NOM-01.

⁸ Revista de Comisión Nacional del Agua, 1996.

⁹ Revista de Comisión Nacional del Agua, 1996.

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. Estas Normas tomarán en cuenta la eficiencia de remoción de los contaminantes por los procesos de tratamiento y la disponibilidad de recursos humanos y tecnológicos; los costos de tratamiento en la finanza de los organismos operadores, industrias y usuarios finales del agua. Su aplicación será gradual para alcanzar las metas de remoción de contaminantes en cierto plazo.

1.3.2 NORMATIVIDAD PARA LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES

La preservación de la calidad y cantidad de agua de ríos y cuencas naturales, requiere de un uso racional del recurso y de un control de las descargas de las aguas residuales, para lo cual la Comisión Nacional del Agua a dividido al país en diferentes zonas para el cobro de derechos por el uso de este recurso; en el caso del la Ciudad de México, la zona 1 es la correspondiente y están obligados a pagar los derechos de descargas de aguas residuales la industria en general con lo que se pretende obligar a las empresas a realizar la construcción de plantas de tratamiento en lugar de pagar por la descarga de aguas residuales fuera de límites. Estos límites establecidos tienen los siguientes valores:¹⁰

Volumen = 3,000 m³ al mes

DQO = 300 mg/l

SST = 30 mg/l

Los dos últimos valores serán aplicables solamente cuando no exista la NOM respectiva a dicha descarga. La empresa tiene que hacer la medición de los parámetros y volumen de sus aguas residuales.

Para el caso de las aguas residuales proveniente de la unidad habitacional no aplica el pago derecho de descarga ya que es de uso domestico, la norma aplicable es la NOM-CCA-031/93 que establece lo limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento a aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal. En la tabla 1.3.2 se muestra dichas especificaciones.

¹⁰ Reglamento del servicio de Agua y Drenaje para el D.F., 1993

TABLA 1.3.2 NIVELES MAXIMOS PERMISIBLES DE EMISION DE AGUAS RESIDUALES (NOM-CCA-031/93). ¹¹

PARAMETROS	PROMEDIO DIARIO (mg/L)	PROMEDIO INSTANTANEO (mg/L)
Temperatura (°C)	-	40 °C (313°K)
PH (unidades de pH)	6-9	6-9
Sólidos sedimentables	5.0	10.0
Grasas y aceites	60.0	100.0
Conductividad eléctrica (micromhos/cm)	5.000	8.000
Aluminio	10.0	20.0
Arsénico	0.5	1.0
Cadmio	0.5	1.0
Cianuros	1.0	2.0
Cobre	5.0	10.0
Cromo hexavalente	0.5	1.0
Cromo total	2.5	5.0
Flúor	3.0	6.0
Mercurio	0.01	0.02
Níquel	4.0	8.0
Plata	1.0	2.0
Plomo	1.0	2.0
Zinc	6.0	12.0
Fenoles	5.0	10.0
Sustancias activas al azul de Metileno	30.0	60.0

Por otra parte debemos de considerar que las políticas del país tendrán que cambiar con el nuevo gobierno, en donde el salvaguardar los recursos naturales del país será una prioridad. También lo será el agua en nuestra entidad, ya que de no ser así, se corre el riesgo de tener grandes problemas de abastecimiento del servicio. Para tal propósito se cuenta con la Ley de equilibrio Ecológico y Medio Ambiente la cual deberá aplicarse a todos, y solo entonces estaremos obligados a cuidar el agua y regresarla a la naturaleza sin contaminantes y en las mejores condiciones posibles.

¹¹ Publicada en el Diario Oficial, 1993

CAPITULO 2
CARACTERISTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

2.0 PROBLEMATICA

Ante la creciente problemática para abastecer agua potable a las ciudades, con frecuencia se plantea el uso de las aguas residuales de uso doméstico y comercial, como una opción para hacer un uso más eficiente del agua. Para tener bases objetivas sobre la conveniencia del uso de las aguas residuales, se ha enfocado este trabajo en una realidad que vive nuestra ciudad, ya que el crecimiento de la población está superando los espacios reservados para asentamientos urbanos, por lo que las unidades habitacionales son cada día la opción para miles de familias que buscan un lugar donde vivir. Estas unidades en su mayoría tienen problemas de abastecimiento de agua potable y si ha esto aumentamos un inadecuado uso racional de la misma, tenemos como consecuencia un problema latente que en cualquier momento podría salirse de control.

La unidad habitacional ecológica para este proyecto es el conjunto residencial Coalacoapan, que estará ubicada en la Delegación Tlalpan en el D.F, esta contará con 200 departamentos. La unidad recibirá agua potable para el uso de los diversos servicios, tales como; sanitarios, regaderas, preparación de alimentos, jardinería, servicios de limpieza en general, etc. Estas aguas se convierten en aguas residuales, por lo que parte de estas se pretende reutilizarlas en; sanitarios, jardinería, lavado de autos y banquetas, con lo que se logrará disminuir el consumo de agua potable lo cual se refleja con un ahorro económico.

Por tal motivo es de suma importancia realizar la caracterización de las aguas a utilizar, y conocer las necesidades en los servicios en que se pretende utilizar el agua tratada para posteriormente plantear el diseño de tratamiento de aguas residuales.

2.1 CARACTERISTICAS DEL AGUA A TRATAR

Es importante que una vez que conozcamos el tipo de contaminación existente en el fluido, se cuente con la caracterización del agua a tratar con el objeto de utilizar el método adecuado de tratamiento, y para ello es preciso mencionar los parámetros que servirán para realizar la misma. En la tabla 2.1 se hace mención de las principales características físicas y químicas presentes en las aguas residuales.

Tabla 2.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA ¹

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS
SÓLIDOS	MATERIA ORGÁNICA
Suspendidos	DBO
Sedimentables	DQO
No sedimentables	
Filtrables	MATERIA INORGÁNICA
Coloidales	Gases
Disueltos	CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS
Temperatura	Protistas
Color	Virus
Olor	Plantas y animales
	Coliformes

2.1.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Las principales características físicas que se desean son; un agua incolora, insípida e inodora, para alcanzar dichas condiciones es necesario conocer las propiedades físicas más comúnmente empleadas para determinar las impurezas tanto en agua pura como en aguas residuales, en la tabla 2.1.1.a se muestran dichas pruebas.

Tabla 2.1.1.a ANÁLISIS COMUNES PARA DETERMINAR IMPUREZAS ²

PRUEBA	DEFINICIÓN	APLICACIÓN
Turbiedad	(unidades nefelométricas de turbiedad)	Estimar la claridad del agua
Sólidos totales	ST	Evaluar el potencial de las aguas residuales para reuso y determinar el proceso más apropiado para su tratamiento.
Sólidos Totales volátiles	STV	
Sólidos Suspendidos	SS	
Sólidos Suspendidos volátiles	SSV	
Sólidos disueltos Totales (ST-SS)	SDT	Las pruebas de SDT evalúan la adecuación de las fuentes de agua para uso municipal, industrial o agrícola.
Sólidos Sedimentables	SSe	Determina sólidos que sedimentan por acción de la gravedad, se utiliza para diseñar sedimentadores
Color	Varios matices de amarillo, café claro, gris y negro.	Para detectar la presencia de agentes colorantes naturales y sintéticos. Para evaluar la condición del agua residual.
Olor	Con. Umbral mínima de olor detectable (CUMOD).	Para evaluar problemas de olores
Temperatura	°C	Para diseñar y operar sistemas de tratamiento biológico y determinar la concentración de saturación de gases.

¹ Barnstead Company. Procesos de purificación del agua. 1974

² Martínez P. Características de las aguas residuales, UNAM. 1992

Los sólidos pueden clasificarse según su tamaño y estado en; sedimentables, suspendidos, coloidales o disueltos. Los sólidos disueltos totales (SDT) se deben a material soluble, 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 de poro efectivo. Los sólidos sedimentables son aquéllos que por efecto de gravedad se depositan en el fondo de un recipiente (cono Imhoff) al cabo de 1 hora. Se determinan como la diferencia entre los SS en el sobrenadante y los SS originales de la muestra.

En resumen las aguas residuales de tipo municipal están constituidos por aproximadamente 99.9 % de agua y 0.1 de residuos sólidos y de estos del 40-70 % son de origen orgánico y son los responsables de las características desagradables del agua residual, tales como color, olor y apariencia, además de que constituyen la fuente de alimentos de los microorganismos patógenos existentes. En la tabla 2.1.1.b se muestra la composición de sólidos presentes en las aguas residuales domesticas.

Tabla 2.1.1.b COMPOSICION DE LOS SÓLIDOS CONTENIDOS EN UN AGUA RESIDUAL DOMESTICA (cifras en ppm)³

Sólidos Totales 600	Sólidos suspendidos 200	Sólidos sedimentables 120	Orgánicos	90
			Inorgánicos	30
	Sólidos coloidales 80	Orgánicos	55	
		Inorgánicos	25	
	Sólidos Disueltos 400	Sólidos Coloidales 40	Orgánicos	30
			Inorgánicos	10
	Sólidos Disueltos 360	Orgánicos	125	
		Inorgánicos	235	

2.1.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL AGUA

Las características químicas tienden a ser más específicas en su naturaleza que algunos de los parámetros físicos y por ello su utilidad para evaluar las propiedades de una muestra.

A continuación se describen algunas características químicas:

a) pH (CONCENTRACION DE IONES DE HIDROGENO)

Cuando se disuelven en el agua contaminantes que tienen grupos H^+ o OH^- ionizables, el equilibrio entre agua y H^+ y OH^- cambia y el valor del pH aumenta (tornándose más básico) o disminuye (tornándose más ácido).

³ Alternativas de tratamiento de aguas residuales. IMTA, 1997

El pH indica si hay necesidad de realizar algún ajuste químico en el agua antes de su tratamiento para neutralizar una excesiva alcalinidad o acidez (si el pH se sale de intervalo de 6.5 a 8.5, el tratamiento biológico no será posible y además genera problemas de corrosión); Generalmente las aguas residuales de tipo municipal no requieren un ajuste de pH previo al tratamiento.

b) ALCALINIDAD

La capacidad del agua para neutralizar ácidos, se debe a la presencia de bicarbonato $[\text{HCO}_3^-]$, carbonato $[\text{CO}_3^{2-}]$ e hidróxido $[\text{OH}^-]$. La alcalinidad se define en términos de cantidades molares como

$$\text{eq/m}^3 = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

c) ACIDEZ

La acidez se define como capacidad del agua para neutralizar compuestos básicos. La mayoría de las aguas naturales y el agua natural doméstica son amortiguadas por un sistema CO_2 , 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 .

d) OXIGENO 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 de gas disuelto en el agua.

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

e) DEMANDA DE OXIGENO

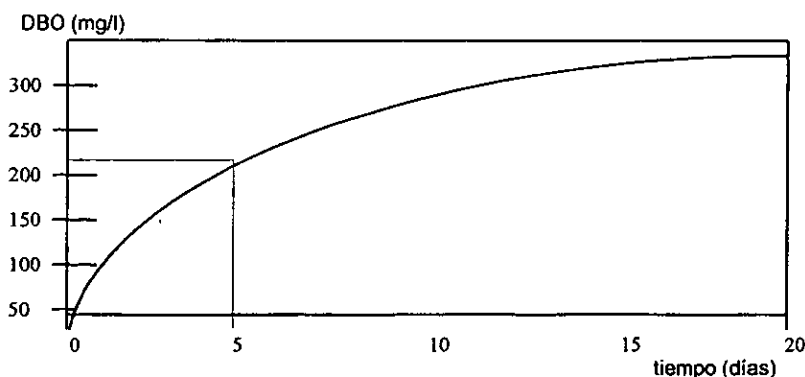
Los compuestos orgánicos por lo regular son inestables y pueden oxidarse biológicamente para obtener productos finales estables, relativamente inertes, tales como CO_2 , NO_3 , H_2O . La cantidad del contenido orgánico de un desecho se obtiene al medir la cantidad de oxígeno que se requiere para su estabilización.

f) DEMANDA BIOQUIMICA DE OXÍGENO (DBO).

La demanda bioquímica de oxígeno es uno de los parámetros más significativo para definir la calidad del agua, ya que proporciona una medida directa del oxígeno utilizado por una población microbiana heterogénea durante la oxidación de la materia orgánica. La prueba se basa en que toda la materia orgánica contenida en las aguas residuales deberá oxidarse hasta CO_2 , agua y amoníaco usando oxígeno molecular como electrón receptor; convirtiéndose en una medida directa del oxígeno y en una medida indirecta de la materia orgánica biodegradable.

Las reacciones oxidativas efectuadas en la prueba de la DBO son el resultado de una actividad biológica, la velocidad de estas reacciones está regida por la población de microorganismos y la temperatura. Teóricamente, esta reacción requiere de un tiempo infinito para una oxidación biológica completa de la materia orgánica pero, para fines prácticos, la reacción se puede considerar completa a los 20 días ver fig. 2.1.2.a. Sin embargo, aún es un periodo muy grande para esperar resultados, por lo que se ha encontrado, que un porcentaje razonablemente grande de la DBO total se logra en 5 días (como se puede observar en la fig. 2.1.2.a), aproximadamente el 70-80 % en las aguas residuales domésticas y muchas industriales, por lo que este periodo de incubación se ha aceptado como el patrón. En la figura 2.1.2.a se muestra una curva general de oxidación de la materia orgánica mostrando el periodo patrón que se alcanza a los 5 días.

Fig. 2.1.2.a Curva general de oxidación de la materia orgánica ⁴



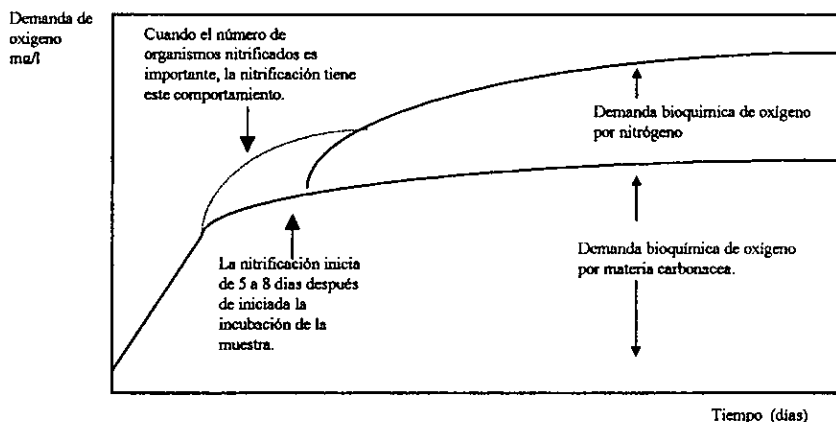
⁴ Martínez P. Aguas residuales, indicadores, parámetros. UNAM 1998.

En aguas residuales domésticas, gran parte de la demanda se debe a la primer clase y se determina por la prueba de DBO_5 (Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días). En los efluentes tratados biológicamente (plantas de tratamiento) una proporción considerable de la demanda de oxígeno también puede determinarse por la prueba de DBO.

La demanda de oxígeno de las aguas residuales y de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales se deben a tres clases de materiales: Materia orgánica carbonosa, nitrógeno oxidable y ciertos compuestos químicos reductores que reaccionan con el oxígeno disuelto molecular.

La figura 2.1.2.b muestra la curva típica del progreso de la DBO de una muestra de agua contaminada con descargas municipales, incubadas a una temperatura constante (20°C). Se observa claramente las dos etapas de descomposición de los constituyentes orgánicos principales: carbón y nitrógeno.

Fig. 2.1.2.b PROGRESO DE LA DBO DE UNA MUESTRA DE AGUA INCUBADA A TEMPERATURA CONSTANTE.⁵



g) DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La demanda química de oxígeno determina la cantidad de oxígeno consumido por una muestra de agua residual de dicromato de potasio después de 2 o 3 hr de reflujó con ácido sulfúrico concentrado a una temperatura de aproximadamente 145°C . Casi todas las sustancias orgánicas se oxidan en su totalidad, con excepción de compuestos como la piridina, el benceno o el tolueno. La diferencia

⁵ Alternativas de tratamiento de aguas residuales, IMTA 1997.

de DQO entre 2 puntos de un reactor bioquímico puede tomarse como una medida directa de la energía requerida para oxidación del sustrato en términos del oxígeno.

En esta prueba existen limitaciones como es la de oxidar la materia orgánica del desecho sin importar su degradabilidad biológica. Una segunda limitante es que no proporciona la velocidad de estabilización del desecho, tal como ocurriría en la naturaleza por medio de la oxidación por microorganismos.

En las destilerías y en las refinerías cuando no se utiliza un catalizador para acelerar la oxidación, el valor de la DBO es mayor que el de DQO, esto quiere decir que hay una mayor cantidad de materia orgánica susceptible de oxidarse más de manera biológica que química.

En aguas naturales, la DBO disminuye más rápido que la DQO lo que significa que en la naturaleza la oxidación enzimática reduce rápidamente los compuestos biológicamente existentes (esto sucede en las plantas de tratamiento biológico). En la naturaleza la relación DQO/DBO tiende a aumentar con el tiempo, el tratamiento del desecho y/o condiciones que favorezcan a la estabilización.

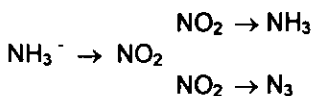
h) NITROGENO

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:

- Nitrógeno orgánico. En forma de proteínas, aminoácidos y urea.
- Nitrógeno amoniacal. Como sales de amoníaco; por ejemplo, $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, o como amoníaco libre.
- Nitrógeno de nitritos. Una etapa intermedia de oxidación que normalmente no se presenta en grandes cantidades.
- 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, se llama desnitrificación, puede invertir el proceso:



Además de ser un nutriente de los microorganismos contenidos en las aguas negras, es un indicador de la edad de las aguas residuales domésticas, que deberán eliminarse para evitar eutroficación (proceso natural del envejecimiento de un cuerpo de agua) en las aguas receptoras cuando se viertan a estas.

i) FOSFORO

Al igual que el nitrógeno es de gran importancia en el ambiente acuático. Los compuestos del fósforo se utilizan para combatir la corrosión en sistemas de abastecimiento y de enfriamiento de agua y en la producción de detergentes sintéticos.

El fósforo es un elemento esencial para el crecimiento de algas y otros organismos acuáticos. Los compuestos del Fósforo de interés con relación a la calidad del agua son: Ortofosfatos y Polifosfatos.

El agua residual domestica 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.

j) CLORUROS

Responsable del sabor salobre en el agua, es un indicador de posible contaminación del agua residual debido al contenido de cloruro de amoniaco presente en la orina. En el agua potable, el sabor se hace presente con 250 - 500 mg/l aunque una concentración hasta 1500 mg/l es poco probable que sea dañina para consumidores en buen estado de salud.

k) GRASAS Y ACEITES

Estas sustancias representan un problema para el tratamiento de aguas residuales, 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.

2.1.3 CARACTERISTICAS BIOLOGICAS

La presencia de bacterias en los abastecimientos de agua es el parámetro de calidad más sensible, por ello es necesario eliminar todas las fuentes de contaminación microbiológica.

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.

2.1.3.1 COLIFORMES

Para el caso de la contaminación fecal ninguna bacteria usada como indicadora de este tipo de contaminación cumple con todos los requisitos necesarios.

Para este tipo de contaminación orgánica existen en bacteriología del agua tres indicadores de uso común: el grupo coliforme, el *streptococcus faecalis* y el *clostridium perfringens*. De éstos, el coliforme es el que ofrece mayores ventajas. Existen dos pruebas del coliforme total y fecal. La primera prueba es de valor para aguas relativamente limpias, la segunda es útil en aguas contaminadas y en aguas residuales se debe emplear únicamente la prueba de coliforme fecal, ya que el coliforme total es más general e incluye una variedad de cepas de distribución abundante en la naturaleza que no son específicas de contaminación fecal.

a) COLIFORMES TOTALES

Son bacilos cortos, no esporulados, aerobios y anaerobios facultativos, gram negativo, que fermentan la lactosa con producción de gas y acidez a 35 ± 0.5 grados centígrados en 48 horas.

Ventajas como indicadores de contaminación: Su ausencia evidencia un agua bacteriológicamente segura. Se presentan en números más abundantes que los microorganismos patógenos de origen intestinal. Los coliformes totales persisten más en un ambiente acuático que las bacterias patógenas de origen intestinal. Están siempre presentes en el intestino humano y de otros animales de sangre caliente y son eliminados en gran número por las heces fecales. Pueden determinarse por técnicas sencillas.

b) COLIFORMES FECALES

Son bacilos cortos, gram negativo, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de acidez y gas a temperatura entre 35 ± 0.5 y 44.5 grados centígrados en período de 24 a 48 horas.

Ventajas como indicador de contaminación fecal: La mayoría crece a altas temperaturas. Su presencia nos indica contaminación fecal. La supervivencia del grupo coliforme fecal es más corta en el medio acuoso que la de otros grupos coliformes, por lo que su presencia indica una contaminación reciente. Generalmente no se reproducen fuera del intestino de animales de sangre caliente.

La prueba de coliforme fecal es una herramienta más valiosa que la del coliforme total, para evaluación de la calidad bacteriológica de aguas contaminadas, pues excluye la presencia de organismos no fecales que pueden estar sujetos a reproducción posterior. La prueba de coliforme fecal es de gran utilidad en la

evaluación de lagunas de estabilización en países tropicales, la selección de lagunas de estabilización como proceso de tratamiento, se debe a consideraciones de salud pública, pues es muy conocido que este proceso es el más eficiente en la destrucción de organismos patógenos y se conoce además como proceso de tratamiento más eficiente que las lagunas aireadas en la destrucción de bacterias.

2.2 PRINCIPALES CONTAMINANTES EN EL AGUA

Una de las grandes problemáticas a nivel mundial es la concerniente a la contaminación del agua, causada tanto por el sector industrial como por el sector de servicios y el doméstico, lo que ocasiona grandes trastornos en el medio ambiente y daña futuras fuentes de abastecimiento de agua potable.

Es importante contar con los conocimientos adecuados para que dependiendo de los contaminantes que se encuentren presentes y de la calidad de agua que se requiera, se realice la selección del método de tratamiento adecuado a desarrollar para su optimización posterior.

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 microorganismos que se degradan por procesos naturales de autopurificación, de modo que sus concentraciones se reducen con el tiempo. El tiempo de descomposición de estos materiales 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 tratamiento de aguas no afecta a los contaminantes conservativos, y su presencia en una fuente de agua limita su uso.

Los contaminantes que afectan la calidad del agua también se conoce como contaminantes potenciales y se dividen de la siguiente forma:

2.2.1 COMPUESTOS INFECCIOSOS Y TOXICOS

Existen sustancias que tienen un efecto negativo en el ser humano al estar presentes en el agua para beber, utilizando a ésta como vehículo de transporte. Las bacterias son las más representativas de los compuestos infecciosos relacionados con las grandes epidemias, también se encuentran los virus, gusanos y organismos patógenos

2.2.2 MATERIALES QUE AFECTAN EL BALANCE DE OXIGENO EN EL AGUA

Algunos compuestos orgánicos son utilizados por los microorganismos presentes en la corriente como fuente de energía y crecimiento. El proceso metabólico en estas transformaciones causa el rompimiento de los compuestos orgánicos generando estructuras más sencillas y residuos. De tal manera que, las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo emplean el oxígeno disuelto del agua, limitando la disponibilidad de éste en la corriente.

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 de organismos puede causar el agotamiento del oxígeno disuelto y muerte de los organismos vivos (peces). Además, la ausencia de oxígeno disuelto afecta el crecimiento de los microorganismos produciendo subproductos causantes de olores desagradables.

Otras sustancias que causan una deficiencia en la interfase agua-aire son las grasas y aceites, ya que impiden una transferencia de oxígeno al agua.

2.2.3 COMPUESTOS ORGANICOS PERSISTENTES

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, estos se acumulan alcanzando concentraciones peligrosas para el medio acuático y teniendo un gran impacto en la salud. Por ejemplo los pesticidas, productos para limpieza etc.

2.2.4 NUTRIENTES

Los microorganismos requieren condiciones favorables para su crecimiento y reproducción. Estos elementos incluyen carbón, oxígeno, hidrogeno, fósforo, azufre y algunos otros, presentes en cantidades trazas. Cuando alguno de ellos no existe, el crecimiento y reproducción se afectan. El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes más importantes en 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.

2.2.5 MATERIA SUSPENDIDA

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 un aumento en la turbiedad. 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. Los sólidos

suspendidos sedimentan con facilidad y se acumulan en el fondo, si este es alto la descomposición de los lodos puede generar olor y muerte de los peces que viven en el cuerpo de agua.

2.2.6 TEMPERATURA

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

El valor de la DBO_5 se incrementa con el aumento de la temperatura, porque la rapidez de la reacción bioquímica en la corriente se acelera con el incremento de la temperatura.

Al aumentar la actividad microbiana, se reduce el OD disponible del sistema. Además, la solubilidad del oxígeno disminuye con el aumento de la temperatura, por lo tanto al aumentar la temperatura se acelera la muerte de algunas especies.

2.3 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 con la calidad del agua. El mayor impacto es la transmisión de enfermedades por organismos patógenos presentes en el agua. Por esta razón, es necesario comprender como participan los microorganismos en el control de la calidad del agua.

Para garantizar el crecimiento adecuado de un organismo, éste debe tener una fuente de carbono y de energía (nutrientes). Si un organismo toma el carbono a partir del bióxido de carbono, es llamado autótrofo, estos organismos son capaces de sintetizar sus requerimientos orgánicos a partir de la materia inorgánica. Emplean dos métodos para alcanzar este fin. La fotosíntesis y la quimiosíntesis

Por otra parte los organismos heterótrofos requieren una fuente externa de materia orgánica: los tres tipos principales son:

- Los saprófobos, que contienen materia orgánica soluble directamente del ambiente o por la digestión extracelular de compuestos insolubles.
- Los fagótrofos, también llamados holozoicas, utilizan partículas orgánicas sólidas.
- Los paratótrofos, obtienen la materia orgánica a partir de los tejidos de otros compuestos.

La tabla 2.3 muestra la clasificación de los microorganismos con base en sus requerimientos de carbón y de energía.

Tabla 2.3 CLASIFICACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS ⁶

CLASIFICACIÓN	FUENTE DE ENERGÍA	FUENTE DE CARBÓN	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

2.4 EFECTOS SOBRE LA SALUD

La contaminación del suministro de agua es tal vez causa de un número mayor de enfermedades humanas que cualquier otra influencia ambiental. En los países en vías de desarrollo la población no cuenta con abastecimiento de agua potable, por lo que las enfermedades causadas por la contaminación del agua alcanzan cifras alarmantes. La causa de estas enfermedades puede tener su origen en bacterias, protozoarios o gusanos. Su control y detención tiene como fundamento la naturaleza del agente causante. En la tabla 2.4 se muestran las principales enfermedades relacionadas con el agua.

Tabla 2.4 PRINCIPALES ENFERMEDADES RELACIONADAS CON EL AGUA ⁷

ENFERMEDAD	TIPO DE RELACION
Cólera, hepatitis infecciosa, leptospirosis, paratifoidea, tularemia y tifoidea	Transmitida por el agua
Disentería amebiana, disentería bacilar y gastroenteritis.	Por el agua o por el agua para el aseo personal
Ascariasis, conjuntivitis, enfermedades diarréicas, lepra, sarna, sepsis, tiña y tracoma	Por el agua para aseo
Gusano de guinea y esquistosomiasis	Desarrolladas en el agua
Paludismo, oncocercosis, enfermedad del sueño y fiebre amarilla	Insectos vectores relacionados con el agua

2.5 ANALISIS DEL AGUA RESIDUAL.

Es importante conocer las características del agua residual, ya que mediante estas se determina el contenido de contaminantes que es una de las bases para definir las necesidades de tratamiento, el primer paso consiste en realizar un análisis de una muestra de agua representativa para que a partir de estos datos se realicen los cálculos necesarios. En el caso de la unidad habitacional a la que se pretende tratar el agua residual, los datos se tomaron de la biografía disponible sobre el análisis de aguas residuales domésticas. A continuación se muestra en la tabla 2.6 las composiciones típicas del agua residual doméstica de la cual se tomaron

⁶ Tchobanoglous y Schroeder, special report, 1987

⁷ Turk T, Tratado de ecología, 1991

algunos valores para el diseño de la planta, como temperatura, DBO_5 , alcalinidad, fósforo total, nitrógeno total, etc.

Tabla 2.6 COMPOSICIÓN TÍPICA DEL AGUA RESIDUAL DOMESTICA.⁸

PARAMETRO	UNIDADES	U.HABITACIONAL
Temperatura	° C	25
PH	Adimensional	7
Oxígeno disuelto	Mg/l	4.9
Conductividad	Umohs/cm	690
Sol. Totales suspendidos	Mg/l	644
Sol. Totales fijos	Mg/l	404
Sol. Totales volátiles	Mg/l	240
Suspendidos totales	Mg/l	220
Suspendidos fijos	Mg/l	55
Suspendidos volátiles	Mg/l	165
Disueltos totales	Mg/l	720
Disueltos fijos	Mg/l	500
Disueltos volátiles	Mg/l	300
Sedimentables	Mg/l	1.5
Color	UC	3
DBO_5	Mg/l	220
DQO	Mg/l	500
Alcalinidad como CaCO_3	Mg/l	100
Dureza total	Mg/l	230
Cloruros	Mg/l	50
Sulfatos	Mg/l	30
Nitrógeno amoniacal	Mg/l	25
Nitrógeno orgánico	Mg/l	15
Nitrógeno total	Mg/l	40
N-Nitritos	Mg/l	1.4
N-Nitratos	Mg/l	0.012
Fósforo total como P	Mg/l	8
Coliformes totales	Col/ 1000 ml	336,000
Coliformes fecales	Col/ 1000 ml	212,000

2.6 CALIDAD DEL AGUA REQUERIDA PARA DIVERSOS USOS.

Es importante el uso que se le dará al agua tratada por lo que necesitamos saber cuáles son los valores máximos permisibles de los parámetros importantes.

Las aguas residuales tratadas son destinadas para satisfacer diferentes necesidades, tal como; necesidades domésticas de la población, en el riego de áreas verdes, la recreación, la industria, etc. necesitan cumplir con ciertos requisitos respecto al contenido de sustancias y organismos presentes en ellos, de tal forma que garanticen su manejo confiable y sin riesgos para la salud de quien esté en contacto con ellas y sin deteriorar las instalaciones y equipos de las

⁸ Seminario internacional sobre uso eficiente del agua, CNA 1991.

actividades que la demanden. En la tabla 2.6 se observan el valor máximos permisibles de los principales parámetros de las aguas residuales según el uso que se lea dará.

Tabla 2.6 CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUA RESIDUAL TRATADA, PARA DIVERSOS USOS.⁹

PARAMETRO	FORJES. AREAS VERDES	LLEDO. DE LAGOS	NAVEG. DEPOR-TIVA	MUNIC. NO POTAB.	PROD. DE VAPOR	ENFRIA-MIENTO	POTA-BLE
PH	6.5	7.7	7.8	7.5	7.5	7.5	7.0
Color	60	38	15	60	41	60	5
Turbidez	20	15	15	10	5	10	6
Alcalinidad total	500	500	650	300	250	300	300
Carbonatos	10	50	50	50	50	50	10
Bicarbonatos	500	450	450	300	200	250	300
Hidroxilios	0	0	0	0	15	0	10
Condc. Eléctrica	3,000	3,000	3,000	5,000	15,000	5,000	1,500
Cloruros	500	1,000	1,000	500	500	500	250
Boro	2	2	2	NS	NS	NS	2
SOLIDOS							
Totales	1,500	2,000	2,000	1,000	500	1,000	600
Totales fijos	1,000	1,000	1,500	800	400	500	450
Totales volátiles	500	280	500	200	100	500	50
Disueltos totales	1,000	1,000	1,000	920	500	900	600
Disueltos fijos	500	500	800	720	400	400	450
Disueltos volat.	485	185	485	200	100	500	50
Suspen.Totales	500	1,000	1,000	100	0	400	10
Suspend. Fijos	500	500	700	80	0	100	10
Suspend. Volát.	15	15	15		0	0	10
Sedimentables	1	1	1		0	0	0.1
Nitróg.amoniacal	5	2.5	2.5	2.5	2	5	0.5
Nitróg. Total	10	10	10	10	10	10	10
Nitratos	50	50	50	100	25	25	25
Fósforo total	50	50	50	50	50	50	50
Calcio total	150	150	150	150	30	30	NS
Magnesio total	100	100	100	100	100	100	NS
Sodio total	100	250	250	250	50	100	NS
Potasio total	150	100	100	100	100	100	NS
Coliformes tot.	1,600	10	50	20	10	50	2 E-6
Colif. Fecales	30,000	1,000	10	5	2	10	50 E-6
Materia org. DBO solubles	20	20	20	10	2.5	20	2.5
DQO solubles	50	50	50	20	10	50	4
Carbonato org. Total fijo	10	10	10	20	1	20	2
Grasas y aceite	50	10	10	20	1	10	1

Nota: NS= no sancionados, valores en mg/l, conductividad=ohms/cm, coliformes= millones de colonias/100 ml, Color = u.pt/Co, turbidez= hefelométricas.

⁹ Environment protection agency ambiental water quality criterial, 1991

CAPITULO 3
TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

3.0 BASES PARA LOS TRATAMIENTOS

Es importante conocer los métodos empleados en el tratamiento de aguas residuales, ya que una vez teniendo las caracterizaciones del agua residual y los requerimientos de su descarga se podrá tomar una elección viable para tal propósito.

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende principalmente de los requerimientos de la descarga del efluente. El tratamiento primario se utiliza para eliminar los sólidos suspendidos y los materiales flotantes, así como para acondicionar el agua residual para descargarla a un cuerpo de agua receptor o a una planta tratadora secundaria a través de su neutralización o igualación. El tratamiento secundario incluye los procesos de tratamiento biológico convencionales. El tratamiento terciario tiene como objetivo primordial eliminar los contaminantes que no fueron eliminados mediante el tratamiento biológico convencional.

La tabla 3.0 presenta una clasificación convencional de los procesos para el tratamiento del agua residual.

Tabla 3.0 CLASIFICACION DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES¹

TRATAMIENTO PRIMARIO	TRATAMIENTO SECUNDARIO	TRATAMIENTO TERCARIO
Cribado Filtración Sedimentación Igualación Neutralización	Lodos activos Aireación prolongada Estabilidad contacto Lagunas aireadas Estanques de estabilización Filtros percoladores Discos biológicos	Microtamizado Precipitación y coagulación Adsorción (carbón activado) Intercambio ionic Osmosis inversa Electrodialisis Eliminación de nutrientes Cloración y ozono Radiación ultravioleta

3.1 TRATAMIENTOS PRIMARIOS

Se le da el nombre de tratamiento primario a todos los dispositivos diseñados para la remoción de materia sobrenadante o sedimentable por medios físicos o mecánicos. Se lleva a cabo en tanques de sedimentación donde las partículas suspendidas se aglomeran aumentando su peso volumétrico e incrementando su velocidad de asentamiento, arrastrando a su paso finalmente dividida que no es sedimentable por sí misma.

¹ Pedro Martínez, Caracterización de aguas residuales, 1998

Por estos métodos se separan o se eliminan la mayoría de los sólidos suspendidos en las aguas residuales, aproximadamente un 40 a 60 % (DBO disminuye en un 25 a 35 %), mediante el proceso físico de asentamiento en tanques de sedimentación. La actividad biológica en las aguas residuales durante este proceso tiene escasa importancia.

El propósito fundamental de los dispositivos para el tratamiento primario, consiste en disminuir la velocidad de las aguas residuales, hasta 1 o 2 cm/seg en un tanque de sedimentación durante el tiempo suficiente para dejar que se depositen la mayor parte de los sólidos sedimentables que son principalmente orgánicos, separándose de la corriente de aguas residuales.

La selección de los procesos de tratamiento de aguas residuales depende de los factores:

- Características del agua residual, materia en suspensión, pH y productos tóxicos.
- Calidad del efluente de salida requerido. Costo y disponibilidad de terrenos (Cierta tratamiento biológico son viables solo en caso de que se disponga de terrenos a bajo costo.)
- Consideración de las futuras ampliaciones o la previsión de los límites de calidad de vertido más estricto, que necesiten el diseño de tratamientos mas sofisticados en el futuro.

La clasificación de sustancias extrañas del agua se hace en función a su tamaño porque este condiciona la eficacia de los métodos de purificación. Estas se pueden dividir en tres clases que son: Suspendidas, Coloidales y Disueltas.

Las partículas suspendidas, que tienen un diámetro de aproximadamente 1 μm , son las mayores y son lo suficiente grandes para depositarse a velocidades moderadas y ser retenidas por muchos filtros corrientes.

Las partículas coloidales son tan pequeñas que su velocidad de sedimentación es insignificante y pasan a través de los poros de la mayor parte de los filtros, por tanto no se pueden separar del agua mediante depósitos ni filtros ordinarios.

La materia disuelta tampoco se deposita, no es retenida en los filtros y no enturbia el agua ni aún si se le mira en un ángulo recto con respecto en un haz de luz. Las partículas de las que consta son aproximadamente de 1/1000 de micrómetro de diámetro. Si son eléctricamente neutras se les llama moléculas, y si llevan una carga eléctrica se denominan iones. Los pretratamientos de aguas residuales implicaran la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las aguas residuales para su descarga en los cuerpos receptores o para dar un tratamiento secundario a través de una neutralización u homogeneización.

Los tipos de tratamientos primarios que trataremos en función de las características del efluente son:

3.1.1 CRIBADO

El cribado es un método que elimina los contaminantes más voluminosos ya sean flotantes o suspendidos del agua residual. Las cribas se clasifican en función del tamaño de la partícula removida, el cribado sirve como instrumento de protección del equipo electromecánico. El cribado de gruesos se utiliza para remover la basura. 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. El tamizado de sólidos de gran tamaño es normalmente empleado como 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. Los más comunes son las rejillas y desmenuzadores.

1 REJILLAS

Su principal función, junto con un sistema de recolección, es prevenir que troncos, madera, botellas y otros objetos voluminosos entren a la planta de tratamiento. Estas rejillas consisten en barras de acero verticales o inclinadas espaciadas a intervalos iguales, estas son usadas antes de las bombas, 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 para pequeñas.

2 DESMENUZADORES

El uso de estos 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 se instalan en la corriente de agua residual, cortan el material de 19 a 6 mm pero no lo eliminan, las unidades subsiguientes tendrán que encargarse de ello. Los sólidos de los desmenuzadores y trituradores pueden generar depósitos en los tanques de digestión u obstrucción en los difusores de aire.

3 CRIBADORES DE MALLA METALICA

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. Así mismo, su uso previene la obstrucción de tuberías y equipo de distribución y ayuda a reducir el contenido de materia putrescible en el desarenador.

4 CRIBADORES FIJOS

El uso de estos cribadores es común para el pretratamiento, considerándose en algunos casos con un tratamiento primario. Se emplean platos perforados, mallas metálicas o rejillas de pequeña abertura.

5 CRIBADORES MOVILES

Se usan para pulir los efluentes provenientes del tratamiento secundario y lagunas aireadas. Así mismo se emplea para proteger el equipo mecánico, así como para tratar un agua residual proveniente de alcantarillado combinado. Los tamices móviles son tamices de limpieza continua.

3.1.2 FILTRACION

El tratamiento de aguas tiene como objeto disminuir carga de sólidos suspendidos y coloidales, controlar la turbiedad, remover fósforo, metales pesados, bacterias, virus y otras sustancias específicas.

El principio de la filtración es pasar el agua a través de un medio poroso con el objeto de retener los sólidos suspendidos y la materia coloidal en el medio y permitir que el agua libre de sólidos continúe su camino.

Existen dos grupos de medios filtrantes. Las membranas o filtración a superficie y los medios porosos (como arena, arcilla, etc.). La filtración se utiliza en los tres campos de tratamiento del agua, la potabilización, la depuración de aguas residuales y el tratamiento de lodos.

Los filtros más empleados en el tratamiento de aguas residuales son:

1 FILTRO RAPIDO GRAVITACIONAL O DE FLUJO DESCENDENTE

Se les denomina de esta forma debido a que la fuerza de gravedad es la responsable del flujo del agua en el filtro. 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.

2 FILTRO RAPIDO GRAVITACIONAL FLUJO ASCENDENTE

También llamados clarificadores por contacto, el principio de filtración se efectúa en la dirección de disminución del diámetro de los granos del medio filtrante, lo que permite un aumento considerable en la capacidad acumulativa del filtro y la turbiedad del influente. Esto significa que no existen la sedimentación y la floculación.

3 FILTRO RAPIDO GRAVITACIONAL; FLUJO DESCENDENTE Y MULTICAPAS DEL MEDIO FILTRANTE

Difiere de los filtros rápidos comunes en el numero de capas del medio filtrante, de las cuales la capa superior es de grano más grueso, pero con peso específico menor y la última capa es de granulometría más fina pero más pesada. Estos se lavan con agua y aire sucesivamente.

4 FILTRO LENTO GRAVITACIONAL DE FLUJO DESCENDENTE

Lleva a cabo un proceso bioquímico que separa los sólidos suspendidos y la materia coloidal de la fase líquida por medio de un material poroso durante este proceso la calidad física y biológica del agua mejora considerablemente mediante complejos mecanismos físicos, bioquímicos y biológicos. La purificación del agua se lleva a cabo a través de la película biológica que se desarrolla sobre la superficie de arena, su principal ventaja consiste en una reducción considerable de la turbiedad.

5 FILTROS A PRESION

En estos filtros el agua entra y sale del filtro a una presión muy superior a la atmosférica, la acción de estos filtros a presión es idéntica a los de gravedad, se emplean en sitios donde el espacio es limitado, tal como fabricas o albercas, se aplican en la filtración de aguas sin sedimentación previa y también sin coagulante

3.1.3 SEDIMENTACION

Tienen su fundamento en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran, puede producirse en una o varias etapas o en varios de los puntos del proceso de tratamiento. Así mismo pueden considerarse tres tipos de mecanismos, dependiendo de la naturaleza de los sólidos presentes en suspensión.

La relación de sólidos sedimentables y sólidos suspendidos se define como:

Sólidos suspendidos totales = Sólidos sedimentables + Sólidos no sedimentables.

Esta relación indica que no todos los sólidos suspendidos en las aguas residuales son sedimentables.

Normalmente la relación en el agua residual doméstica es:

Sólidos suspendidos totales	100 %
Sólidos sedimentables totales	60 %
Sólidos suspendidos no sedimentables	40 %

El porcentaje de remoción de los sólidos sedimentables y suspendidos es función de la carga superficial, la cual se expresa como el caudal medio diario de las aguas

residuales, dividido entre el área superficial del sedimentador. Normalmente se denomina en $\text{m}^3/\text{día}/\text{m}^2$.

En consecuencia tenemos la siguiente ecuación:

$$q = Q/A \quad \text{donde:}$$

q = Carga superficial, ($\text{m}^3/\text{día}/\text{m}^2$)
 Q = Caudal del agua residual ($\text{m}^3/\text{día}$)
 A = área del sedimentador (m^2)

Los tipos de sedimentadores que se emplean en el tratamiento primario son:

- Tanque sedimentador rectangular.
- Tanque sedimentador circular
- Tanque Imhoff.

1 TANQUE SEDIMENTADOR RECTANGULAR.

Este tipo de tanque o tanques, las aguas residuales entran por un extremo y fluyen hacia el otro extremo separándose los sólidos sedimentables.

El sistema de operación de estos tanques es el de recolección de sólidos sedimentables por medio de rastras de movimiento lento que los empujan hacia el sitio de descarga que consiste en una tolva. Las rastras se fijan cerca de las orillas a una cadena sin fin que pasa sobre engranes o ruedas dentadas, accionada por motores. Dichas rastras se hacen pasar lentamente rozando el fondo de tanque, empujando los sólidos sedimentados hacia una tolva de lodos localizada en el extremo de la entrada del tanque en donde, parcialmente sumergidas, sirven para empujar los sólidos flotantes, como pueden ser las grasas y los aceites a un recolector de natas situado en el extremo de salida del tanque (ver fig. 3.1.3.a).

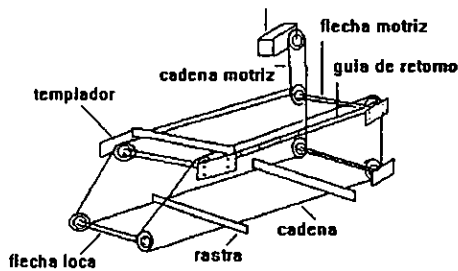


fig. 3.1.3.a sistema de rastras

Los lodos sedimentados deben descargarse del tanque por lo menos una vez al día, dicha descarga se efectúa por medio de bombeo o mediante la acción de presión hidrostática.

La práctica general limita el uso de sedimentadores rectangulares, a anchos que están en el rango de 1.5 m. a 6 m. Los anchos mayores presentan problemas para los mecanismos de remoción de lodos. La profundidad mínima en sedimentadores con equipo mecánico, para la remoción de sedimentos es de 2.1 m, permitiéndose profundidades menores para unidades sin remoción mecánica.

2 TANQUE SEDIMENTADOR CIRCULAR

Estos tanques al igual que los rectangulares, operan con el principio de recolección de sólidos sedimentados por medio de rastras de movimiento lento que los empuja hacia el sitio de descarga. Los tanques circulares tienen armaduras horizontales fijas a un eje central impulsado por un motor. El fondo del tanque debe ser cónico, con una pendiente que normalmente es de 8 %. Esta pendiente facilita el drenaje de la unidad y ayuda a la remoción de los lodos que están en el fondo del sedimentador. Las rastras mueven a los sólidos sedimentados hacia la tolva de lodos que se encuentra a un lado del centro del sedimentador.

Las armaduras desnatadoras están sujetas a la flecha central de la superficie, para recolectar los sólidos flotantes, las grasas y aceites, empujándolas hacia una trampa de natas para recolección y posteriormente disponer de ellas para relleno sanitario, y otros usos.

Las aguas residuales entran en el centro del tanque fig 3.1.3.b, y una mampara radialmente concéntrica distribuye o baja la turbulencia del flujo. La salida está constituida prácticamente por la superficie del sedimentador. En la salida usualmente se instala una serie de vertedores en la superficie perimetral del tanque sedimentador.

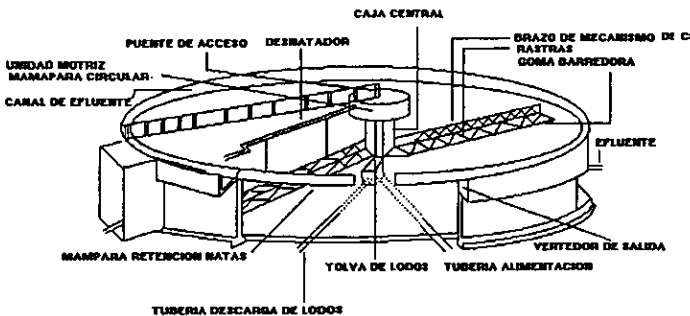


Figura 3.1.3.b sedimentador circular

3 TANQUE IMHOFF

Este tipo de sedimentador se emplea para comunidades pequeñas, los tanques Imhoff ofrecen ventajas para el tratamiento de las aguas residuales domésticas ya que integran la sedimentación del agua y la digestión de los lodos sedimentados en la misma unidad, y requieren de una operación muy simple puesto que no tienen partes mecánicas. Sin embargo para su correcto funcionamiento es necesario que las aguas residuales pasen antes por el proceso de cribado y remoción de arena.

Son convenientes especialmente en climas calurosos, pues esto facilita la digestión de los lodos.

Las partes que integran un tanque Imhoff son: Cámara de sedimentación, cámara de digestión y cámara de natas. En la figura 3.1.3.c se muestra un diagrama simplificado de estos dispositivos.

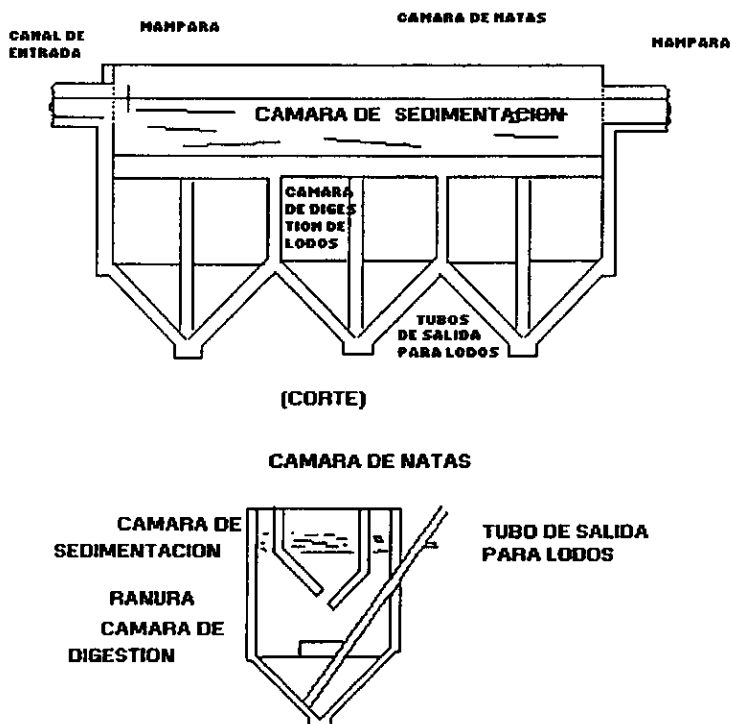
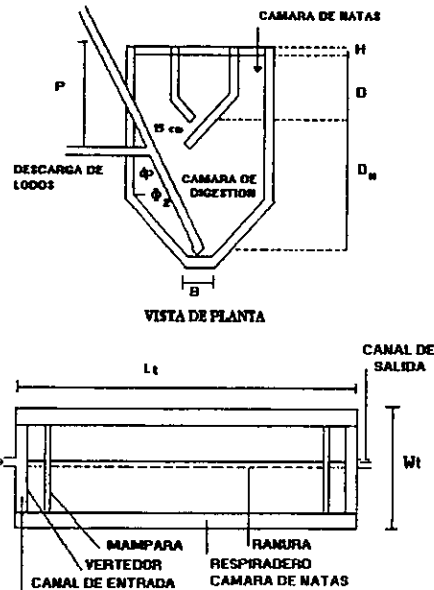


Figura 3.1.3.c Diagrama esquemático de un tanque Imhoff

El compartimiento superior de un tanque Imhoff recibe las aguas residuales y constituye la zona de sedimentación figura 3.1.3.d. Se dimensiona para proporcionar un tiempo de retención de dos o tres horas, de acuerdo con el flujo promedio de agua residual. El área superficial se determina basándose en una relación de 24 m^3 de flujo por día por metro cuadrado de área.



Nota: D = altura de la cámara de sedimentación, P = carga hidrostática, D_H = profundidad de la cámara de digestión, C = ancho mínimo de las áreas de ventilación, WS = ancho de la cámara de sedimentación, H = bordo libre, B =fondo de la tolva, Q_2 = pendiente del fondo de la tolva, L_t = longitud del tanque, W_t = ancho del tanque.

fig. 3.1.3.d Planta esquemática de un tanque Imhoff

Durante el proceso de digestión, algunos sólidos pueden ascender formando natas. También se forman gases que son venteados a la atmósfera.

3.1.4 DESARENADORES

HICROCICLONES

La forma convencional de separar arena es utilizando equipos de sedimentación. Otra posibilidad es la utilización de hidrociclones como en la figura 3.1.4. El ciclón consiste es un cuerpo estático cilíndrico/cónico, con una alimentación tangencial en

la sección cilíndrica superior, la descarga se encuentra en el eje superior de la máquina, y los sólidos se descargan en la parte inferior opuesta.

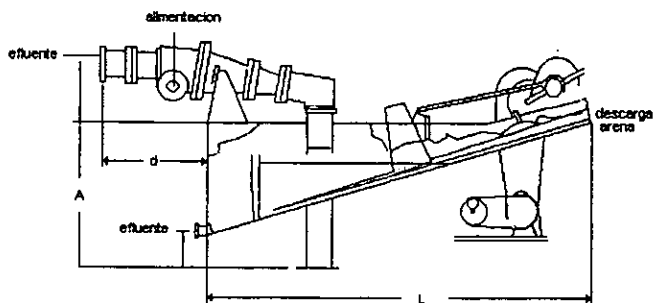


Fig.3.1.4 Figura típica de un hidrociclón

Los ciclones son separadores líquido-sólido. Utilizan la energía suministrada por la bomba de alimentación, y la fuerza centrífuga separa los materiales con diferentes pesos específicos

3.1.5 NEUTRALIZACION

El tratamiento de la neutralización se utiliza normalmente en los siguientes casos que se presentan en la depuración de aguas residuales:

- Antes de la descarga de aguas residuales en un medio receptor. La justificación para la neutralización es que la vida acuática es muy sensible a variaciones de pH fuera de un intervalo cercano a $\text{pH} = 7$.
- Antes de la descarga de aguas residuales industriales al alcantarillado municipal. La especificación del pH de las descargas industriales en las alcantarillas se hace de forma frecuente. Es más económico hacer una neutralización de las corrientes de aguas residuales industriales antes de descargar, que intentar hacer una neutralización de los mayores volúmenes de las aguas residuales mixtas combinadas domésticas e industriales.
- Antes del tratamiento químico biológico. Para los tratamientos biológicos, el pH del sistema se mantiene en un intervalo comprendido entre 6.5 y 8.5 para asegurar una actividad biológica óptima. El proceso biológico en sí mismo puede conseguir una neutralización, y en cualquier caso como resultado de la producción de CO_2 , que da lugar a la formación de carbonatos y bicarbonatos en la solución. El grado de preneutralización requerido para el tratamiento biológico depende de dos factores:

- La alcalinidad o acidez presente en el agua residual,
- Los mg/l de DBO que deben eliminarse en el tratamiento biológico. Este último aspecto está muy relacionado con la producción de CO₂, que puede dar lugar a una pequeña neutralización de los residuos alcalinos.

Estos métodos incluyen:

- La homogeneización. Que consiste en mezclar las corrientes, algunas de las cuales son ácidas y otras alcalinas.
- Control directo de pH, que consisten en la adición de ácidos (o bases) para neutralizar las corrientes alcalinas o ácidas.

1 HOMOGENEIZACION

La homogeneización significa la mezcla de las corrientes de aguas residuales, ácidas y alcalinas en un tanque. Esta se utiliza a menudo para otros objetivos aparte de la neutralización, como son:

- Aminorar las variaciones de ciertas corrientes de aguas residuales, intentando conseguir una corriente mezclada, con un caudal relativamente constante, que sea el que llegue a la planta de tratamiento.
- Aminorar las variaciones de DBO del afluente a los sistemas de tratamiento. Con este propósito se utilizan tanques de homogeneización de nivel constante o variable.

2 CONTROL DIRECTO DE pH

Los siguientes métodos de neutralización directa de las aguas residuales ácidas son los empleados normalmente.

- Lechos de caliza.
- Neutralización por cal.
- Neutralización con sosa cáustica.
- Neutralización con amoníaco.

3.2 TRATAMIENTO SECUNDARIO

La expresión tratamiento secundario se refiere a todos los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales tanto aeróbicos como anaerobios.

Se puede considerar que las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en los procesos biológicos son los mismos que se realizan en el medio natural (río, lago, suelo, etc.), sólo que en forma controlada y a velocidades de reacción mayores.

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques o reactores. De esta forma puede 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.

3.2.1 LODOS ACTIVOS ó ACTIVADOS

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 aireado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal, se elimina 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 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 conocida como lodo, se separa del agua residual por asentamiento. La etapa de separación se conoce como clarificación o sedimentación. El sobrenadante de la etapa de separación es 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 aireación para mantener la concentración de los microorganismos necesarios para un tratamiento efectivo. El lodo restante se extrae para su descarga, y se conoce como lodo de desecho o de purga. El lodo de desecho representa el concentrado de contaminación del sistema.

Existen varias modificaciones del proceso de lodos activos, 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 aireación y niveles de carga. Las características esenciales del proceso de lodos activados son una etapa de aireación, una de separación y un sistema de reciclaje de los lodos.

TRATAMIENTO CONVENCIONAL

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 aireación, a una carga volumétrica de la planta entre 0.5 y 1.5 kg de DBO por m³ del tanque de aireación por día, para aguas y residuos industriales fácilmente biodegradables. El tratamiento convencional de las aguas negras domesticas da del 90 al 95 % de remoción de la DBO.

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 aireación, por lo que contienen menos del 1 % de los sólidos secos.

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 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.

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 DBO:N:P de 100:5:1. Un valor típico del requerimiento de oxígeno para la operación del sistema es de 1.1 kg de oxígeno/kg de DBO para un tiempo de residencia de los lodos (TRL) de 7 días o más a una temperatura entre 10 y 20°C.

3.2.1.1 VARIANTES DEL PROCESO DE LOS ACTIVOS

Existen numerosas modificaciones al proceso de los lodos activos que son usadas a menudo al diseñar estos sistemas. Las modificaciones aplican distintos regímenes de flujo, cargas orgánicas, sistemas de aireación y formas de alimentación del agua residual. A continuación se describen las variantes del proceso y en la figura 3.2.1.1.a se muestran los diagramas de algunos de estos procesos.

1 AIREACION PROLONGADA

Este proceso es usado para tratar aguas residuales industriales que contienen principalmente materia orgánica soluble y las bacterias necesitan amplios tiempos de retención para desboblar las sustancias complejas de este tipo de residuos. El modelo de esta modificación es similar al completamente mezclado, con la característica de tener altos tiempos de aireación prolongada. Una ventaja de la aireación prolongada, al compararla con el proceso convencional de lodos activos es disminuir la cantidad de lodo residual. Esto se consigue aumentando el tiempo

de residencia, de esta forma el volumen del reactor es comparativamente mayor que el requerido en el proceso convencional de lodos activos. En la tabla 3.2.1.1 se hace una comparación de las características principales que existen entre el proceso de lodos activos convencional y el proceso de aireación prolongada.

Tabla 3.2.1.1 COMPARACIÓN DE LOS PROCESOS DE LODOS ACTIVOS CONVENCIONAL Y DE AIREACIÓN PROLONGADA²

CARACTERÍSTICAS	LODOS ACTIVOS CONVENCIONAL	AIREACIÓN PROLONGADA
Sustrato a microorganismos, kg / DBO ₅ /d kg MLVSS	0.3 - 0.7	0.1 - 0.25
Concentración de MLVSS en el reactor (mg/l)	2000 - 3000	3500 - 5000
Rendimiento global de disminución de la DBO ₅	85 - 95	85 - 98
CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE		
DBO ₅ soluble (mg/l)	10 - 20	10 - 20
DBO ₅ total(en suspensión + coloidal + soluble) (mg/l)	15 - 25	20 - 40
Sólidos en suspensión (mg/l)	< 20	< 70
Reducción de lodos (kg/kg DBO ₅ consumida)	Aprox. 0.03	aprox 0.01
Requisitos de O ₂ (como % de la BDO ₅ consumida)	90 - 95	120
Tiempo de residencia en el reactor biológico	4 - 8 hrs	15 - 36 hrs
Edad de los lodos	5 - 15 días	20 - 60 días

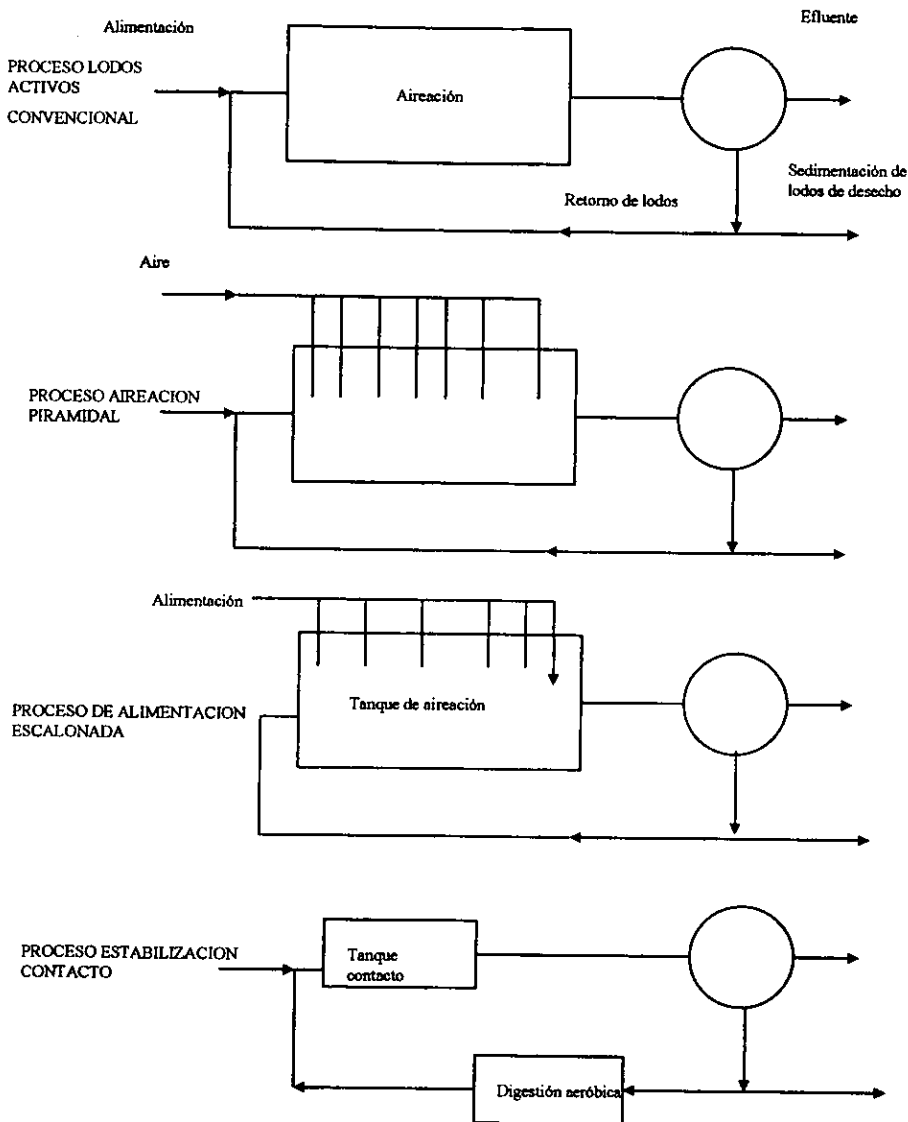
Nota: MLVSS = sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado

2 AEREAION PIRAMIDAL

Es un sistema convencional de tránsito de flujo, la tasa de oxidación es máxima en el extremo de entrada del reactor y en ocasiones es difícil mantener condiciones aerobias con una distribución uniforme de aire. Con la aireación piramidal, el abastecimiento de aire se reduce progresivamente a lo largo de la longitud del reactor, de tal manera que aunque se use el mismo volumen total de aire que antes, se concentra más aire en la entrada del tanque para hacer frente a la alta demanda que existe en esta zona ver figura 3.2.1.1.a.

² J. Luis Torrescano, Tratamiento de aguas residuales por el proceso de los activos, 1998

Figura 3.2.1.1.a MODIFICACIONES DEL PROCESO LODOS ACTIVOS³



³ Herman E. Manual de tratamiento de aguas residuales, 1991

2 ALIMENTACIÓN ESCALONADA

La modificación al proceso de lodos activos denominada alimentación escalonada, se refiere a la conexión del influente del reactor en múltiples puntos a lo largo del tanque, en lugar de tener el influente en un solo punto ver figura 3.2.1.1.a.

3 ESTABILIZACION – CONTACTO

El proceso estabilización-contacto 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 aireada 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 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 aireados sin recibir influencia de agua cruda (digestión aeróbica) ver figura 3.f.

4 ZANJAS DE OXIDACION

Las zanjas de oxidación son una variante de la aireación prolongada, tienen un régimen de flujo pistón y el tanque de aireación es circular o elipsoidal.

En estos sistemas es común utilizar "cepillos" rotatorios para transmitir el oxígeno requerido en el reactor, colocados a lo ancho del mismo, aunque en los últimos diseños se colocan aireadores superficiales o del tipo Jet.

3.2.2 FILTROS PERCOLADORES

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 activos 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, 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.

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, todos estos influyen de manera directa en producción de biomasa en el proceso.

El efluente del filtro percolador deberá pasar a través de un clarificador secundario para colectar la biomasa producida. La sedimentación primaria es necesaria antes de los filtros cuando el influente presenta contaminantes de gran tamaño que pudieran ocasionar problemas de obstrucción al proceso. Por otro lado si los sólidos presentes en el agua residual han sido tratados con desmenuzadores o trituradores no se requerirá la sedimentación primaria.

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 climáticos variando considerablemente su operación en las estaciones de verano e invierno.

Los filtros percoladores también se consideran como una unidad de pretratamiento o acondicionamiento para el tratamiento de aguas residuales de tipo industrial o combinada con agua residual municipal.

Cuando las cargas orgánicas e hidráulicas 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.

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.

3.2.3 DISCOS BIOLÓGICOS ROTATORIOS

En este proceso se inicia la operación cuando 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.

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 obtienen: agua, bióxido de carbono y más microorganismos.

El exceso de microorganismos se desprende de los discos debido a las fuerzas cortantes originadas por la rotación de estos 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.

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

3.2.4 LAGUNAS DE OXIDACION

Las lagunas de oxidación son construcciones poco profundas, que normalmente reciben agua residual cruda y que la tratan con procesos de estabilización natural en condiciones climáticas adecuadas. Si se cuenta con suficiente terreno, pueden ser un medio muy conveniente para el tratamiento de agua residual en climas cálidos. Su construcción es barata, de operación simple y se pueden lograr buenas remociones de materia orgánica y microorganismos patógenos. En algunos casos pueden operar sin producir un efluente debido a que el agua se evapora, pero la mayoría de estas lagunas se diseñan como sistema de flujo continuo.

Son cuatro los tipos de lagunas que se utilizan principalmente.

1 LAGUNAS FACULTATIVAS

Estas son las más comunes y como su nombre lo indica, combinan la actividad aerobia y la anaerobia en la misma unidad. Los microorganismos portadores de clorofila, los fitoflagelados y las algas que están en las lagunas, utilizan las sales inorgánicas y el bióxido de carbono que resulta de la descomposición bacteriana de la materia orgánica, como se muestra en la figura 3.2.4. El oxígeno producido por la fotosíntesis, que puede alcanzar niveles de OD de 15 a 30 mg/l durante la tarde, está presente para la actividad bacteriológica aerobia, aunque el nivel de OD desciende durante la noche y puede llegar a cero si la laguna está sobrecargada. En depósitos del fondo, la actividad anaerobia produce la estabilización parcial de los lodos y libera una parte de materia orgánica en forma soluble para una mayor degradación en la zona aerobia. Es común que las lagunas facultativas tengan una profundidad de 1 a 2 m. con una carga superficial de 0.02 a 0.05 kg de DBO/m²d y tiempos nominales de retención de 5 a 30 d, aunque con temperaturas extremas se alteran estos valores. Debido a que los tiempos de retención son relativamente largos y que la concentración de sustancias orgánicas en tales lagunas es baja, hay una remoción considerable de bacterias por respiración endógena y por sedimentación. Las bacterias y el fitoplancton son presa de los ciliados, los rotíferos

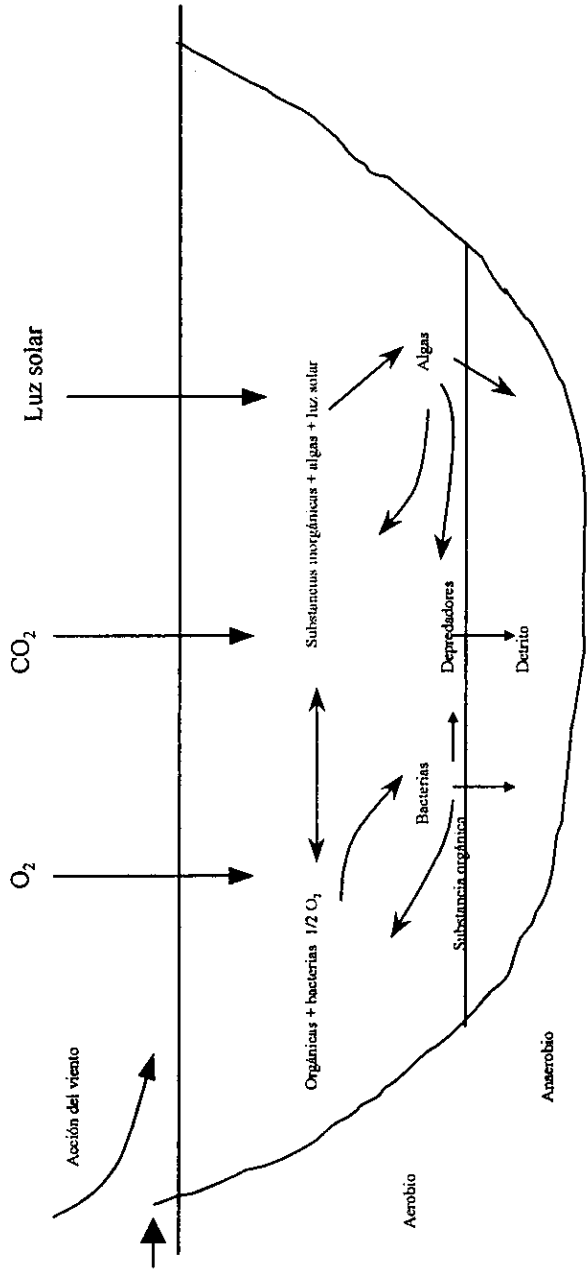


Fig. 3.7 Reacciones en una laguna facultativa

y los crustáceos, pero algunos de esos organismos escapan del efluente. Cuando proliferan las algas, su presencia en el efluente producirá niveles de SS (sólidos suspendidos) de moderados a altos, a menos que se emplee algún medio para su remoción. Es posible remover del 70 al 85 % de DBO, aunque las algas en el influente pueden afectar estos valores en forma significativa. La forma que da mejores resultados en estas lagunas es la rectangular, con una relación longitud : ancho de 3:1. La tasa de acumulación de sólidos en la laguna es de 0.1 a 0.3 m³/persona-año, de modo que sólo se requerirá desenlodar a intervalos relativamente largos de varios años.

2 LAGUNAS DE MADURACION

Estas son lagunas poco profundas, totalmente aerobias, con una carga orgánica muy baja (<0.01 kg de DBO/m²d) cuyo uso primario es como una etapa secundaria del tratamiento, enseguida, de una laguna facultativa o de otro tipo de unidad de tratamiento biológico. También en estas lagunas hay grandes crecimientos de algas, pero su característica más importante es la alta remoción de bacterias patógenas que se logra debido a que el ambiente es desfavorable para tales organismos.

3 LAGUNAS ANAEROBIAS

Estas operan con carga orgánica muy alta de 0.5 kg de DBO/m² d, con una profundidad de 3 a 5 m para asegurar que existan condiciones anaerobias. Son capaces de remover del 50 al 60 % de DBO en un tiempo de retención de unos 30 días.

Los sólidos suspendidos de mayor densidad que el agua se depositan por sedimentación en el fondo de la laguna (sólidos sedimentables), acumulándose por largos periodos. 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.

La digestión anaerobia es capaz de degradar biológicamente sustancias orgánicas complejas en ausencia de oxígeno disuelto; este proceso se realiza en dos fases con ayuda 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 y agua para estabilizar la materia orgánica.

En la segunda fase, un grupo de bacterias llamadas "metanógenas" convierten los ácidos orgánicos volátiles a metano y bióxido de carbono, sulfuro de hidrogeno y otros gases.

Las lagunas anaerobias producen efluentes con alto contenido de nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos por lo que necesariamente tiene que estar asociadas con una laguna facultativa o aerobia para "pulir" el efluente.

4 LAGUNAS AIREADAS

Las lagunas aireadas pueden ser aerobia-aireada o facultativa-aireada. Ellas no dependen de las algas y de la luz del sol para suministrar oxígeno disuelto (OD) sino que utilizan difusores u otros equipos de aireación 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.

La laguna aireadas se utilizan en serie con lagunas aerobias. En tales casos, el principal propósito de la laguna es la remoción de sólidos.

En forma adicional, para alcanzar el nivel de remoción de patógenos de lagunas aireadas es necesario desinfectar el agua, o bien utilizar una laguna de maduración después de la laguna aireada para el control de patógenos.

3.2.5 TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES

El tratamiento anaerobio se utiliza tanto para las aguas residuales como para la digestión de lodos. Los productos finales de la degradación anaerobia son gases, principalmente metano, dióxido de carbono y pequeñas cantidades de sulfuro de hidrógeno, mercaptano e hidrógeno. El proceso comprende dos etapas: 1. Fermentación ácida, 2. Fermentación metánica que son explicadas a continuación.

- FERMENTACION ACIDA

En la etapa de fermentación ácida, los compuestos orgánicos complejos del agua residual (proteínas, grasas e hidratos de carbono) se hidrolizan en primer lugar para producir unidades moleculares menores, las cuales son sometidas a bio-oxidación, convirtiéndose principalmente en ácidos orgánicos de cadena corta, tales como acético, propionico y butílico. Una población heterogénea de bacteria facultativas y anaerobias es responsable de estas reacciones de hidrólisis y oxidación. En la etapa de fermentación ácida no se produce una reducción importante de la DQO ya que principalmente lo que ocurre es la conversión de las moléculas orgánicas complejas en ácidos orgánicos de cadena corta que ejercen también una demanda de oxígeno.

- FERMENTACION METANICA

En la etapa de fermentación metánica, microorganismos metanogénicos que son estrictamente anaerobios, convierten los ácidos de cadenas más largas a metano, dióxido de carbono y ácidos orgánicos de cadenas más cortas. Las moléculas

ácidas se rompen repetidamente dando lugar finalmente a ácido acético el cual producirá dióxido de carbono y metano.

El grupo de bacterias facultativas y anaerobias responsable de la etapa de fermentación ácida tiene una velocidad de crecimiento mas elevada que las bacterias metanogenicas responsables de la etapa de fermentación metánica. Como resultado, la etapa de fermentación ácida es relativamente rápida por lo que la etapa de fermentación metánica es la que controla la velocidad en los procesos anaerobios.

Ya que la fermentación metánica controla la velocidad del proceso, es importante mantener las condiciones de una fermentación metánica eficaz y el tiempo de residencia para los microorganismos metanicos debe ser el adecuado de otra manera serán eliminados del sistema.

Los datos experimentales demuestran que el tiempo de residencia requerido varía desde 2 a 20 días. El nivel optimo de pH va de 6.8 a 7.4.

Algunas de las ventajas del tratamiento anaerobio sobre el aerobio son las siguientes:

- Ya que no se emplea equipo de aireación, se produce ahorro de costo de inmovilizado así como de consumo energético en el tratamiento aerobio.
- El coeficiente de producción de biomasa para los procesos anaerobios es mucho menor que para los sistemas aerobios. Esto significa que se produce menos biomasa por unidad de reducción de sustrato y en consecuencia se presentan ahorros considerables en los procesos de manejo y evacuación del exceso de lodo (purga). Esto significa también un menor requisito de nutrientes (nitrógeno y fósforo).
- En los procesos anaerobios es posible operar a cargas orgánicas del influente superiores que para el caso de los procesos aerobios. Este hecho resulta de la limitación de velocidad de la transferencia de oxígeno de los procesos aerobios.
- La producción de metano en los procesos anaerobios es una ventaja debido a su valor como combustible. Una parte sustancial de la necesidad energética de los procesos anaerobios puede obtenerse de los gases emitidos.

Algunas de las desventajas del tratamiento anaerobio con respecto al aerobio son las siguientes:

- Se necesitan mayores tiempo de residencia. En consecuencia, los costos de inversión en volumen de vasija son superiores en el tratamiento anaerobio.

- Los malos olores asociados a los procesos anaerobios, debido principalmente a la producción de sulfuro de hidrogeno y mercaptanos, fundamentalmente en zonas urbanas.
- Se necesitan mayores temperaturas para asegurar que los procesos anaerobios se producen a velocidades razonables. Normalmente, la temperatura de los procesos esta al rededor de los 35°C, lo que significa que puede necesitarse el precalentamiento de la alimentación o el calentamiento del reactor anaerobio. Sin embargo, este requisito energético puede no ser una desventaja seria, si una parte sustancial puede suministrarse a partir del gas metano producido.
- La sedimentación de la biomasa anaerobia en el clarificador secundario es más difícil que la decantación de la biomasa en el proceso de todos activos. Esto significa que los costos de inversión para la clarificación son superiores. sin embargo, si el agua residual a tratar en el proceso anaerobio contiene una concentración elevada de sólidos en suspensión a los que puede adherirse la biomasa, pueden conseguirse buenas condiciones de sedimentación en el clarificador secundario. Este es el caso de algunas aguas residuales industriales de conservas de carne, rastros, cervezas y conservas de pescado, a las que normalmente se aplica el tratamiento anaerobio.

Pueden hacerse las siguientes observaciones

1. El pH al comienzo de la degradación anaerobia (fermentación ácida) desciende debido a la fermentación de ácidos orgánicos. Ya que en la última etapa (fermentación metánica) estos ácidos se rompen y el pH aumenta, este incremento comienza aproximadamente a los dos días.
2. DQO remanente. Ya que durante ese periodo los compuestos orgánicos simplemente se convierten a su forma soluble, por ello no hay reducción de la DQO. La DQO cae rápidamente después de su etapa inicial.
3. Producción de metano y ácidos volátiles. Se presenta un aumento rápido en la producción de metano con un descenso correlativo en los ácidos volátiles y un aumento del pH después de los dos primeros días.
4. Para tiempos de residencia largos casi todos los ácidos volátiles se convierten a metano y dióxido de carbono. Las fracciones volumétricas son aproximadamente 2/3 y 1/3 para el metano y dióxido de carbono.

3.3 TRATAMIENTOS TERCIARIOS

El tratamiento terciario (al que se conoce también como tratamiento avanzado) es la serie de procesos destinados a conseguir una calidad del efluente, superior a la del tratamiento secundario, en este capítulo se describen los siguientes tipos de tratamiento terciario:

- 1 Separación de sólidos en suspensión
- 2 Adsorción en carbón activo
- 3 Intercambio iónico
- 4 Osmosis inversa
- 5 Electrodiálisis
- 6 Oxidación química (cloración y ozonización)
- 7 Eliminación de nutrientes (eliminación de nitrógeno y fósforo)
- 8 Sonozone para la purificación de aguas residuales.

Muchos de estos procesos actualmente ya no se emplean demasiado, pero su empleo a mayor escala está previsto conforme las exigencias de calidad de los efluentes se hagan más estrictas en el futuro.

3.3.1 ELIMINACION DE SOLIDOS EN SUSPENSION

Los sólidos en suspensión que no han sido eliminados en las operaciones convencionales de tratamiento primario y secundario pueden constituir una parte importante de la DBO de los efluentes de las plantas de tratamiento. Se dispone de los siguientes procesos para la eliminación de estos sólidos en suspensión:

- **Microtamizado.** Los microtamices se construyen sobre tambores rotativos. El agua residual se alimenta de forma continua en la parte interior del tambor, fluyendo hasta la cámara de almacenamiento de agua clara a la parte exterior. La limpieza de la superficie interior del tambor se lleva a cabo mediante pulverizadores de agua clara, necesitándose normalmente del orden del 5% del volumen de alimentación para esta limpieza. Con el microtamizador se consigue eliminaciones del 70-90 % de los sólidos en suspensión.
- **Filtración.** Se utiliza normalmente este proceso para conseguir rendimientos en la eliminación de sólidos en suspensión de hasta el 99%. Los materiales de relleno de los filtros más empleados son arena, antracita y tierra de diatomeas.
- **Coagulación.** Esta se lleva a cabo utilizando sulfato de alumina, polielectrolitos, cal y otros reactivos químicos.

3.3.2 ADSORCION EN CARBON ACTIVADO

Adsorción es un fenómeno que consiste en la acumulación de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno tiene lugar cuando se coloca dicha superficie en contacto con una solución. Una capa de moléculas de soluto se acumula en la superficie del sólido debido al desequilibrio de las fuerzas superficiales en el interior del sólido, las moléculas están rodeadas totalmente por moléculas similares y por lo tanto sujetas a fuerzas equilibradas, las moléculas en la superficie están sometidas a fuerzas no equilibradas. Debido a que estas fuerzas son suficientemente elevadas, pueden atrapar moléculas de un soluto que se halle

en contacto con el sólido. A este (por ejemplo carbón activado) se le denomina adsorbente y el soluto a adsorber se denomina adsorbato. La capacidad de adsorción es función de la superficie total del adsorbente, ya que cuanto mayor sea esta superficie se dispone de mayor número de fuerzas residuales no equilibradas para la adsorción.

El carbón activado granular, o bien en forma de polvo, se ha empleado profusamente como adsorbentes en las plantas de tratamiento de agua para eliminar los olores y sabores que producen los contaminantes. Se prevé que debido a la atención que se está prestando a las mayores exigencias de calidad de los efluentes, el uso del carbón activado en el tratamiento terciario de las aguas residuales aumentará considerablemente en el futuro.

Preparación de los carbones activos; El carbón activado se prepara a partir de materias primas carbonosas tales como madera, lignito, carbón y cáscaras de nuez mediante procesos térmicos que implican la deshidratación y carbonización de los mismos. A partir de los cuales se obtiene una estructura muy porosa con grandes áreas superficiales (tan elevadas como $1000 \text{ m}^2/\text{gr}$).

Reactivación de los carbones activos; La gran ventaja del carbón activado es que como adsorbente tiene la posibilidad de reactivación (hasta 30 veces o más) sin pérdida apreciable de poder de adsorción. Usualmente la reactivación se lleva a cabo calentando el carbón agotado hasta 930°C en una atmósfera aire-vapor (reactivación térmica). Esta operación puede realizarse en hornos de hogar múltiple o en hornos rotatorios. Los productos orgánicos adsorbidos se queman y el carbón activado se restaura básicamente hasta su capacidad inicial de adsorción.

3.3.3 INTERCAMBIO IONICO

El intercambio iónico es el proceso, en que los iones que se mantienen unidos a grupos funcionales sobre la superficie de un sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por iones de una especie diferente en disolución. Este procedimiento ha llegado a ser notablemente importante en el campo del tratamiento de las aguas residuales. Ya que la desmineralización completa puede alcanzarse mediante intercambio iónico, es posible utilizar procesos de tratamiento de corriente dividida, en los que parte del agua residual afluente se desmineraliza y se combina después con parte del influente que ha sido desviado del tratamiento para producir un efluente de calidad específica, por ejemplo de una determinada dureza.

Resinas de intercambio iónico. Hasta los años cuarenta las zeolitas naturales eran los únicos cambiadores de iones disponibles. La capacidad de intercambio iónico era relativamente baja, lo que limitaba la posibilidad económica del proceso en su aplicación al tratamiento de las aguas residuales. A partir de entonces las zeolitas naturales han sido sustituidas por resinas sintéticas tales como estireno y divinilbenceno. Estas resinas son polímeros insolubles a los que se añaden grupos básicos o ácidos mediante reacciones químicas, estos grupos son capaces de un intercambio reversible con los iones presentes en una disolución. El número total de

grupos funcionales por unidad de peso de resina determina la capacidad de intercambio, mientras que el tipo de grupo funcional determina la selectividad iónica y la posición del equilibrio del intercambio.

Existen dos tipos de resinas intercambiadoras iónicas:

- Cationicas
- Anionicas.

1 RESINAS INTERCAMBIADORAS CATIONICAS

Este tipo de resinas separan los cationes de una solución, intercambiándolos por iones sodio o por iones hidrogeno. Los iones quedan retenidos sobre la resina y se produce un efluente ablandado. Este efluente contiene principalmente iones de sales de sodio (sí se emplea el ciclo del sodio) o ácido (sí se emplea el ciclo de hidrogeno).

Cuando la capacidad de intercambio de la resina se agota, la resina debe regenerarse. Antes de la regeneración, la columna debe lavarse a contracorriente para eliminar los depósitos de sólidos. La regeneración consiste en el paso a través de la columna de una solución de salmuera o de una solución ácida normalmente ácido clorhídrico o ácido sulfúrico.

Las concentraciones típicas del regenerante son del 2-5% en peso con caudales de 40-80 l/(min)(m²), el residuo regenerante está formado por sales cationicas. Esta corriente residual supone del 10-15% del volumen de afluente tratado antes de la ruptura. A continuación de la regeneración el lecho del intercambiador se lava con agua para separar el regenerante residual. La mayoría de las resinas ácidas empleadas en el tratamiento de la contaminación del agua son resinas con ácidos fuertes.

2 RESINAS INTERCAMBIADORAS ANIONICAS

Las resinas intercambiadoras anionicas separan aniones de una solución intercambiándolos por iones oxhidrilo. De esta forma los aniones se eliminan de la solución. La regeneración se hace después de la ruptura, normalmente precedida por lavado a contracorriente para eliminar los depósitos de sólidos. Los regenerantes normalmente usados son hidróxidos de sodio y amonio. Las concentraciones normales del regenerante son del 5-10% en peso.

Normalmente los intercambiadores cationicos y anionicos se emplean en serie. Mediante una elección adecuada de los intercambiadores de iones, pueden resolverse todos los problemas de naturaleza inorgánica en las aguas residuales. Los intercambiadores anionicos son bases fuertes o débiles.

3.3.4 OSMOSIS INVERSA

Aunque los fenómenos osmóticos se conocen desde hace más de 200 años, los primeros experimentos relacionando la presión osmótica con la temperatura y la concentración del soluto se efectuaron al final del siglo pasado por Pfeffer.

La bolsa mostrada en la figura 3.3.4 está hecha de una membrana permeable al disolvente pero impermeable al soluto (sacarosa).

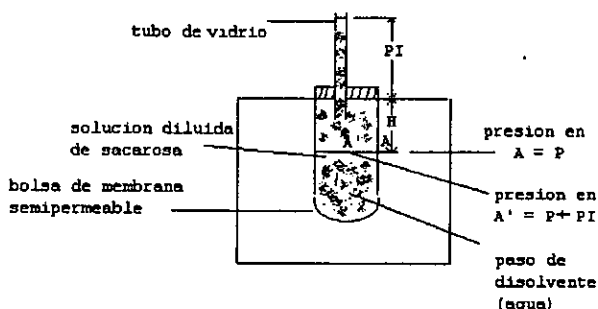


Fig 3.3.4 Experimento de la ósmosis

Estas membranas se conocen como semipermeables. Las primeras membranas semipermeables utilizadas en ósmosis fueron procedentes de tejidos animales y más tarde se desarrollaron membranas sintéticas, siendo actualmente las más empleadas las de acetato de celulosa.

Se coloca una solución diluida de sacarosa (por ejemplo 0.001 M) dentro de la bolsa semipermeable, que se sumerge en un depósito conteniendo agua pura. El agua se difunde espontáneamente desde el depósito al interior de la bolsa semipermeable. En consecuencia, a través del tubo de vidrio conectado a la solución diluida de sacarosa asciende una columna de líquido, alcanzando en el equilibrio una altura P por encima del nivel de agua en el depósito, en este momento se termina el paso del disolvente. La presión ejercida sobre los puntos A y A' situados al mismo nivel difiere por el aumento correspondiente a la altura p del líquido, este valor se denomina presión osmótica de la solución de sacarosa. La ósmosis se define como el paso espontáneo de un disolvente desde una solución diluida a otra más concentrada a través de una membrana semipermeable.

En el tratamiento de las aguas residuales mediante ósmosis inversa, el influente contaminado se pone en contacto con una membrana adecuada a una presión superior a la presión osmótica de la solución. Bajo estas circunstancias, el agua con

una cantidad muy pequeña de contaminantes pasa a través de la membrana. Los contaminantes disueltos se concentran en el compartimiento del agua residual. Este concentrado, que posiblemente sea una pequeña fracción del volumen total de agua residual a tratar, se descarga. Se obtiene agua purificada en el otro compartimiento.

La investigación indica que en principio la osmosis inversa puede usarse para obtener un efluente de cualquier grado de pureza deseado manteniendo caudales razonables. Muchos materiales naturales tienen características semipermeables. Las membranas animales y vegetales son buenos ejemplos se han utilizado como materiales semipermeables el colodion, los celofanes, el vidrio poroso, vidrio finamente molido, y precipitados inorgánicos como ferrocianuro de cobre, y fosfatos de zinc y uranilo. Todos estos, sin embargo tienen la desventaja de que se producen grietas por lo que presentan una selectividad de corta duración y una baja uniformidad de producción.

Las membranas de acetato de celulosa son las mejores membranas semipermeables desarrolladas hasta la fecha usando la técnica apropiada para preparar las membranas con permeabilidades elevadas y gran rendimiento en la separación de solutos a partir de soluciones acuosas de cloruro sódico.

3.3.5 ELECTRODIALISIS

La electrodiálisis se desarrollo para la separación del agua de mar. Es un método prometedor de eliminación de nutrientes inorgánicos (fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales y, por ello, una posible etapa final en los procesos de tratamiento de aguas residuales.

Los componentes básicos de una celda de electrodiálisis son una serie de membranas hechas de resina de intercambio ionico. Estas membranas son permeables sólo a las especies ionicas y son relativamente selectivas de un tipo específico de iones. Existen dos tipos de membranas utilizadas en las celdas de electrodiálisis:

- Membranas cationicas, que poseen una carga fija negativa, permitiendo a los cationes (iones positivos) pasar a través de ellas pero repeliendo a los aniones (cargas negativas).
- Membranas anionicas, que poseen una carga positiva fija, permitiendo el paso de los aniones (iones negativos) a través de ellas pero repeliendo a los cationes (iones positivos).

El paso de los iones a través de las membranas se acelera por la aplicación de una tensión constante a lo largo de una serie de membranas permeables al catión y al anión. El cátodo y el ánodo se colocan en los dos extremos de la celda de forma tal que la membrana más próxima al cátodo sea permeable a los cationes y la más

próxima al ánodo sea permeable a los aniones. El agua residual cruda se alimenta continuamente en los compartimientos de concentración y el agua residual se extrae continuamente de los compartimientos de dilución.

Para un funcionamiento adecuado de la celda de electrodiálisis, la materia en suspensión, los aniones orgánicos de gran tamaño y la materia coloidal deben separarse antes del proceso. Si esto no se hace, estos materiales pueden provocar el ensuciamiento de la membrana, lo que conduce a un aumento de la resistencia eléctrica total. Para una tensión constante aplicada, la corriente que pasa a través de la celda disminuye. Por lo tanto, la capacidad desmineralizadora del equipo disminuye también, ya que según la ley de Faraday hay migración de un equivalente-gramo de una especie iónica por amperio por segundo aplicado.

El ensuciamiento de las membranas es el mayor problema a superar con objeto de alcanzar el funcionamiento económico de la electrodiálisis en el tratamiento de las aguas residuales. El ensuciamiento disminuye mediante:

- El tratamiento de agua residual cruda con objeto de separar la materia en suspensión coloidal y los iones orgánicos de gran tamaño. Esto se realiza mediante la adición de coagulantes, La filtración a través de microfiltros y/o la adsorción de columnas de carbón activado. El costo de este tratamiento puede hacer que el proceso resulte antieconómico.
- El ensuciamiento se disminuye mediante la parada periódica de la planta para limpieza.
- La inversión frecuente de la corriente tiende a minimizar los efectos del ensuciamiento.

3.3.6 PROCESOS DE OXIDACION QUIMICA (cloración y ozonización)

1 CLORACION

La cloración es un proceso muy usado en el tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas. Algunos efluentes industriales que normalmente se cloran antes de su descarga a las aguas receptoras son los procedentes de las plantas de azúcar de caña, de azúcar de remolacha, de centrales lecheras, de las fabricas de pasta y papel, de las plantas textiles, de las de curtido, de las petroquímicas, de las farmacéuticas, y de las de acabado superficial de los metales.

Los objetivos de la cloración se resumen de la siguiente forma:

- **DESINFECCIÓN.** Fundamentalmente el cloro es un desinfectante debido a su fuerte capacidad de oxidación, por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas.

- **REDUCCION DE LA DBO.** El cloro produce una reducción de la DBO por oxidación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales.
- **ELIMINACION O REDUCCION DE COLORES Y OLORES.** Las sustancias que producen olor y color presentes en las aguas residuales se oxidan mediante el cloro. La capacidad oxidante del cloro se emplea para el control del olor y la eliminación del color en muchos tratamientos industriales.
- **OXIDACION DE LOS IONES METALICOS.** Los iones metálicos que están presentes en forma reducida se oxidan por el cloro.
- **REACCIONES.** Cuando se añade al agua cloro bien como gas o como solución, el cloro reacciona para formar ácido hipocloroso, y que se disocia en iones cloro e hidrógeno. Como el hipoclorito es un ácido débil, una parte importante del cloro residual esta formada por hipoclorito sin disociar, En presencia de amoniaco, el ácido hipocloroso reacciona para formar monocloroamina, dicloroamina y tricloruro de hidrógeno. Las proporciones relativas de estos compuestos dependen de pH y de la concentración de amoniaco presente. Estos compuestos son responsables de olores y sabores desagradables en el agua. Asimismo, la capacidad desinfectante de estos compuestos es menor que la del cloro.

2 OZONIZACION

La oxidación química con ozono es un método efectivo para tratar las aguas residuales, basándose en los siguientes factores:

- El ozono reacciona fácilmente con los productos orgánicos no saturados presentes en las aguas residuales.
- La tendencia a la formación de espuma de las aguas residuales se reduce después del tratamiento de ozono.
- La ruptura de los anillos y la oxidación parcial de los productos aromáticos deja a las aguas residuales más susceptibles de tratamiento convencional biológico.
- El ozono presente en el efluente se convierte rápidamente a oxígeno una vez que ha servido a sus fines, este oxígeno es beneficioso para las corrientes receptoras y ayuda a mantener la vida acuática. De manera contraria al cloro, el ozono puede sustituir al cloro en el tratamiento de las aguas residuales que contienen cianuro.

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 capsulas proteicas de los virus. En contraste, el

mecanismo de desinfección del ozono es la oxidación citoplasmática completa de los virus y las bacterias.

3.3.7 ELIMINACION DE NUTRIENTES

1 ELIMINACION DE FOSFORO

La eliminación de nutrientes (compuestos de fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales es una operación importante. Se ha acentuado el interés de la eliminación de fósforo por dos razones: 1) el fósforo es el nutriente más crítico, y 2) los procesos de eliminación de nitrógeno son menos eficaces y más claros. La mayoría de los procesos de tratamiento para la eliminación de nutrientes que se encuentran en funcionamiento hoy día están proyectados para la eliminación de fósforo exclusivamente.

Los procesos para la eliminación de fósforo son :

- 1 Precipitación química
- 2 Proceso de lodos activos
- 3 Balsas de estabilización
- 4 Osmosis inversa
- 5 electrodiálisis.

El proceso de lodos activos, aunque pensado para la separación de compuestos orgánicos, puede utilizarse en la eliminación de fósforo y nitrógeno, ya que las células biológicas contienen aproximadamente 25 de fósforo y el 12% de nitrógeno en peso. En una planta municipal típica de lodos activos, el crecimiento microbiano es responsable de una reducción de 10 a 30% del fósforo en el afluente, dependiendo de la edad de lodos utilizada en la operación. Aproximadamente 1.0 mg/l de fósforo es eliminado por cada 100 mg/l de la DBO_5 soluble separada. Sin embargo, algunas plantas de tratamiento biológico, logran la eliminación de fósforo superiores a las requeridas por la síntesis de la biomasa.

Las balsas de estabilización conducen a eliminaciones relativamente elevadas de nitrógeno, siempre que las condiciones de luz y temperatura sean favorables al crecimiento de las algas. Durante el verano, pueden alcanzarse separaciones de aproximadamente 80%, mientras que en invierno este rendimiento puede descender a 20% o menos. La osmosis inversa y la electrodiálisis son todavía demasiado costosas para un uso generalizado.

2 ELIMINACION DE NITROGENO

Existen varias razones importantes que justifican la eliminación de los compuestos de nitrógeno de las aguas residuales antes de su descarga a los cauces receptores. El nitrógeno junto con el fósforo, juega un papel importante como nutriente en el proceso de eutrofización.

Los compuestos nitrogenados exigen una demanda de oxígeno, los compuestos orgánicos de nitrógeno en las aguas residuales, bajo condiciones ambientales favorables, se convierten en nitrógeno amoniacal. En consecuencia se consume el oxígeno disuelto presente en las aguas receptoras, causando de esta forma un efecto perjudicial sobre el medio ambiente, la flora y la fauna. Los microorganismos nitrosomonas y nitrobacter se denominan en forma general bacterias nitrificantes. Estas bacterias están clasificadas como microorganismos autótrofos, debido a que utilizan carbono inorgánico como fuente de carbono. Por otra parte la población bacteriana asociada con los lodos activos convencionales utilizan como fuente de carbono compuestos orgánicos relativamente complejos y se denominan microorganismos heterótrofos.

La presencia de iones amonio en un agua residual conduce a la formación de cloraminas y tricloruro de nitrógeno por reacción con el cloro utilizado como desinfectante. Como estos compuestos tienen un poder desinfectante considerablemente inferior al del propio cloro, esta situación resulta indeseable. Más aun, las cloraminas y el tricloruro de nitrógeno pueden ser responsables de olores y sabores desagradables en las aguas potables.

El ion amonio es tóxico para la vida acuática. Conforme las reglamentaciones ambientales se hacen más estrictas, se hace más necesaria la eliminación de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales con objeto de cumplir con los estándares de calidad del efluente.

3.3.8 PROCESO SONOZONE⁴

El proceso combina el ultrasonido y el tratamiento con ozono. El tratamiento incluye tres etapas de las cuales las dos iniciales son unidades de pretratamiento.

Sección fisicoquímica. El lodo se separa mediante una serie de unidades de tratamiento primario utilizando la coagulación seguida de clarificación.

Sección de filtración. El sistema de filtración está proyectado para eliminar los sólidos de tamaño microscópico y los productos orgánicos procedentes del agua residual clarificada.

Sección sonozone. La unidad central es la que comprende el ozono y los ultrasonidos. Consiste de un pequeño disco metálico vibratorio en el fondo de un tanque a través del cual fluye el agua residual. Se envía una corriente estable de ondas ultrasónicas mediante el disco vibratorio y simultáneamente se hace burbujear ozono producido en un generador cercano a la unidad mediante arcos de corriente eléctrica a través del aire.

⁴ Este proceso ha sido desarrollado en la Universidad de Notre Dame y Ecology Division of telecommunications Industries. Fuente: Rubens Ramalho, Introduction to wastewater treatment processes, 1991.

El mecanismo exacto de los fenómenos que tienen lugar cuando el agua residual se somete a una combinación de ozono y ondas de ultrasonido esta todavía bajo investigación.

Las ondas de alta frecuencia rompen las bacterias y las partículas en disolución en otras de tamaño submicronico. De esta forma se hacen muy susceptibles al fuerte efecto oxidante del ozono, con lo cual el consumo de este producto es menor que el requerido en otras circunstancias.

En los ensayos que se efectúan en la Universidad de Notre Dame, en menos de 60 segundos de tratamiento se destruyen el 100% de bacterias y virus fecales, el 93% de los fosfatos t el 72 % de los compuestos nitrogenados.

La calidad del efluente es casi exclusivamente la misma a la que podría conseguirse mediante destilación.

En el efluente el ozono se descompone rápidamente en oxígeno. Este oxígeno disuelto es beneficioso a la corriente receptora y ayuda a mantener la vida acuática.

3.3.9 RADIACION ULTRAVIOLETA

La luz electromagnética que abarca de 180 a los 400 nm de longitud de onda y entre los 220 y los 300 nm tienen propiedades germicidas. La forma en que actúa es la siguiente: el haz luminoso alisa las proteínas contenidas en los ácidos ribonucleicos (ARN) y desoxirribonucleicos (ADN) de la célula, de esta forma evita que la información genética se replique y por ello los microorganismos no se pueden reproducir.

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 menor al 10% en celda estándar de cuarzo de 1cm, en la medida el agua absorba o disipe más luz será el desempeño en la desinfección.

3.4 TRATAMIENTO DE LODOS

En la mayoría de los procesos de tratamiento primarios, así como secundarios, se producen lodos, de los que hay que deshacerse en forma adecuada. Los lodos que resultan únicamente de los procesos de separación sólido-líquido (decantación, flotación) se conocen como lodos primarios, y los provenientes de procesos biológicos se designan lodos secundarios. Los primarios consisten en partículas sólidas, básicamente de naturaleza orgánica. Los secundarios son fundamentalmente biomasa en exceso producida por los procesos biológicos.

Una fracción importante de las sustancias contaminantes que se separaran en los procesos de tratamiento de aguas residuales se encuentran finalmente en estos lodos. Para el caso de lodos primarios, entre un 30 y un 50 % de la DBO del influente se separa en los lodos del clarificador primario como DBO insoluble. En las plantas de lodos activos, alrededor de 2/3 de la DBO soluble separada corresponde a compuestos orgánicos oxidados para producir la energía de mantenimiento, pero el 1/3 restante corresponde a células microbianas que se encuentran en el lodo en exceso de las purgas. Obviamente estos lodos no deben evacuarse sin un tratamiento adecuado previo, ya que estarían en contradicción con los objetivos de los procesos de tratamiento considerados.

Una posibilidad, en la secuencia de procesos considerados es la reducción de las cantidades de compuestos orgánicos y volátiles contenidos sometiendo los lodos a una digestión. Tanto los procesos de digestión aerobios, como los anaerobios, se trataron anteriormente. El lodo resultante de la digestión, con un contenido considerablemente inferior de materia orgánica, se conoce como lodo estabilizado, los objetivos principales de la estabilización son:

- Reducción o eliminación de olores molestos
- Reducción del volumen de líquido o peso de sólidos a tratar en operaciones sucesivas
- Reducción de los microorganismos patogénicos en los lodos. Para lodos de difícil secado se hacen necesarios pretratamientos especiales, que incluyen coagulación química y tratamientos térmicos que se describen mas adelante.

3.4.1 METODOS DE ESPESAMIENTO

1 ESPESAMIENTO POR GRAVEDAD

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

La carga hidráulica en estos sistemas varia de 16 a 33 m^3/m^2d , mientras que las cargas orgánicas varían de 90 a 100 kg/m^2d para lodos primarios y de 20 a 30 kg/m^2d para lodos secundarios.

Los espesadores por gravedad pueden ser estáticos es decir que constan de un tanque con una pendiente 60°, y los espesadores mecanizados que constan de un conjunto de rastras giratorias, que operan a poca velocidad facilitando el desprendimiento de los lodos.

2 FLOTACION

El espesamiento por flotación es más eficiente si los lodos son ligeros, es decir, provienen de los procesos como lodos activados o filtros percoladores. Los lodos pesados como los obtenidos de sedimentadores primarios se manejan mejor por

gravedad. La flotación es una técnica similar a la utilizada en la recuperación de fibras como la celulosa.

Existen cuatro variantes para la flotación: con aire disuelto, al vacío, por dispersión de aire y biológica. De ésta 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% que el influente y es presurizado a más de 550 KN/m^2 . 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.

3 FILTRO BANDA

Otra forma de llevar a cabo el espesamiento 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 por flotación y además ocupa menos espacio, pero tiene el inconveniente de requerir el uso de polímeros para lograr el espesado.

3.4.2 DIGESTION O TRATAMIENTO DE LODOS

1 DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS

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 hasta obtener productos estables e inertes, originándose durante este proceso gran desprendimiento de gas.

La digestión anaerobia se realiza en ausencia de oxígeno, por microorganismos anaerobios, en reactores cerrados y adaptados para tal fin. La digestión tiene lugar en dos fases. 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 sulfúrico, estas fases también es conocida como de digestión ácida. Inmediatamente después ocurre la segunda fase o digestión alcalina. En esta el pH sube hasta 7.4, transformándose los productos de la primera fase en metano, bióxido de carbono.

Si baja la temperatura o aumenta la carga de lodos que se suministra al digestor, éste puede volver a la digestión ácida; por lo que debe observarse estos dos parámetros si el pH del digestor empieza a bajar, se añade cal para mantener el pH adecuado. Como la temperatura es esencial deberá trabajarse al más alto grado térmico posible.

Los digestores de lodos anaerobios son normalmente de dos tipos: digestores de una etapa y digestores de dos etapas.

El proceso de digestión se favorece por la alta temperatura (normalmente entre 24 y 40°C), lo que exige que el lodo en digestión se caliente mediante serpentines de vapor dentro del reactor, o por medio de un calentador externo de lodos. El gas se recoge por la parte superior del digestor, y se utiliza normalmente como combustible debido a su alto contenido de metano.

2 DIGESTION AEROBIA

La digestión aerobia es un proceso en el cual se produce una aireación, por un periodo significativo de tiempo, de una mezcla de lodo digerible de la clarificación primaria y lodo de tratamiento biológico aerobio, con el resultado de una destrucción de células, y una disminución de sólidos en suspensión volátiles (VSS).

El objetivo principal de la digestión aerobia es reducir el total de lodos que se debe evacuar posteriormente. Esta reducción es el resultado de la conversión, por oxidación, de una parte sustancial del lodo en productos volátiles ($\text{CO}_2, \text{NH}_3, \text{H}_2$).

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.

3 COMPOSTEO ó COMPOSTA

El composteo es un proceso por el cual la materia orgánica experimenta una degradación biológica hasta dar un producto final estable. El lodo convertido adecuadamente en composta es un material sin problemas de carácter sanitario, exento de olores y de características similares al humus. Aproximadamente, del 20 al 30% de los sólidos volátiles se convierte en bióxido de carbono y agua. Además, dado que el 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.

La mayoría de las operaciones de formación de composta consta de tres etapas básicas:

- Preparación de los residuos a tratar
- Descomposición de los residuos preparados
- 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: a) el composteo por apilamiento que se realiza a campo abierto y b) El composteo de pilas aireadas que se realiza mecánicamente y en un lugar cerrado.

4 TRATAMIENTO CON CAL

El tratamiento con cal puede hacerse tanto con cal apagada $\text{Ca}(\text{OH})_2$, como con cal viva CaO , en ambos casos se puede hacer 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 requiere menos reactivo y los resultados son mejores.

Independientemente de la combinación que se utiliza, el procedimiento consiste en agregar cal para elevar el pH del lodo hasta 12 y que permanezca a ese nivel durante 2 horas como mínimo y debe permanecer el pH por arriba de 11 durante varios días.

5 TRATAMIENTO TÉRMICO DE LODOS

Se consideran dos tipos de tratamientos conocidos como 1) Porteus y 2) Zimpro, que conllevan una oxidación húmeda del lodo, consistente en una oxidación química de los sólidos orgánicos en fase acuosa, por oxígeno disuelto, en reactores que funcionan a elevada temperatura y presión. Las ventajas del tratamiento térmico son que los lodos se esterilizan, desodorizan y pueden filtrarse más fácilmente, tanto en filtros a vacío como de presión.

El proceso Porteus incluye el funcionamiento en continuo a presiones de 12 a 15 kg/cm^2 y temperaturas aproximadamente de 200°C . Después de pasar por un tritador, el lodo se bombea desde el depósito de acumulación a través de un intercambiador térmico, donde se calienta por medio del lodo caliente de salida del reactor. En el reactor se inyecta vapor a alta presión. El tiempo de residencia en el reactor es de unos 30 min. Con este sistema se puede conseguir una reducción de 80-90% en la materia orgánica, encontrándose parte de materia orgánica y amonio entre los productos finales.

El proceso Zimpro se diferencia del Porteus fundamentalmente en el hecho de que se inyecta aire en lugar de vapor, por medio de un compresor.

3.4.3 ACONDICIONAMIENTO DE LODOS

Generalmente, los lodos (crudos, digeridos o estabilizados) requieren un acondicionamiento para eficientar el secado.

1 ACONDICIONAMIENTO QUIMICO

Los reactivos químicos para el acondicionamiento de los lodos suelen ser: Acido sulfúrico, sulfato de aluminio, sulfato ferroso y férrico, cloruro férrico, cal, polielectrolitos.

El cloruro férrico es el más usado para todos los tipos de lodos. Normalmente, se adiciona conjuntamente con cal en proporción de 1.5 a 2.5 veces superior. Mientras que el ácido sulfúrico y la cal sólo se emplea para fijar el pH ideal para la floculación que puede variar en cada caso.

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.

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.

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.

3.4.4 SECADO DE LODOS

Los lodos digeridos o estabilizados necesitan secarse dada la cantidad de agua que todavía contienen. El método más simple es de deshidratación en lechos o eras de secado, los cuales están formados por un sistema de drenaje, así como por una capa de grava de 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

1 FILTRACION AL VACIO

Este proceso de filtración es el que más uso tiene para la deshidratación de los lodos. Para lo que se utiliza los filtros de vacío que pueden ser los de tambor o los de disco. Para lodos de aguas residuales se usan los de tambor rotativo y carga exterior con alimentación por la parte inferior. La concentración de los lodos de entrada al filtro debe ser alrededor del 8% en peso.

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 algodón, lana, nylon, dracan y otros de tipo sintético; fabricándose con diferentes porosidades.

2 FILTRO PRENSA

En un filtro prensa, la deshidratación se efectúa forzando la evacuación del agua del lodo por la aplicación de una presión elevada. Entre sus ventajas se encuentra; altas concentraciones de sólidos en la torta, obtención de un líquido filtrado muy clarificado, elevada captura de sólidos y 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.

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.

3 FILTROS DE BANDAS HORIZONTALES

Estos se han clasificado en forma global como filtros de banda horizontales e incluyen: concertadores de tamiz móvil, filtros prensa de banda, sistemas de deshidratación capilar y filtros rotativos por gravedad. Los cuatro sistemas utilizan bandas continuas montadas horizontalmente sobre las cuales se descarga y deshidrata el lodo.

4 CENTRIFUGACION

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 los 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.

Para aguas residuales, hay tres tipos fundamentales de centrifugas que son: Centrifugas de cesta, de tornillo sinfín y de discos.

Las centrifugas de cesta suelen ser pequeñas, usándolas incluso en algunos casos para hacer pruebas piloto. La carcasa tiene un diámetro entre 0.3 y 1.20 m. Estas centrifugas 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 admite caudales de tipo medio y dan como resultado una gran recuperación de sólidos normalmente sin coagulante.

Las centrifugas de tornillo sinfín es uno de los más usados 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. Su aceleración varía de 2,000 a 4,500 g.

Las centrifugas de discos 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, pueden llegar hasta los 8,000 g.

3.4.5 TRATAMIENTO TERMICO

Este tratamiento se efectúa mediante calentamiento del lodo durante un corto período de tiempo y bajo una determinada presión. Como consecuencia el lodo pierde agua unida a su estructura y quedando prácticamente sin olor y esterilizado.

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. El tiempo normal de permanencia del lodo en el reactor varía de 19 a 60 min. Este intervalo es muy importante porque influye en la transformación de los componentes del lodo. Por otra parte a la salida del reactor, por donde se descargan los lodos, se encuentra un intercambiador de calor para recuperar parte del mismo. Posteriormente los lodos se envían a un tanque de espesado de donde salen con una concentración del 30- 50% de sólidos y pasa a un filtro de vacío con rendimiento de dos a tres veces superior al normal en los procesos que no llevan acondicionamiento térmico.

INCINERACION

La incineración se utiliza para convertir la torta de los lodos secos o desaguados en cenizas inertes. Este no es muy utilizado ya que es complejo y requiere de 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 los sólidos del lodo que se alimenta al incinerador debe ser mayor al 15%, ya que los incineradores tienen una capacidad de evaporación de agua limitada. Por otra parte si su 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 los costos del tratamiento. La ceniza resultante será de aproximadamente el 10% del peso seco de los lodos.

3.4.6 DISPOSICION FINAL

Después de haber tratado los lodos de desecho y reducido su volumen, es necesario disponer de ellos. Existen varios métodos de disposición final. Es necesario que aprueben el análisis CRETIB (corrosivo, reactivo, explosivo, tóxico, inflamable, biológicamente peligroso), si no cumple con la normatividad del CRETIB entonces será necesario enviarlo a confinamiento especial. Actualmente solo funciona uno en el país localizado en estado de Nuevo León. El destino final de los lodos dependerá del tratamiento que haya recibido y de la posibilidad de aplicarlo en usos definidos. Si esto último no es viable, su destino final será el relleno sanitario.

CAPITULO 4
BASES DE DISEÑO

4.0 CRITERIOS PARA EL DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Entre los factores más importantes a considerar en el diseño (ver tabla 4.0) de una planta de tratamiento, esta la caracterización de las aguas residuales. Dicha caracterización debe contemplar los compuestos o elementos señalados en las normas, su volumen flujo de descarga, indica los aspectos cualitativos y cuantitativos de los contaminantes presentes en el agua a tratar, etc. Obteniendo con ello una imagen global que nos permita identificar las áreas críticas y su impacto. También se considera importante determinar hasta que límites podrá operar la planta de tratamiento ya en funcionamiento, para establecer un margen que nos permita afrontar las modificaciones en las normas hacia límites más estrictos, sin realizar inversiones a futuro.

Otros aspectos a considerar en la elección de un tratamiento son:

- **CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGAS.**

Se refiere a los límites máximos de concentración permisibles por los contaminantes más representativos 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 que estas aguas tendrán.

- **GENERACIÓN DE SUBPRODUCTOS.**

Los sistemas de tratamiento para aguas residuales municipales (tipo biológico), los principales subproductos son biomasa (lodo) y gases. La composición de los gases depende de la naturaleza del proceso. En los procesos anaerobios, los gases pueden tener un valor energético al estar constituidos por metano y bióxido de carbono, mientras que en los procesos aerobios sólo se produce CO_2 .

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 lo que es un factor que se debe tener en cuenta en la selección del tratamiento.

- **DISPONIBILIDAD DEL TERRENO**

El diseño de un sistema de tratamiento debe considerar no sólo el área que ocuparán los procesos, deberá contemplar áreas destinadas a acceso vehicular, depósito de lodos, instalación de equipo auxiliar y prever futuras ampliaciones.

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.

4.0 LOS PRINCIPALES FACTORES QUE DEBEN SER CONSIDERADOS EN LA ELECCIÓN DE UN MÉTODO DE TRATAMIENTO¹

FACTOR	COMENTARIOS
Aplicabilidad de los procesos	Esta se evalúa en base en la experiencia de las plantas operando, datos de literatura y datos de la planta piloto. Es necesario realizar pruebas en plantas piloto para determinar las condiciones de operación referentes al agua residual problema.
Intervalo aplicable al flujo	Los procesos se diseñan considerando un intervalo de flujo esperado.
Variación aplicable al flujo	Los procesos de tratamiento trabajan eficientemente con flujo constante; sin embargo, se debe tener en cuenta las variaciones del flujo que pueden ser toleradas por el sistema. Si la variación de flujo es grande se deberá emplear un tanque regulador.
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.
Compuestos inhibidores y que afectan al proceso	Se debe conocer que compuestos son inhibidores. Asimismo cuales son los contribuyentes que afectan al tratamiento.
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.
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.
Funcionamiento	La operación de las plantas es la medida en términos de la calidad del afluente, la cual se establece con los requerimientos de descarga establecidos en la legislación
Tipo de subproductos	Los tipos y cantidades de los productos residuales sólidos, líquidos y gaseosos deben ser conocidos y estimados. El empleo de las plantas piloto permite identificar los residuos generados.
Restricciones en el manejo de lodos	Deben considerarse en el procesamiento de lodos el sitio de disposición final, 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 las aguas residuales debe hacerse en forma conjunta
Restricciones ambientales	Si se emplean procesos biológicos debe considerarse la disponibilidad de nutrientes. Los factores ambientales como los vientos predominantes y su dirección, pueden restringir el uso de algunos procesos, especialmente en aquellos que generan olores.
Requerimientos químicos	Se debe tener disponibilidad de los reactivos empleados por el sistema para períodos largos de operación.
Requerimientos energético	Los requerimientos de energía, así como los costos de energía en el futuro, deben ser evaluados para el sistema durante el diseño
Otros tipos de requerimientos	Se debe de considerar durante el diseño el empleo de otros servicios dentro de la planta.
Disponibilidad	Se debe de conocer si la operación del proceso es fácil y bajo que condiciones opera, esto es, acepta variaciones de tipo hidráulica y si ocurre que tanto afecta el sistema.
Complejidad	Es necesario establecer el grado de complejidad de los procesos en su operación bajo condiciones normales y adversas. Para tener el nivel de requerimientos para el personal de la planta.
Empleo de los procesos en desuso	Debe establecerse en el caso de emplear sistemas poco comunes, la compatibilidad con otros procesos.
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.

¹ Alternativas de tratamiento de aguas residuales. IMTA 1997.

- **COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO.**

Son difícil de estimar debido a la gran variedad de factores por considerar que son función del sistema, concentración de los contaminantes y el caudal a tratar etc. Sin embargo, se han hecho estimaciones que permiten establecer que las lagunas facultativas, los tanques Imhoff y los sistemas aerobios son los más económicos.²

Otro de los requerimientos para el diseño de una planta de tratamiento es definir previamente cual es el uso o destino del agua tratada, con lo que se pueden establecer los siguientes puntos:

- Descargar a la red de drenaje cumpliendo las normas
- Reutilizar en actividades que no requieran la calidad inicial
- Reciclar al proceso

Otro punto a considerar es el costo de la inversión y de operación de la planta de tratamiento, y será conveniente realizar un estudio más profundo sobre todos los aspectos que pueden estar involucrados en el tratamiento del agua residual. Aunque en este proyecto no se consideran los costos de la planta de tratamiento de aguas residuales.

En el caso de la unidad habitacional se pretende que el agua residual sea reutilizada en otras actividades en donde la calidad inicial no es necesaria como el sanitario, jardinería y lavado de auto

4.1 PRINCIPALES CONTAMINANTES y SU TRATAMIENTO

A continuación aparecen los principales contaminantes presentes en las aguas residuales de origen municipal y los procesos más comúnmente empleados para su remoción de acuerdo con la tabla 4.1

Es importante conocer los contaminantes presentes en las aguas residuales y analizar las posibles alternativas de los métodos existentes, para poder elegir la alternativa que más se acerque a los requerimientos de descarga de las aguas residuales.

² Suzan y Aguilar, Seminario sobre uso eficiente del agua, 1992

Tabla 4.1 PRINCIPALES CONTAMINANTES Y SU TRATAMIENTO³

CONTAMINANTES	UNIDAD, PROCESO O SISTEMA DE TRATAMIENTO
Sólidos suspendidos	Cribado y desmenuzado Sedimentación Flotación Filtración Coagulación/sedimentación
Orgánicos Biodegradables	Lodos activados Filtro percolador Discos biológicos rotatorios Lagunas airadas Lagunas de oxidación filtración en arena Físico/químico
Patógenos	Cloración Ozonación
Nutrientes: a) Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación con biomasa fija Arrastre con amoníaco Intercambio iónico Cloración en el punto de quiebre
b) Fósforo	Coagulación/ sedimentación con sales metálicas Coagulación /sedimentación con cal Remoción bioquímica
Orgánicos refractarios	Adsorción con carbón activado Ozonación
Metales pesados	Precipitación química Intercambio iónico
Sólidos inorgánicos disueltos	Intercambio iónico Osmosis inversa Electrodialisis

El proceso elegido fue el de lodos activos ya que es uno de los recomendables para la remoción de materia orgánica biodegradable presente en las aguas domésticas, además este puede remover del 90 al 95 % de la DBO inicial, por otra parte es un proceso aerobio por lo que resulta más económico que los anaerobios, y la generación de lodos es mínima ya que estos se reciclan al reactor aprovechándolos en el proceso y reduciéndolos considerablemente. En cuanto al espacio que ocupan los equipos no necesita de grandes espacios.

³ Herman E. Manual de tratamiento de aguas residuales. 1991

4.2 GENERALIDADES DEL PROCESO CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVOS 6 ACTIVADOS

Básicamente el proceso convencional de lodos activados usa microorganismos en suspensión para oxidar la materia orgánica soluble y coloidal convirtiéndola en CO_2 y H_2O en presencia de oxígeno molecular.

Durante el proceso de oxidación, una parte de la materia orgánica se sintetiza en nuevas células. Una parte de las células sintetizadas, entran en auto-oxidación, en el reactor, y las restantes forman el lodo en exceso. Para lo que se requiere de oxígeno disuelto, para permitir que se lleven a cabo las reacciones de oxidación y síntesis.

Este proceso requiere de un reactor, un clarificador secundario y una línea de recirculación de lodos.

Los microorganismos reciben el impacto completo de cualquier carga instantánea y responden con una demanda repentina de oxígeno, creciendo biológicamente. Con el tiempo los microorganismos dejan el reactor y cuando la materia orgánica se ha estabilizado y la población microbiana comienza a decaer. Por lo que esta se comporta variando cotidianamente y en la práctica nunca se aproxima a un equilibrio relativamente constante.

El proceso de lodos activados convencional con mezclado completo es aquel en donde las aguas residuales se mezclan instantáneamente en el reactor, por ello la carga orgánica en el reactor es uniforme y produce tanto una demanda de oxígeno como un crecimiento biológico uniforme.

Los parámetros básicos de interés en el diseño de un proceso de lodos activados convencional son:

1. La remoción de DBO esperada
2. Las necesidades de aire y oxígeno
3. La producción de lodos
4. Los valores de la transferencia de oxígeno a las aguas negras
5. Las necesidades de nutrientes
6. Los lodos activados de recirculación
7. La separación de estos lodos

4.3 RECOMENDACIONES GENERALES⁴

Los dispositivos de medio poroso para airear las aguas negras mediante difusión producen burbujas con diámetros aproximados de 2 a 2.5 mm.

Los difusores deben localizarse a lo largo del reactor para producir un movimiento rotatorio de la masa de agua en este. Deberán observarse un espaciamiento mínimo entre los difusores para evitar que las burbujas se unan y produzcan coalescencia (unión por las fuerzas interfaciales, que tiende a formar una burbuja grande que sedimentará). Este espaciamiento dependerá del tipo de difusor empleado.

Deberán preferirse dispositivos que produzcan burbuja de diámetro pequeño a las del gran diámetro, para asegurar una eficiencia mayor en la transferencia de oxígeno. Deberá esperarse una transferencia de estos sistemas de aire difundido entre 0.25 Kg O₂/HP/hr y 1Kg O₂/HP/hr. Estos dispositivos ofrecen un control en el flujo de aire muy estable.

El tanque de aereación (reactor) podrá construirse de concreto reforzado o mampostería, con o sin muros interiores.

La profundidad del tanque será:
 $3.05 \text{ m} \leq \text{bordo libre} \leq 0.60 \text{ m}$

La relación de ancho a profundidad, cuando se use aireación por difusión será:
 $1/1 \leq \text{ancho/profundidad} \leq 2.2/1$

y para la misma condición, el ancho máximo permitido será:
 $4.60 \text{ m} \leq \text{ancho máximo} \leq 11.00 \text{ m}$

de igual forma el largo máximo corresponderá hasta 150.00 m.

Para tanques que usen difusores en ambos lados o en el centro de éstos, deberán diseñarse con anchos mayores que los especificados.

Deberá evitarse que ocurra un depósito de sólidos en el tanque, eliminando siempre las zonas sin movimiento o sea las zonas muertas, para esto se colocarán chaflanes longitudinales con dimensiones diferentes y con ángulos de 45° en las esquinas de los canales, en el fondo y en la superficie.

Estos tanques contarán con compuertas de fondo independientes para lograr su inspección y reparaciones.

Lastre suficiente para evitar flotación cuando los tanques estén vacíos.

⁴ Normas de diseño para el tratamiento de aguas negras, S.R.H. 1977

Secciones y armados adecuados en los muros perimetrales, para resistir empuje hidrostático en ambos lados de los mismos.

Las tuberías de los lodos de retorno se diseñarán para velocidad de:
30 cm/seg \leq velocidad del lodo \leq 45 cm/seg

Todo proceso convencional de lodos activados deberá cumplir con los siguientes criterios;

- 3 días \leq tiempo medio de residencia de las células en el sistema \leq 15 días
- 0.2 \leq dieta medida como alimento/ microorganismos (Kg DBO/Kg MLSS) \leq 0.4
- 0.32 \leq carga volumétrica del reactor medida como: Kg DBO/ m³ de reactor \leq 0.64
- 1500 mg/l \leq concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado \leq 3000 mg/l
- 4 horas \leq tiempo de retención hidráulico del reactor \leq 8 horas
- 0.25 \leq relación del gasto de recirculación al gasto de tratamiento \leq 0.5

4.4 ESTIMACION DE LA POBLACION Y SERVICIOS DE LA UNIDAD HABITACIONAL

Una vez considerados los criterios y recomendaciones existentes se procede a realizar el balance de agua y calculo del caudal necesario para satisfacer las necesidades del agua residual tratada en donde se pretende utilizar dicho servicio.

La unidad habitacional contará con 200 departamentos, estimandose una población de aproximadamente 1000 personas.

El agua en el hogar tiene diferentes usos, en la Ciudad de México se tienen los siguientes porcentajes de consumo al día ver tabla 4.4.

Tabla 4.4 PORCENTAJE DE CONSUMO DE AGUA EN LA CIUDAD DE MÉXICO AL DÍA.⁵

SERVICIO DESTINADO	PORCENTAJE
Inodoro	40
Regadera/ lavabo	30
Lavadora	15
Lavado de autos	4
Preparación de alimentos	5
Cocina	6
	100 %

De la tabla anterior podemos observar que el uso principal que se le da al agua potable que llega a los hogares de la ciudad de México es el inodoro, por lo que se

⁵ Energía, Medio Ambiente y Desarrollo. UNAM 1995.

debería utilizar agua tratada para este servicio, con el objeto de evitar un uso inadecuado del vital líquido, disminuyendo así su consumo.

4.5 ESTIMACION DEL FLUJO DE DISEÑO

El agua que se pretende tratar en la unidad habitacional sería para uso del inodoro, lavado de autos, riego de áreas verdes y banquetas con lo que se disminuiría el consumo del agua potable que será aproximadamente del 45 %.

Se estima que el agua destinada por persona en la Ciudad de México es de 203 l/d⁶. Y si suponemos que cada departamento de los 200, tendrá 5 integrantes, entonces el agua recibida será de 1,015 l/d por familia, aproximadamente un tinaco de 1 m³ lo que resulta razonable. En la tabla 4.5.a se muestran la estimación del flujo del agua en los diferentes servicios dentro de la unidad.

Tabla 4.5.a ESTIMACION DEL FLUJO DEL AGUA EN LA UNIDAD HABITACIONAL⁷

SERVICIOS DONDE SE EMPLEA AGUA POTABLE	ESTIMACION DEL FLUJO EN l/d
Inodoro	406
Regadera/lavabo	304.5
Lavado de ropa	152.25
Lavado de auto	40.6
Preparación de alimentos	50.75
Cocina	60.9
Total por familia	1015
Total por unidad habitacional	203,000

Del total del flujo estimado solo se pretende tratar la que se utilizará en los servicios antes mencionados. Por lo que se tendrá un excedente de agua que garantiza el flujo de la planta de tratamiento. La tabla 4.5.b resume los cálculos de estimación del flujo del agua a tratar.

Tabla 4.5.b ESTIMACION DEL FLUJO DEL AGUA A TRATAR EN LA UNIDAD HABITACIONAL⁸

SERVICIO DEL AGUA TRATADA	FLUJO EN m ³
Inodoro	81
Lavado de autos	8.1
Áreas verdes y banquetas	8.1
Total	97.2

⁶ Agua 2000, estrategia para la ciudad de México. Secretaría de energía 1995.

⁷ Datos obtenidos basados en el % de consumo de agua en el hogar y el flujo estimado por persona en la Ciudad de México

⁸ Datos obtenidos a partir del consumo estimado de 203 m³/d de los cuales se calcularon los flujos en que se empleará el agua tratada.

De la tabla anterior observamos que el flujo necesario para cubrir los servicios en donde se pretende usar el agua tratada es de $97.2 \text{ m}^3/\text{d}$, por lo que para fines de diseño redondearemos este número.

Por lo tanto el flujo para el diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales será de $100 \text{ m}^3/\text{d}$.

4.6 DEFINICION DE SIMBOLOS UTILIZADOS

Es importante definir en primer lugar la simbología a utilizar de los parámetros empleados en el proceso de lodos activos y así tener un mejor entendimiento del método. La tabla 4.6 muestra dichos símbolos.

Tabla 4.6 SIMBOLOGIA UTILIZADA EN EL PROCESO DE LODOS ACTIVOS.

<p>1. CAUDALES Q_1 = alimentación inicial m^3/s Q_2 = alimentación combinada m^3/s Q_3 = efluente del reactor m^3/s Q_4 = efluente final m^3/s Q_5 = descarga del clarificador m^3/s Q_6 = purga m^3/s $Q_1 = Q_4 + Q_6$ r = relación de reciclado</p>
<p>2. CONCENTRACIONES (mg/l) de la DBO soluble S_1 = DBO solubles de la alimentación S_2 = DBO solubles de la alimentación combinada S_4 = DBO solubles del efluente final</p>
<p>3. CONCENTRACIONES (mg/l) DE LOS SOLIDOS VOLATILES EN SUSPENSION (VSS). X_{v1} = VSS en la alimentación inicial X_{v2} = VSS en la alimentación combinada X_{vR} = VSS en el reactor. Esta concentración es igual a la VSS en el efluente del reactor X_{v4} = VSS en el efluente final X_{v5} = VSS en la descarga del clarificador</p>
<p>4. CONCENTRACIONES (mg/l) DE LOS SOLIDOS EN SUSPENSION NO VOLATILES (NVSS). X_{NV1} = NVSS en la alimentación inicial X_{NV2} = NVSS en la alimentación combinada X_{NVR} = NVSS en el reactor será igual a X_{NV2}, asimismo a los NVSS en el efluente del reactor X_{NV3} (reactor de mezcla completa en equilibrio) X_{NV4} = NVSS en el efluente final X_{NV5} = NVSS en la descarga del clarificador</p>
<p>5. PURGA $(\text{VSS})_6$ = kg/d de VSS en la purga $(\text{NVSS})_6$ = kg/d de NVSS en la purga $(\text{SST})_6$ = kg/d de SST en la purga</p>
<p>6. VOLUMEN DEL REACTOR V = volumen del reactor</p>
<p>7 PRODUCCION DE LODOS ΔX = kg/d</p>

4.7 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS 6 ACTIVADOS

El proceso de lodos activados se ha desarrollado como una operación continua mediante el reciclado de lodo biológico. La figura 4.8 representa un diagrama de flujo de proceso. Todas las variables importantes del proceso están indicadas en la tabla 4.6.

Las composiciones de las diferentes corrientes (numeradas del 1 al 7) están caracterizadas por tres tipos de concentraciones:

1. CONCENTRACIÓN DE LA DBO SOLUBLE.

Se simboliza mediante S_i en la que el subíndice (i) indica la corriente específica de que se trate, como se hace referencia en la tabla 4.6. La DBO soluble esta formada principalmente por compuestos carbonosos en disolución.

Debe hacerse hincapié en que el diseño de las plantas de lodos activados se basa en el consumo de la DBO soluble. Este consumo es el resultado del proceso de oxidación biológica que se presenta en el reactor por otra parte, la DBO insoluble se separa mediante sedimentación en los clarificadores primario y secundario.

2. CONCENTRACIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN (VSS)

Se denotan mediante el símbolo X_{vi} . En el que el subíndice V se refiere a la característica de volatilidad y subíndice (i) a la corriente específica de que se trate. Los sólidos volátiles en suspensión corresponden a los lodos biológicos, constituidos por una población heterogénea de microorganismos, la determinación experimental de los VSS se lleva a cabo midiendo la pérdida de peso de los sólidos totales en suspensión después de incineración en una estufa de laboratorio a 600°C. Esta pérdida de peso corresponde principalmente a la volatilización del lodo biológico. Los sólidos remanentes después de la incineración a 600°C corresponden a los sólidos en suspensión no volátiles. Su naturaleza es distinta de la de los lodos biológicos, estando constituidos por materia inerte tanto orgánica como inorgánica.

3. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS NO VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN (NVSS).

Se indican mediante el símbolo X_{Nvi} , en el que NV hace referencia a la no volatilidad de los sólidos, e (i) indica la corriente específica de que se trate por consiguiente:

$$SST = VSS + NVSS$$

Sólidos en suspensión totales = Sól. volátiles en susp. + Sól. no volátiles en susp.

En la figura 4.8 se presta especial atención a las concentraciones de a) DBO soluble, b) sólidos volátiles en suspensión y c) sólidos no volátiles en suspensión, de las diferentes corrientes.

a) DBO SOLUBLE.

La alimentación inicial, esto es, el agua residual a tratar penetra en el proceso con un valor de la DBO soluble que se indica por S_1 . El objetivo del tratamiento es reducir este valor a S_4 (DBO del efluente en la corriente 4) mediante oxidación por degradación biológica aerobia de la materia orgánica del agua residual.

En el proceso convencional de lodos activos se logra normalmente una reducción de la DBO de 5 a 15 % de su valor en la alimentación inicial, esto es $S_4 = 5 - 15\%$ de S_1 . Esto significa un rendimiento en el consumo de DBO soluble del 85 al 95%.

La alimentación inicial se combina con lodo reciclado (corriente 7) y entra en el reactor (alimentación combinada, corriente 2). El RFCTA (reactor de flujo continuo en tanque agitado) será el utilizado como modelo de reactor biológico, las dos suposiciones fundamentales de los RFCTA son (1) régimen estacionario y (2) condiciones de mezcla completa. El lodo biológico, ΔX_V , se forma continuamente en el reactor. La concentración de DBO soluble en el líquido del reactor se simboliza por S_R . Bajo condiciones de estado estacionario y mezcla completa la concentración la DBO soluble en el efluente del reactor (corriente 3) es $S_3 = S_R$.

El efluente del reactor pasa al clarificador secundario tal como se observa en el figura 4.8. La concentración de DBO soluble es la misma en la descarga del clarificador (corriente 5) y en el efluente final (corriente 4), esto es $S_4 = S_5$. La descarga del clarificador se divide en dos corrientes: purga (corriente 6) y lodo reciclado (corriente 7). Para estas dos corrientes, la concentración de DBO soluble tiene el mismo valor, $S_4 = S_6 = S_7$. La corriente de lodo reciclado se combina con la alimentación inicial para formar la alimentación combinada. La concentración de DBO soluble en la corriente combinada se denota por S_2 y se calcula mediante un balance de materia en el punto de conjunción de las corrientes 1,2 y 7.

b. SÓLIDOS VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN (VSS).

En régimen estacionario, la concentración de lodo biológico en el reactor se mantiene constante en todo momento. En el proceso convencional de lodos activados esta concentración simbolizada por X_{VR} , en la que el segundo subíndice (R) se refiere al reactor, está comprendida normalmente entre 2000 y 3000 mg/l. Ya que se trabaja bajo condiciones de mezcla completa en el reactor, los sólidos en suspensión en él corresponden a MLVSS (sólidos volátiles en suspensión el licor mezclado). Análogamente, los sólidos en suspensión no volátiles en el reactor, estando también completamente mezclados, se indican por MLNVSS (sólidos no volátiles en suspensión en el licor mezclado). Los sólidos totales en suspensión en el reactor se indican mediante MLSS (sólidos en suspensión en el licor mezclado), por tanto;

$$MLSS = MLVSS + MLNVSS$$

La concentración de VSS en la alimentación inicial (X_{V1}) es despreciable en muchos casos, ya que en esta etapa no se ha efectuado una cantidad apreciable de aireación. Los VSS se producen continuamente en el reactor debido a la síntesis de materia biológica y se purgan continuamente en el efluente.

Con objeto de mantener una concentración constante de MLVSS en el reactor, la mayor parte de la descarga del clarificador se recicla al reactor. La relación de reciclado (r) se calcula mediante un balance de materia, que tiene en cuenta la necesidad del mantenimiento de la concentración seleccionada X_{VR} de MLVSS dentro del reactor en todo momento. Debido a la síntesis de materia biológica, hay una producción neta de MLVSS en el reactor (ΔX_R , kg/d).

Por lo tanto para mantener constante la concentración de MLVSS en el reactor en todo momento, es necesario purgar del sistema una masa de MLVSS kg/d igual a esta producción neta ΔX_R . Esto se lleva a cabo principalmente mediante la purga intencionada de lodo (corriente 6). Parte de VSS se pierde también en el efluente final ($Q_4 X_{V4}$). Aunque en el diagrama se observa una purga continua, en la práctica esto se hace de una forma intermitente. Es más sencillo plantear los balances de materia para la operación en equilibrio, la purga intermitente supone operación en régimen no estacionario, ya que la corriente de purga es normalmente pequeña al compararla con el reciclado, la suposición de purga continua no introduce un error apreciable en el balance de materia global, en el diagrama el lodo se purga desde la corriente de reciclado (concentración de VSS en la corriente de purga = X_{V5}) para regresar de nuevo al reactor.

La concentración de VSS en el efluente del reactor (corriente 3) es $X_{V3} = X_{VR}$, ya que se suponen condiciones de equilibrio y de mezcla completa.

El efluente del reactor fluye al clarificador secundario. La descarga de este último (corriente 5) es un lodo que contiene una concentración de VSS representada por X_{V5} ($X_{V5} > X_{V3}$). El valor de X_{V5} se selecciona durante el proyecto, diseñando el clarificador para cumplir con el valor especificado. Normalmente X_{V5} , tiene valores comprendidos entre 10000 y 15000 mg/l de VSS. Las concentraciones de VSS en la purga y en el lodo reciclado son iguales es decir $X_{V6} = X_{V7}$. En el efluente final del clarificador secundario la concentración de VSS (X_{V4}) es normalmente despreciable, ya que el clarificador se proyecta normalmente para una retención de sólidos aproximadamente del 100 %. La concentración de VSS en la alimentación combinada X_{V2} se calcula mediante un balance de materia en el punto de intersección de las corrientes 1,2 y 7.

c. SÓLIDOS NO VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN (NVSS).

La concentración de MLNVSS en el reactor se indica por X_{MNR} y es igual a la existente en la alimentación combinada X_{NV2} y en el efluente del reactor X_{NV3} . Esto es así debido a que se supone mezcla completa y a que no hay producción de NVSS en el reactor a diferencia de la producción neta de VSS por lo tanto;

$$X_{NVR} = X_{NV2} = X_{NV3}$$

La concentración de NVSS en la alimentación inicial se designa mediante X_{NV1} y la del lodo reciclado por X_{NV7} (que es la misma que la descarga de clarificador secundario $X_{NV7} = X_{NV5}$). En la alimentación combinada esta concentración viene dada por X_{NV2} mediante y se calcula mediante un balance de materia en la intersección de la corriente 1,2 y 7

Los NVSS del efluente del reactor se separan asimismo mediante sedimentación en el clarificador secundario. La concentración de NVSS en la descarga del clarificador se indica mediante X_{NV5} y la del efluente final, normalmente despreciable, se representa por X_{NV4} .

En el lodo purgado, los kilogramos por día de VSS se indica mediante (VSS). Este termino incluye la producción neta de VSS en el reactor (ΔX) más los VSS introducidos por la alimentación ($Q_1 X_{V1}$) menos los perdidos en el efluente final ($Q_4 X_{V4}$). En la corriente de purga hay también NVSS, designados por (NVSS).

Las concentraciones respectivas de DBO soluble, VSS y NVSS son las mismas para la descarga del clarificador, la corriente de purga y el lodo de reciclado.

De un balance de agua residual.

$$Q_1 = Q_4 + Q_6 \quad \text{Ec. 4.1}$$

Los caudales de aguas residuales se expresan normalmente en m^3/seg .

La relación del reciclado r viene definida por:

$$r = Q_7/Q_1 = \text{agua residual reciclada, } \text{m}^3/\text{seg} / \text{agua residual inicial } \text{m}^3 / \text{seg} .$$

$$Q_7 = rQ_1 \quad \text{Ec. 4.2}$$

Ya que la alimentación combinada Q_2 es igual a la alimentación inicial más el reciclado.

$$Q_2 = Q_1 + Q_7 = Q_1 (1 + r) \quad \text{Ec. 4.3}$$

Por ello la densidad de todas las corrientes líquidas del diagrama se supone igual a la del agua a la temperatura ambiente. Esto resulta una aproximación suficiente ya que se trabaja con soluciones acuosas relativamente diluidas.

4.8 DIAGRAMA DEL PROCESO DE LODOS ACTIVOS.

A continuación se muestra el diagrama de flujo de la planta de tratamiento de aguas residuales figura 4.8.

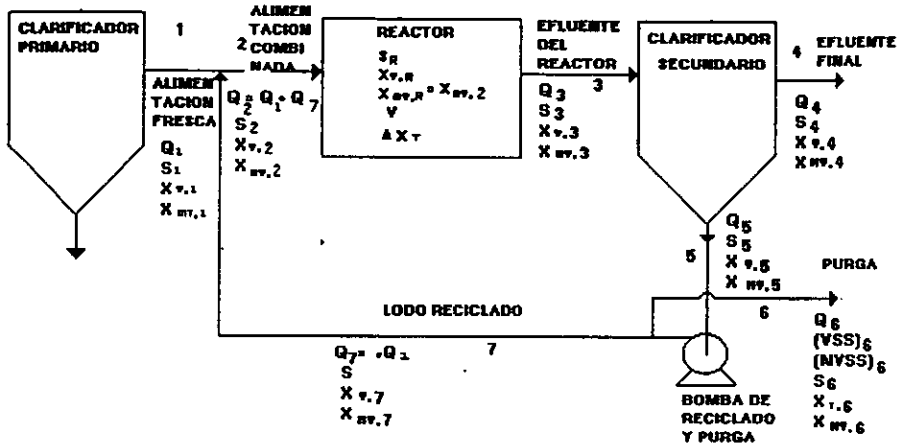


Fig. 4.8 Diagrama de flujo con descripción de variables

4.9 PRINCIPALES PARAMETROS DEL DISEÑO

El diseño de las plantas de lodos activados se puede llevar a cabo a partir del conocimiento de los parámetros de diseño Y (metabolismo celular), K_d (respiración endógena), α (metabolismo energético) y b (kg de oxígeno/d por kg MLVSS). La producción neta de lodos se extrae intermitentemente para mantener una concentración media constante ($X_{V,R}$) de MLVSS en la cámara de aireación.

Una variable fundamental seleccionada es la concentración $X_{V,R}$ de MLVSS en el reactor. Normalmente $X_{V,R}$ está comprendida entre 2000 y 3000 mg/l para el caso de una planta convencional de lodos activados. Otra variable fundamental que se elige es la concentración $X_{V,7}$ de MLVSS en el lodo de reciclado, que es asimismo igual a la concentración de MLVSS en la descarga del clarificador secundario $X_{V,5}$. La concentración $X_{V,5}$ es igual a la de la corriente 6 (purga) $X_{V,6}$. Se espera una sedimentación adecuada del lodo para alcanzar una concentración de $X_{V,5}$ entre 10,000 y 15,000 mg/l de MLVSS.

En condiciones de equilibrio no existe acumulación de lodo. Por ello la producción neta de lodo en el reactor debe separarse en la purga es continua, pero en la

práctica se puede llevar a cabo de manera intermitente, ya que frecuentemente es demasiado pequeña para justificar la extracción continua.

Las líneas de purga y retorno están provistas de las válvulas que se indican. Las válvulas actúan por temporizadores para la purga intermitente de lodo (por ejemplo, 5 min. cada hora).

4.10 DEFINICION DEL PARAMETRO (Y^*) METABOLISMO CELULAR

Sea Y la fracción de sustrato consumido que se utiliza para la síntesis celular ($Y=0.35$ para la lactosa). Debido a la proporcionalidad entre consumo de sustrato y la DBO, Y representa también una fracción de las nuevas células. Por lo tanto:

$Y^* =$ kg de sustrato suministrado consumido para la síntesis / kg DTeO⁹ total consumida.

$Y^* =$ kg de DTeO consumida para la síntesis / kg DteO total consumida.

$Y^* =$ Kg DQO consumida para la síntesis / kg DQO total consumida.

$Y^* =$ kg DBO consumida para síntesis / kg DBO total consumida.

Ec. 4.4

El valor numérico de Y^* es independiente de los parámetros utilizados para expresar el consumo del sustrato, ya que Y representa la fracción de sustrato consumido utilizada en la síntesis, y por lo tanto es una cantidad adimensional.

4.11 DEFINICION DEL PARAMETRO α (METABOLISMO ENERGETICO MEDIANTE OXIDACION DE SUSTRATO)

Sea α la fracción de sustrato consumido utilizado para la producción de energía mediante la oxidación del sustrato ($\alpha = 0.65$ para la lactosa) por lo tanto,

$$Y^* + \alpha = 1.0$$

Ec. 4.5

en la que;

$\alpha =$ kg de sustrato consumido para el metabolismo energético / kg de sustrato total consumido.

$\alpha =$ kg DTeO consumida para el metabolismo energético / kg DTeO total consumida.

$\alpha =$ kg DQO consumida para metabolismo energético / kg DQO total consumida.

$\alpha =$ kg DBO consumida para metabolismo energético / kg DBO total consumida

Ec. 4.6

⁹ DTeO= Demanda teórica de oxígeno

El valor numérico de a definido de las ecuaciones (4.6) es independiente de los parámetros utilizados para expresar el consumo de sustrato. Las mismas observaciones de Y^* son aplicables.

4.12 DEFINICIÓN DEL PARAMETRO (Y) METABOLISMO CELULAR.

El parámetro Y en relación con el Y^* se define como:

$Y = \text{kg de MLVSS producidos} / \text{kg de sustrato total consumido.}$

Ec. 4.7

Y representa la producción de lodo biológico por kilogramo de sustrato total consumido.

El parámetro Y puede escribirse en función de la DTeO total consumida, Y_{DTeO} puede representar el valor numérico de Y de la siguiente forma:

$Y_{DTeO} = \text{kg MLVSS producidos} / \text{kg de DTeO total consumida}$ Ec. 4.8

La producción de MLVSS (síntesis) se obtiene de la ecuación (4.8).

$\text{kg MLVSS producidos} = Y_{DTeO} (\text{kg DTeO total consumida})$ Ec. 4.9

La ecuación (4.9) puede describirse expresando el consumo de sustrato en función de la DQO, DBO, etc., utilizando relaciones DTeO / DQO, DTeO / DBO etc.

$\text{Kg MLVSS producidos} = Y_{DTeO} (\text{kg DQO total consumida}) (DTeO / DQO)$

$\text{kg MLVSS producidos} = Y_{DTeO} (\text{kg DBO total consumida}) (DTeO / DBO)$

Ec. 4.10

Se define:

$Y_{DQO} = Y_{DTeO} (DTeO / DQO)$ Ec. 4.11

$Y_{DBO} = Y_{DTeO} (DTeO / DBO)$ Ec. 4.12

Por lo tanto:

$\text{kg MLVSS producidos} = Y_{DQO} (\text{kg DQO total consumida})$

$\text{kg MLVSS producidos} = Y_{DBO} (\text{kg DBO total consumida}).$

Ec. 4.13

De aquí en adelante no se utilizarán subíndices para el parámetro Y que sea compatible con los empleados al consumo de sustrato.

4.13 DETERMINACION DE LA VELOCIDAD DE CONSUMO DE SUSTRATO K

Esta se basa en la siguiente ecuación $(S_2 - S_4) / X_{VR} \text{ th} = k S_4$

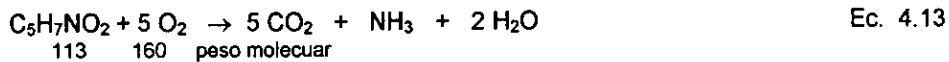
Esta ecuación nos indica que la velocidad específica de consumo de sustrato es proporcional a la concentración de sustrato. La constante de velocidad de consumo es k ($\text{d}^{-1} \times \text{l/mg}$).

Para el caso de la planta de tratamiento este dato se tomo de la tabla 4.14.

4.14 PARAMETROS DE DISEÑO CORRESPONDIENTES A LA RESPIRACION ENDOGENA.

Se definen dos parámetros de diseño K_d y b correspondientes a la fase de respiración endógena. La respiración endógena supone la oxidación de la materia celular con objeto de proporcionar energía para el mantenimiento de los microorganismos cuando la fuente externa de materia orgánica (sustrato) ha sido consumida. Corresponde al festín canibal.

Suponiendo que la fórmula química de los MLVSS es $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, la oxidación de las células correspondiente a la respiración endógena viene dada por la ecuación que sigue:



a. DEFINICION DEL PARAMETRO K_d (respiración endógena)

El parámetro k_d (dimensiones: tiempo⁻¹, esto es, d^{-1} , h^{-1}) se define como la fracción de MLVSS por unidad de tiempo oxidada durante el proceso de respiración endógena. Por ejemplo, un valor de $k_d = 0.1 \text{ d}^{-1}$ significa que el 10% de la cantidad total de MLVSS presente en el reactor continuo, en cualquier momento, es la cantidad oxidada por día k_d se denomina coeficiente de descomposición microbiana. Por lo tanto:

$$K_d = \text{kg MLVSS oxidados} / (\text{d})(\text{kg MLVSS en el reactor}) \quad \text{Ec. 4.14}$$

En consecuencia, los kilogramos de MLVSS oxidados por día son:

(respiración endógena)

$$\text{kg/d de MLVSS oxidados} = k_d (\text{kg MLVSS en el reactor}) \quad \text{Ec. 4.15}$$

Los MLVSS presentes en el reactor continuo en cualquier momento, suponiendo la operación en régimen estacionario, es una cantidad constante que viene dada por:

$$\text{kg MLVSS en el reactor} = X_{V,R} V \quad \text{Ec. 4.16}$$

En la que $X_{V,R}$ es la concentración de MLVSS por unidad de volumen en el reactor y V el volumen del reactor.

De esta forma las ecuaciones (4.15) y (4.16) se convierten en

$$\text{kg/d de MLVSS oxidado} = k_d X_{V,R} V \quad \text{Ec. 4.17}$$

(respiración endógena)

b. DEFINICION DEL PARAMETRO b

El parámetro b (dimensiones tiempo⁻¹, esto es, d⁻¹, h⁻¹) se define como los kilogramos de oxígeno utilizado por día por kilogramo de MLVSS en el reactor en el proceso de respiración endógena:

$$b = \text{kg O}_2 / (\text{d}) (\text{kg MLVSS en el reactor}) \quad \text{Ec. 4.18}$$

por ello, el consumo de oxígeno en la respiración endógena es:

$$\text{kg O}_2/\text{d} = b (\text{kg MLVSS en el reactor}) \quad \text{Ec. 4.19}$$

(respiración endógena)

de la ecuación (4.16)

$$\text{kg O}_2/\text{d} = b X_{V,R} V \quad \text{Ec. 4.20}$$

La relación aproximada entre k_d y b se desarrolla al suponer que la fórmula empírica de los MLVSS es $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, y que la respiración endógena corresponde a la ecuación química (4.13). De las ecuaciones (4.18) y (4.14) se obtiene la relación b/k_d

$$b/k_d = \text{kg O}_2 / \text{kg MLVSS oxidado} \quad \text{Ec. 4.21}$$

De la ecuación (4.13) esta relación es.

$$b/k_d = 160/113 = 1.42 \quad \text{Ec. 4.22}$$

Es decir, se consumen 1.42 kg de oxígeno para oxidar 1 kg de MLVSS.

En la tabla 4.14 se muestran los parámetros típicos de distintas aguas residuales

4.14 TABLA DE PARAMETROS BIOCINETICOS TIPOICOS DE DISTINTAS AGUAS RESIDUALES.¹⁰

Aguas residuales	K	Y	k_d	A
Urbana	0.017-0.03	0.73	0.075	0.52
Refinería	0.074	0.49-0.62	0.10-0.16	0.40-0.77
Químicas / petroquímicas	0.0029-0.018	0.31-0.72	0.05-0.17	0.31-0.76
Cervecería	—	0.56	0.10	0.48
Farmacéutica	0.018	0.72-0.77	—	0.46

Unidades: k, s^{-1} x l/mg; Y, kg MLVSS/ kg DBO₅ consumida; k_d , d^{-1} ; a, kg O₂/kg DBO₅ consumida.

4.15 BALANCES DE MATERIA

4.15.1 BALANCE DE MATERIA PARA Q₂

La relación entre los caudales Q₂ y Q₁ en la ecuación (4.3) tenemos:

$$Q_2 = Q_1 (1 + r)$$

4.15.2 BALANCE DE MATERIA PARA S₂

La DBO de la alimentación combinada S₂ se calcula mediante un balance de DBO alrededor de la unión de la alimentación inicial y el lodo de reciclado para formar una alimentación combinada, en la fig 4.8

DBO Entrada: $Q_1 S_1 + Q_7 S_7$ (de la ecuación 4.2)

DBO Salida: $Q_2 S_2$ (de la ecuación 4.3)

Por ello, en condiciones de equilibrio:

$$Q_1 S_1 + r Q_1 S_7 = Q_1 (1 + r) S_2$$

Por lo tanto:

$$S_2 = (S_1 + r S_7) / (1 + r) \quad \text{Ec. 4.23}$$

De la ecuación anterior se deduce el consumo de DBO soluble en el reactor:

$$S_2 - S_3 = [(S_1 + r S_7) / (1 + r)] - S_3$$

$$S_2 - S_3 = (S_1 - S_7) / (1 + r) \quad \text{Ec. 4.24}$$

¹⁰ Eckenfelder W. Water Quality Engineering for Practing Engineers, 1980

4.15.3. BALANCE DE MATERIA PARA $X_{V,2}$ Y $X_{NV,2}$

La concentración de sólidos volátiles en la alimentación combinada $X_{V,2}$ se establece mediante un balance de materia de la fig 4.15.3

$$\text{VSS Entrada} = Q_1 X_{V,1} + Q_7 X_{V,7}$$

$$\text{VSS Salida} = Q_2 X_{V,2}$$

Por ello en condiciones de equilibrio:

$$Q_1 X_{V,1} + Q_7 X_{V,7} = Q_2 X_{V,2}$$

Si utilizamos las ecuaciones 4.2 y 4.3 y despejamos $X_{V,2}$:

$$X_{V,2} = (X_{V,1} + r X_{V,7}) / (1 + r) \tag{Ec. 4.25}$$

Se plantea un balance de materia similar para la concentración de sólidos en suspensión no volátiles en la alimentación combinada

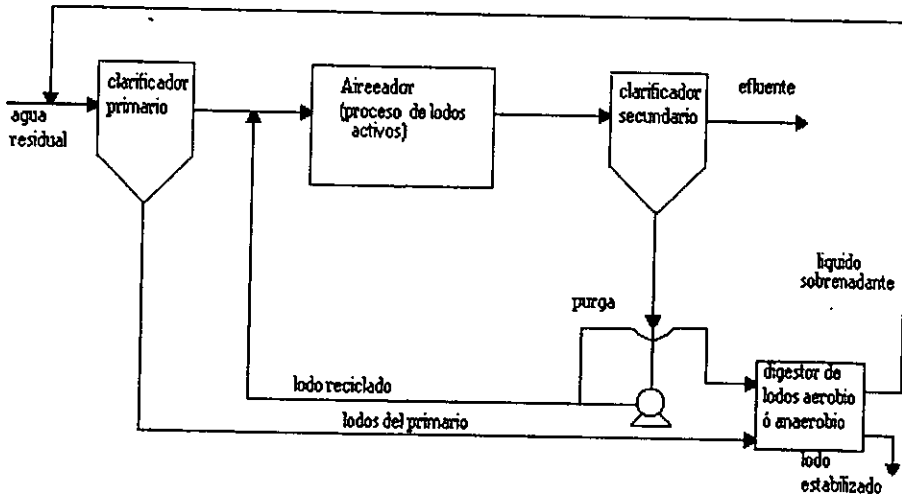


Fig. 4.15.3 Diagrama de flujo para el balance materia

($X_{NV,2}$). El resultado final es:

$$X_{NV,2} = (X_{NV,1} + r X_{NV,7}) / (1 + r) \tag{Ec. 4.26}$$

4.15.4 BALANCE DE MATERIA PARA DETERMINAR EL CONSUMO DE OXIGENO

Las necesidades de oxígeno son indispensables para dos fines: 1. Oxidar el sustrato con el objeto de proporcionar energía a las células, y 2. En el proceso de respiración endógena.

- 1 Oxígeno requerido para oxidar el sustrato. Los kilogramos de oxígeno requeridos por día se calcula de la siguiente manera:

$$\text{kg O}_2 \text{ d} = \alpha (S_2 - S_3) Q_2 = \alpha S_t Q_2 \quad \text{Ec. 4.27}$$

(para oxidación del sustrato)

En la que $S_t = S_2 - S_3 =$ sustrato total consumido.

En la ecuación anterior se utilizan los valores aproximados de α compatibles con los parámetros en los que se expresa el consumo total de sustrato ($S_2 - S_3$), en donde:

$\alpha = \text{kg O}_2 / \text{kg DBO consumida}$

$S_t = S_2 - S_3 = \text{mg / l de DBO consumida}$

$Q_2 = \text{m}^3 / \text{s}$

se requiere un factor dimensional de 86.4, esto es

$$\text{kg O}_2 / \text{d} = 86.4 \alpha S_t Q_2 \quad \text{Ec. 4.28}$$

(para energía)

- 2 Oxígeno requerido en la respiración endógena. Para este calculo se utiliza la ecuación (4.20). Como en el caso de la ecuación (4.27) se necesita ahora un factor de 10^{-1} para expresar el resultado en $\text{kg O}_2 / \text{d}$ cuando $b = \text{kg O}_2 / \text{d MLVSS}$ en el reactor, $X_{V,R} = \text{mg / l de MLVSS}$ en el reactor y V es el volumen del reactor en m^3 , Por lo tanto:

$$\text{kg O}_2 / \text{d} = b X_{V,R} V \times 10^{-1} \quad \text{Ec. 4.29}$$

(respiración endógena)

El consumo total de oxígeno viene dada por,

$$\text{kg O}_2 / \text{d} = \text{kg O}_2 / \text{d} \quad + \quad \text{kg O}_2 / \text{d} \quad \text{Ec. 4.30}$$

(oxidación del sustrato) (respiración endógena)

$$\text{kg O}_2 / \text{d} = \alpha (S_2 - S_3) Q_2 + b X_{V,R} V = \alpha S_R Q_2 + b X_{V,R} V \quad \text{Ec. 4.31}$$

La ecuación anterior no incluye el oxígeno empleado en la nitrificación, ya que esta ha sido desarrollada únicamente sobre la base de la demanda de oxígeno de la

materia carbonosa. Si se produce la nitrificación en una cantidad apreciable debe incluirse un tercer término en el segundo miembro de la ecuación para tener en cuenta la demanda de oxígeno por la nitrificación (DON).

Ecuación de diseño de la utilización de oxígeno.

Al sustituir $(S_2 - S_3)$ y Q_2 por los valores dados por las ecuaciones (4.24) y (4.3) respectivamente, la ecuación (4.31) se transforma en:

$$\text{kg O}_2/\text{d} = a (S_1 - S_3) Q_1 + b X_{V,R} V \quad \text{Ec. 4.32}$$

Sólo la corriente Q_1 como se muestra en la fig. 4.15.5 consume oxígeno, ya que la corriente Q_7 entra y abandona el reactor sin modificarse.

4.15.5 BALANCE DE MATERIA PARA LA DETERMINACIÓN DE LA PRODUCCIÓN NETA DE BIOMASA (ΔX_V).

1 Biomasa producida por consumo de sustrato. Los MLVSS producidos en kg/d se calculan con la siguiente ecuación:

$$\text{kg/d de MLVSS producido} = Y (S_2 - S_3) Q_2 = Y S_r Q_2 \quad \text{Ec. 4.33}$$

En la ecuación anterior se utilizan los valores apropiados de Y compatibles con los parámetros en los que se expresa el sustrato total consumido $(S_2 - S_3)$.

Se necesita el factor dimensional 86.4 para el cálculo de los kg/d de MLVSS. Siempre que los datos se encuentren con las siguientes unidades:

Si $Y = \text{kg de MLVSS producidos/kg de DBO total consumida}$.
 $S_r = \text{mg/l de DBO consumida}$ y $Q_2 = \text{m}^3/\text{s}$

Por lo tanto:

$$\text{kg/d de MLVSS producidos} = 86.4 Y S_r Q_2 \quad \text{Ec. 4.34}$$

2 Biomasa perdida en la respiración endógena. El lodo perdido por respiración endógena se obtiene mediante la ecuación (4.17). Se requiere el factor dimensional 10^{-3} para el cálculo de los kilogramos de biomasa oxidados por día si $k_d = \text{kg MLVSS oxidado/ (d) (kg MLVSS en el reactor)}$

$X_{V,R} = \text{mg/l de MLVSS en el reactor}$ y V el volumen del reactor en m^3

De esta forma:

$$\text{kg MLVSS oxidado /d} = k_d X_{V,R} V \times 10^{-3} \quad \text{Ec. 4.35}$$

La producción neta de MLVSS se obtiene por diferencia entre los MLVSS producidos (4.33), y la cantidad perdida por respiración endógena, dada por la ecuación (4.17). Esta producción neta en kg/d se indica mediante ΔX_v .

$$\text{Kg MLVSS/d} = \text{kg/d de MLVSS producido} - \text{kg de MLVSS oxidado} \tag{Ec. 4.36}$$

o

$$\begin{aligned} \text{kg MLVSS/d} = \Delta X_v &= Y(S_2 - S_3) Q_2 - k_d X_{v,R} V \\ &= Y S_r Q_2 - k_d X_{v,R} V \end{aligned} \tag{Ec. 4.37}$$

La alimentación combinada Q_2 debe imaginarse como dos corrientes hipotéticas separadas (fig. 4.15.5). Para la corriente Q_1 , la DBO soluble se reduce de S_1 a S_3 sintetizándose un lodo biológico como resultado de esta reducción de DBO en la cantidad $Y(S_1 - S_3) Q_1$. La otra corriente Q_7 entra y abandona el reactor con la misma concentración de DBO soluble sin alterarse, esto es S_3 . Por lo tanto no contribuye a la síntesis de lodo biológico.

En función del parámetro de producción neta (Y_n) nos queda la siguiente ecuación:

$$\Delta X_v = Y_n (S_1 - S_3) Q_1 \tag{Ec. 4.38}$$

En los procesos típicos de lodos activos, el tiempo de residencia t se encuentra comprendido en el intervalo de 4 a 8 horas.

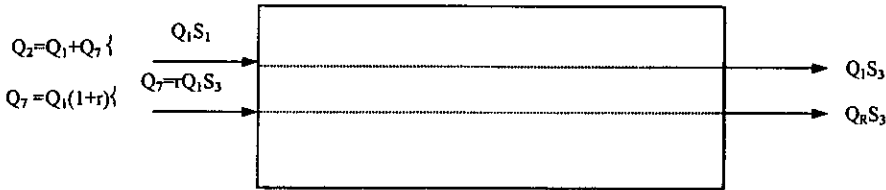


Fig. 4.15.5 Diagrama de la ecuación 4.37

4.15.6 ECUACION DE DISEÑO DE LA RELACION A/M.

A/M = kg de sustrato en el efluente/ (d) (kg MLVSS en el reactor) otra manera de escribirse sería,

$$A/M = Q_2 S_2 / X_{v,R} V \tag{Ec. 4.39}$$

En la mayoría de las aguas residuales este valor óptimo de la relación A/M se encuentra comprendido dentro de los siguientes límites:

$$0.6 > A/M > 0.3$$

Ec. 4.40

En la que A/M viene expresada en $\text{kg DBO}_5 \text{ influente}/(\text{d})(\text{kg MLVSS})$. A continuación se desarrolla una explicación de la correlación A/M y las características de sedimentación del lodo.

- 1 Para relaciones A/M bajas (por ejemplo inferior a 0.3 d^{-1}), la cantidad de alimento (sustrato) presente en el sistema es insuficiente para mantener el crecimiento de microorganismos, por lo que se ven obligados a vivir bajo el sistema de respiración endógena. Una célula de bacteria típica contiene un material citoplasmático rico en proteínas y ácido ribonucleico (ARN) y es la principal porción de la célula que se metaboliza durante el proceso de respiración endógena. El residuo que queda del metabolismo endógeno está constituido principalmente por cápsulas celulares muy ligeras que resisten la sedimentación. Esta es la razón por la cual a relaciones bajas A/M el lodo tiene unas características muy pobres para su decantación. El lodo obtenido bajo estas condiciones corresponde a flocúlos dispersos.
- 2 A relaciones de A/M elevadas (por ejemplo superior a 0.6 d^{-1}) hay un predominio de un tipo de microorganismo de naturaleza filamentosa (*Sphacrotilus*). Este tipo de colonia no decanta bien permaneciendo en suspensión casi continuamente. El lodo inflado bajo estas condiciones es el que se denomina bulking.
- 3 A valores de la relación A/M comprendidos entre estos dos extremos, el lodo tiene buenas características de sedimentación. El lodo bajo estas condiciones se denomina floculante.

Al observar la figura 4.15.5 se considera que la cantidad real de sustrato suministrada como alimento a los microorganismos es $Q_1 S_1$, ya que Q_7 entra y abandona el reactor sin modificación ninguna. Por lo tanto la ecuación (4.39) puede reescribirse como sigue:

$$A/M = Q_1 S_1 / X_{V,R} V = S_1 / X_{V,R} t \quad \text{Ec. 4.41}$$

En función del tiempo de residencia exclusivamente en la corriente de alimentación inicial Q_1 :

$$(A/M)_{\text{opt}} = S_1 / X_{V,R} t \quad \text{Ec. 4.42}$$

y:

$$t = S_1 / [X_{V,R} (A/M)_{\text{opt}}] \quad \text{Ec. 4.43}$$

4.15.7 PRODUCCION TOTAL DE LODOS

La corriente de purga 6 contiene los sólidos en suspensión volátiles y no volátiles. Puede obtenerse una expresión de los lodos totales en la corriente de purga estableciendo un balance global de sólidos en suspensión de toda la planta, fig 4.15.7. Se escriben balances globales separados para los sólidos volátiles y no volátiles.

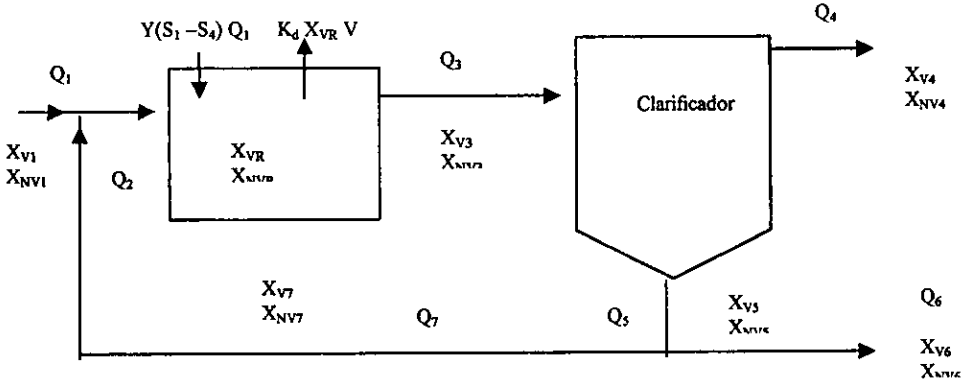


Figura 4.15.7 Balance global de sólidos volátiles y no volátiles

El balance de materia de los sólidos en suspensión volátiles. Se suponen las siguientes condiciones.

Se selecciona una concentración en equilibrio de MLVSS en el reactor ($X_{V,R}$). Para el caso de plantas convencionales de lodos activos se supone normalmente un valor de $X_{V,R}$ entre 2000-3000 mg/l.

La producción de biomasa por síntesis en el reactor viene dada por $Y(S_1 - S_3) Q_1$ (la flecha indica la entrada de VSS en el sistema fig. 4.15.7).

La biomasa perdida por respiración endógena viene dada por $k_d X_{V,R} V$ (la flecha indica la salida de VSS del sistema fig. 4.15.7).

La alimentación inicial contiene una concentración de VSS indicada por $X_{V,1}$. Con frecuencia, esta aportación de VSS al sistema con la alimentación inicial es despreciable, ya que normalmente no hay aireación apreciable aguas arriba del reactor y en consecuencia poca oportunidad para la formación de biomasa.

La biomasa purgada esta dada por $Q_6 X_{V,6}$

Parte de los VSS se pierde en el rebosadero del clarificador esta cantidad es $Q_4 X_{V,5}$ debe de ser muy pequeña.

De estas consideraciones alrededor se indica en la tabla 4.15.7.a.

Tabla 4.15.7.a BALANCE GLOBAL DE MATERIA DE LOS VSS.

VSS QUE ENTRAN (KG/D)	VSS QUE SALEN (KG/D)
1 Síntesis de VSS en el reactor: $Y(S_1-S_3) Q_1$	1 VSS en la corriente de purga (VSS) ₆ : $(VSS)_6 = Q_6 X_{V,6}$
1. VSS en la alimentación inicial: $Q_1 X_{V,1}$	2 VSS perdidos en el reactor por respiración endógena: $K_d X_{V,R} V$
	3 VSS perdidos en el rebosadero del clarificador: $Q_4 X_{V,4}$

Por lo tanto las condiciones de equilibrio son:

$$Y(S_1-S_3) Q_1 + Q_1 X_{V,1} = (VSS)_6 + K_d X_{V,R} V + Q_4 X_{V,4}$$

$$(VSS)_6 = Q_6 X_{V,6} = \frac{Y(S_1-S_3)Q_1 - k_d X_{V,R} V + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4}}{\Delta X_V}$$

$$\Delta X_V$$

$$(VSS)_6 = Q_6 X_{V,6} = \Delta X_V + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4}$$

Ec. 4.44

Balance de materia de los sólidos en suspensión no volátiles.

Este balance de materia se establece directamente observando la fig 4.15.7. En la tabla 4.15.7.b.se establece el balance global de materia de los NVSS.

Tabla 4.15.7.b BALANCE GLOBAL DE MATERIA DE LOS NVSS

NVSS QUE ENTRAN (kg/d)	NVSS QUE SALEN (kg/d)
1 NVSS en la alimentación inicial: $Q_1 X_{NV,1}$	1 NVSS en la corriente de purga (NVSS) ₆ : $(VSS)_6 = Q_6 X_{NV,6}$
	2 NVSS en el rebosadero del clarificador $Q_4 X_{NV,4}$

En condiciones de equilibrio:

$$Q_1 X_{NV,1} = (NVSS)_6 + Q_4 X_{NV,4}$$

$$(NVSS)_6 = Q_6 X_{NV,6} = Q_1 X_{NV,1} - Q_4 X_{NV,4}$$

Ec. 4.45

Del balance global de agua residual

$$Q_4 = Q_1 - Q_6 \tag{Ec. 4.46}$$

La eliminación de Q_3 en la ecuación(4.45) utilizando la ecuación (4.46) conduce a

$$(NVSS)_6 = Q_6 X_{NV,6} = Q_1(X_{NV,1} - X_{NV,4}) + Q_6 X_{NV,4} \tag{Ec. 4.47}$$

Con las ecuaciones (4.44) y (4.47), la producción total de lodos es:

$$\begin{aligned} (TSS)_6 &= (VSS)_6 + (NVSS)_6 \\ &= Y(S_1 - S_3)Q_1 - k_d X_{V,R} V + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4} \\ &\quad + Q_1(X_{NV,1} - X_{NV,4}) + Q_6 X_{NV,4} \end{aligned} \tag{Ec. 4.48}$$

4.15.8 BALANCE DE MATERIA PARA LA DETERMINACION DE LA RELACION DE RECICLADO.

Puede obtenerse una expresión de reciclado ($r = Q_7 / Q_1$) estableciendo un balance de materia de los VSS al rededor del clarificador, en la tabla 4.15.8 se establece el balance de materia de los VSS alrededor del clarificador.

Tabla 4.15.8 BALANCE DE MATERIA DE LOS VSS ALREDEDOR DEL CLARIFICADOR.

VSS QUE ENTRAN (kg /d)	VSS QUE SALEN (kg /d)
1 VSS en el efluente del reactor. (corriente 3) $Q_2 X_{V,R} = Q_3 X_{V,3}$ Ya que $Q_2 = Q_1 (r + 1)$ se obtiene: $Q_1 (r + 1) X_{V,R}$	1 VSS en el efluente del clarificador (corriente 4). $Q_4 X_{V,4}$ 2 VSS en la corriente de purga corriente 6) ec.(4.14). $(VSS)_6 = \Delta X_v + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4}$ 3 VSS en el lodo reciclado (corriente 7) $Q_7 X_{V,7} = r Q_1 X_{V,7}$

En condiciones de equilibrio:

$$Q_1(r + 1)X_{V,R} = Q_4 X_{V,4} + \Delta X_v + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4} + rQ_1 X_{V,7}$$

Simplificando y despejando r:

$$r = \frac{Q_1 X_{V,R} - \Delta X_v - Q_1 X_{V,1}}{Q_1(X_{V,7} - X_{V,R})} \tag{Ec. 4.49}$$

Normalmente los términos ΔX_V y $Q_1 X_{V,1}$ en el numerador de (4.49) son pequeños al compararlos con el término $Q_1 Q_{V,R}$. Despreciando estos términos se obtiene una ecuación aproximada de la relación de reciclado r .

$$r = X_{V,R} / (X_{V,7} - X_{V,R}) \quad \text{Ec. 4.50}$$

$X_{V,R}$ y $X_{V,7}$ son variables fundamentales seleccionadas por el diseñador, la ec. (4.50) permite una estimación aproximada de la relación de reciclado en las primeras etapas del proceso de diseño.

4.15.9 BALANCE DEL CAUDAL DE PURGA Q_6 Y EL CAUDAL DE REBOSAMINETO DEL CLARIFICADOR Q_4 .

Sustituyendo Q_4 en la ec. (4.44) por el valor dado en la ecuación (4.46) y despejando Q_6 se obtiene:

$$Q_6 = \frac{\Delta X_V + Q_1 X_{V,1} - Q_1 X_{V,4}}{X_{V,7} - X_{V,4}} \quad \text{Ec. 4.51}$$

De las ecuaciones (4.46) y (4.51) :

$$Q_4 = Q_1 \frac{\Delta X_V + Q_1 X_{V,1} - Q_1 X_{V,4}}{X_{V,7} - X_{V,4}} \quad \text{Ec. 4.52}$$

4.16 CALCULO DEL TIEMPO DE RESIDENCIA EN EL REACTOR.

El tiempo de residencia en el reactor se calcula mediante dos criterios estos son.

a) Calidad del efluente, que debe cumplir con las especificaciones impuestas por las autoridades. Para el caso de que el consumo de sustrato siga una cinética de primer orden $(dS/dt) = K S_4$, Por lo que la ecuación queda como sigue:

$$q = \frac{S_1 - S_4}{X_{V,R} t} = K S_4 \quad \text{Ec. 4.53}$$

en la que $k = K/X_{V,R}$.

b) La calidad de efluente depende del consumo de DBO soluble dado por la ecuación (4.53), que resuelta para t conduce:

$$t = (S_1 - S_4) / k X_{V,R} S_4 \quad \text{Ec. 4.54}$$

Carga orgánica, valorada a partir de la relación A/M de floculación y decantación óptima del lodo. Viene dada por la ecuación (4.43).

Los tiempos de residencia calculados para cumplir estos dos criterios suele ser diferentes. En el caso de aguas residuales conteniendo sustrato fácilmente biodegradable es probable que el tiempo de residencia calculado con la ecuación (4.54) sea menor que el requerido para cumplir los requisitos de decantación óptima del lodo según la ecuación (4.43). Por otra parte, en el caso de aguas residuales que contienen sustratos de difícil biodegradabilidad el tiempo de residencia calculado según la ecuación (4.54) probablemente controlara el diseño.

La elección final del tiempo de residencia de diseño se hace con el objeto de conseguir un consumo adecuado de la DBO soluble (o lo que es lo mismo, una calidad de efluente aceptable) y obtener, al mismo tiempo, un lodo de fácil sedimentación, que caiga dentro del intervalo de los valores de A/M que conducen a ello. Lo probable es que sea o bien el mayor de los dos valores calculados para t , o uno valor entre ambos.

Una vez elegido el tiempo de residencia de diseño se calcula el volumen del reactor $V = Q_1 t$. Con la ecuación (4.41) se calcula asimismo la relación de A/M empleando el t seleccionado.

También con el t de diseño se calcula el valor real de S_4 de la ecuación (4.54) y se obtiene:

$$S_4 = S_1 / (1 + k X_{V,R} t) \quad \text{Ec. 4.55}$$

4.17 NEUTRALIZACION

La actividad óptima de las bacterias se presenta a valores del pH comprendidos entre 6 y 8. Debe comprobarse si se requiere neutralización previa al tratamiento biológico. En las aguas residuales alcalinas se toma como regla general que se consume hasta 0.5 kg. de alcalinidad (como CaCO_3) por kg. de DBO asimilada. Esto ocurre debido a que el CO_2 producido en la degradación bacteriana reacciona con la alcalinidad (OH^-) presente en el agua residual para formar bicarbonato (HCO_3^-) que hace de tampón del sistema a un pH de aproximadamente 8. Por ello, para algunas aguas residuales alcalinas el tratamiento de neutralización previo al biológico puede resultar innecesario.

4.18 CONSUMO DE NUTRIENTES

Para la degradación aerobia biológica de las aguas residuales se necesita una cantidad adecuada de ciertos nutrientes. Los nutrientes necesarios son nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio y vitaminas. La mayoría de estos nutrientes, que se

requieren sólo en cantidades de trazas, se encuentran normalmente presentes en las aguas residuales. Sin embargo, muchas aguas residuales industriales son deficientes en nitrógeno y fósforo. Las cantidades requeridas de nitrógeno y fósforo se estiman mediante el procedimiento que se describe en esta sección. Si existe deficiencia se corrige añadiendo al reactor aerobio cantidades calculadas de compuestos que contengan nitrógeno y fósforo.

La estimación de las necesidades de nitrógeno y fósforo se basa en el hecho de que los MLVSS purgados (ΔX_v kg/d) contienen aproximadamente el 2% de su peso seco como fósforo y el 12% como nitrógeno. La estimación de los pesos de nitrógeno y fósforo añadido comprende:

Pesos de estos nutrientes que se pierden por purga de MLVSS, esto es:

Nitrógeno: $0,12 \Delta X_v$ kg/d

Fósforo: $0,02 \Delta X_v$ kg/d

Peso de estos nutrientes que se pierden en el efluente total $Q_4 + Q_6 = Q_1$. Las concentraciones de nitrógeno y fósforo solubles presentes en el efluente se estiman de 1.0 y 0.5 mg/l respectivamente. Por ello, las cantidades de nitrógeno y fósforo perdidas en el efluente son:

Nitrógeno : $86.4 Q_1 (1.0)$ kg/d

Fósforo : $86.4 Q_1(0.5)$ kg/d

La Q_1 viene dada en m^3/s . Por lo tanto las necesidades totales de nitrógeno y fósforo vienen dadas por las siguientes ecuaciones:

Nitrógeno: $0.12 \Delta X_v + (Q_1) (1.0) (86.4 \text{ kg/d})$ Ec. 4.56

Fósforo : $0.02 \Delta X_v + (Q_1) (0.5) (86.4 \text{ kg/d})$ Ec. 4.57

La cantidad total de N y P disponible en la alimentación inicial se calcula como sigue:

N disponible: $86.4 Q_1 (NTK)$ kg/d Ec. 4.58

En el que $NTK =$ nitrógeno total Kjeldahl (incluye el nitrógeno orgánico en el amoníaco pero no lo hace con respecto al nitrógeno de nitritos y nitratos) en la alimentación inicial mg/l como N y :

P disponible. $86.4 Q_1 (P)$ kg/d Ec. 4.59

En la que $P =$ Fósforo en la alimentación inicial mg/l como P. Si las cantidades de N y P disponibles son mayores que las requeridas no se necesita adición. Por lo contrario, la adición de cantidades deficitarias deben hacerse bajo la forma de cantidades calculadas de soluciones adecuadas introducidas en el reactor biológico.

En las plantas de lodos activos, las necesidades de nitrógeno y fósforo se cubren mediante la adición de NH_3 anhídrido o acuoso, PO_4H_3 o PO_4NH_3 .

4.19 ESTIMACIÓN DE LA TEMPERATURA DE OPERACIÓN EN EL REACTOR BIOLÓGICO.

La constante de reacción es directamente afectada por la temperatura. La dependencia de la temperatura viene dada por la ecuación de Hoff-Arrhenius:

$$K = A e^{-E/RT} \quad \text{Ec. 4.61}$$

donde K es la constante de reacción; A, un factor de frecuencia; T, temperatura absoluta; R constante universal de los gases, y E la energía de activación para la reacción. Los valores normales para tratamientos de aguas residuales (procesos) están en el intervalo de 2 000 - 20 000 calorías/ g mol.

Derivando con respecto a T:

$$d \ln (K/ dT) = E/RT^2$$

La integración de esta ecuación (despreciando el efecto de la temperatura sobre la energía de activación E) nos da:

$$\ln K = - E/RT + \text{constante}$$

A partir de lo cual se puede concluir que con un gráfico semilogarítmico de K en función de $1/T$ se obtiene una línea recta de pendiente $(- E/R)$. Integrando entre los límites considerados obtenemos la ecuación:

$$\ln (K_2/K_1) = [E(T_2 - T_1)]/(RT_1T_2) \quad \text{Ec. 4.62}$$

Teniendo en cuenta que muchos procesos de aguas residuales tienen lugar a temperaturas próximas al ambiente, el término $E/(RT_1T_2)$ es casi constante. Sustituyendo tal término por C obtenemos las ecuaciones:

$$\ln(K_2/K_1) = C(T_2 - T_1) \quad \text{Ec. 4.63}$$

$$K_2/K_1 = e^{C(T_2-T_1)} \quad \text{Ec. 4.64}$$

Haciendo $e^C = \theta =$ coeficiente de temperatura, tenemos:

$$K_2/K_1 = \theta^{(T_2-T_1)} \quad \text{Ec. 4.65}$$

La aplicación más común consiste en la estimación de la constante K a una temperatura T a partir de su valor determinado experimentalmente a 20°C . A partir de la ecuación anterior obtenemos:

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad \text{Ec. 4.66}$$

La aplicación de la ecuación de Arrhenius lleva a la conclusión de que la constante de velocidad biocinética K se duplica aproximadamente por cada aumento de $10\text{ }^\circ\text{C}$ de la temperatura. Por ello, la ecuación anterior se puede escribir:

$$K_{TR} = K_{20} \theta^{(T_R-20)} \quad \text{Ec. 4.67}$$

en la que T_R corresponde a la temperatura del agua residual en el reactor $^\circ\text{C}$. Para estimaciones puede utilizarse un valor de $\theta = 1.03$.

La estimación de T_R se realiza estableciendo un balance térmico en el reactor figura 4.19. Como en el caso de la figura 4.15.5, la alimentación total al reactor puede dividirse en dos corrientes hipotéticas: la alimentación inicial Q_1 y la alimentación de reciclado Q_7 .

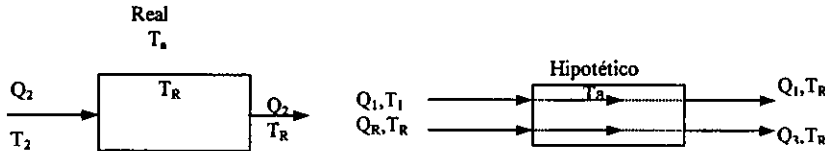


Fig 4.19 Balance térmico del reactor aerobio

La corriente de reciclado entra y abandona el reactor a la temperatura T_R y por lo tanto no contribuye al balance térmico.

T_1 = temperatura de alimentación, $^\circ\text{C}$

T_R = temperatura del licor en el reactor (y en el efluente), $^\circ\text{C}$

T_a = temperatura ambiente, $^\circ\text{C}$

n = coeficiente global de transferencia de calor entre el licor del reactor y el ambiente, $\text{kcal/h m}^2\text{ }^\circ\text{C}$

m_1 = caudal másico de la alimentación fresca kg/h

$$= Q_1(\text{m}^3/\text{s}) \times 1000(\text{kg}/\text{m}^3) \times 3600 (\text{s}/\text{h}) = 3.6 \times 10^6 Q_1$$

A = superficie de transferencia de licor en la balsa, m^2

C = calor específico del licor (se toma igual a $1.0 \text{ kcal}/\text{kg}^\circ\text{C}$)

El cambio entálpico en el afluente es:

$$m_1(\text{kg/h}) \times 1.0(\text{kcal/kg}^\circ\text{C}) \times (T_1 - T_R)^\circ\text{C}$$

$$= m_1(T_1 - T_R) = 3,6 \times 10^6 Q_1 (T_1 - T_R) \text{ kcal/h}$$

las pérdidas de calor en el ambiente vienen dadas por:

$$K \text{ kcal/h m}^2 \text{ }^\circ\text{C} \times A \text{ m}^2 \times (T_R - T_a)^\circ\text{C} = hA(T_R - T_a) \text{ kcal/h}$$

por lo tanto, en condiciones de equilibrio:

$$3,6 \times 10^6 Q_1(T_1 - T_R) = hA(T_R - T_a) \quad \text{Ec. 4.68}$$

$$\text{haciendo } h/3,6 \times 10^6 = F$$

$$Q_1(T_1 - T_R) = FA(T_R - T_a) \quad \text{Ec. 4.69}$$

Despejando T_R

$$T_R = (AFT_a + Q_1T_1)/(AF + Q_1) \quad \text{Ec. 4.70}$$

El valor del coeficiente global de transferencia de calor, h , depende de muchas variables tales como la potencia de los aireadores, velocidad del viento, radiación solar, humedad relativa del aire y geometría de la balsa de aireación. Entre estas variables la más significativa para el caso de los reactores de los lodos activos es la potencia requerida. Una aproximación rápida que suele utilizarse con frecuencia en las balsas de lodos activos consiste en establecer la igualdad

$$hA = 1134(\text{CV}) \quad \text{Ec. 4.71}$$

Siendo 1134 kcal/CV h $^\circ\text{C}$ la cantidad de calor liberada por 1 CV en una hora para un cambio de 1 $^\circ\text{C}$ de temperatura. Dado lo anterior, la ecuación (4.68) puede reescribirse de la siguiente forma

$$3,6 \times 10^6 Q_1(T_1 - T_R) = 1134(\text{CV})(T_R - T_a) \quad \text{Ec. 4.72}$$

despejando T_R se obtiene:

$$T_R = \frac{3,6 \times 10^6 Q_1 T_1 + 1134(\text{CV})T_a}{3,6 \times 10^6 Q_1 + 1134 (\text{CV})} \quad \text{Ec. 4.73}$$

4.20 ESTIMACION DE LA POTENCIA REQUERIDA

Para la aplicación de la ecuación anterior, se debe estimar la potencia requerida, en consecuencia debe utilizarse un método iterativo para estimar la T_R . El proceso

consiste en suponer un valor preliminar de la potencia requerida, calcular T_R con la ecuación (4.73) y posteriormente (paso 8 del procedimiento de diseño véase secc.4.24) volver a calcular la potencia requerida. Si la potencia recalculada en el paso 8 concuerda con el valor previamente establecido, se toma como correcta. Si no, se recomienda un nuevo proceso interactivo con el nuevo valor de la potencia calculada en el paso 8, se halla un valor de T_R con la ecuación (4.73) y así sucesivamente, hasta que halla concordancia dentro de una desviación previamente permitida.

La suposición del valor preliminar de la potencia requerida puede hacerse mediante una estimación, entre más cerca de la realidad este esté valor de la potencia supuesta, más rápida será la convergencia del proceso interactivo.

La regla de estimación de la potencia requerida establece que en las plantas de lodos activos se consume diariamente de 20 a 22 kg de DBO_5 por C_v , esto es:

$$C_v \approx \frac{\text{kg } DBO/d}{(20 \text{ a } 22) \text{ kg } DBO / C_v \times d} \quad \text{Ec. 4.74}$$

Los kg de DBO_5 que se consumen diariamente pueden calcularse a partir de :

$$\text{kg } DBO / d = 86.4 Q_1(S_1 - S_4) \quad \text{Ec. 4.75}$$

En la que $Q_1 = m^3/s$ y $(S_1 - S_4) = DBO$ en mg/l . La estimación inicial de la potencia se obtiene a partir de:

$$C_v = \frac{86.4 Q_1(S_1 - S_4)}{20 \text{ a } 22} \quad \text{Ec. 4.76}$$

4.21 EFECTO DE LA TEMPERATURA DE LA Balsa de Aireación sobre otros parámetros biocinéticos.

Para el caso del coeficiente de descomposición microbiana K_d , se ha encontrado que dentro de los márgenes normales de temperatura de operación, el efecto de la temperatura puede también describirse mediante una relación de tipo Arrhenius, esto es:

$$K_{d,TR} = K_{d,20} \theta^{TR-20} \quad \text{Ec. 4.77}$$

en la que se elige con frecuencia un valor de θ comprendido entre 1.03 y 1.06

Ya que los parámetros b y K_d están teóricamente relacionados entre sí por la ecuación (4.22), es razonable suponer que la dependencia de b con T_R puede

estimarse asimismo dentro del margen normal de temperaturas de operación a partir de:

$$b_{TR} = b_{20} \theta^{TR-20} \quad \text{Ec. 4.78}$$

Cabe mencionar que los parámetros biocinéticos, K , K_d y b son velocidades mientras que Y y α son relaciones. Como los parámetros Y y α son relativamente insensibles a los cambios de temperatura y teniendo en cuenta la dificultad para estimar este efecto, el desarrollo de la planta de lodos activos se hará suponiendo que estos parámetros son básicamente independientes de la temperatura.

4.22 BALANCE DE MATERIA DE LOS SÓLIDOS NO VOLÁTILES EN SUSPENSION

Para completar los balances de materia del diagrama de flujo de la fig 4.8, deben establecerse las concentraciones $X_{NV,1}$, $X_{NV,2} = X_{NV,R}$, $X_{NV,4}$ y de $X_{NV,5}$

El procedimiento normal consiste en la selección de la fracción de sólidos volátiles en los MLSS, o sea la fracción volátil de los sólidos en suspensión en el reactor y en el efluente del mismo. Sea F , dicha fracción:

$$F = X_{V,R} / (X_{V,R} + X_{NV,R}) \quad \text{Ec. 4.79}$$

Normalmente se propone un diseño sobre la base de una concentración del 80 al 90% de sólidos volátiles en el reactor, esto es:

$$0.8 < F < 0.9 \quad \text{Ec. 4.80}$$

Ya que $X_{V,R}$ es una especificación de diseño (normalmente seleccionada entre 2000-3000 mg/l en plantas de lodos activos convencionales), $X_{NV,R}$ es en cambio un valor calculado. Despejando $X_{NV,R}$ en la ecuación (4.79).

$$X_{NV,R} = (1-F) X_{V,R} / F = X_{NV,2} \quad \text{Ec. 4.81}$$

Ya que $X_{NV,2} = X_{NVR}$ y $X_{NV,R} = X_{NV,3}$. El valor de $X_{NV,5}$ se obtiene fácilmente mediante un balance de materia de los sólidos alrededor del clarificador. Para llevar a cabo este balance debe especificarse la pérdida de NVSS permisible en el efluente del clarificador. El clarificador se diseña para una captura de sólidos próxima al 100% (esto es, $X_{NV,4} \approx 0$). El balance de materia de NVSS alrededor del clarificador es:

$$Q_3 X_{NV,3} = Q_4 X_{NV,4} + Q_5 X_{NV,5} \quad \text{Ec. 4.82}$$

a partir del cual, utilizando la ecuación (4.3) y despejando $X_{NV,5}$:

$$X_{NV,5} = [Q_1 (r + 1) X_{NV,3} - Q_4 X_{NV,4}] / Q_5 \quad \text{Ec. 4.83}$$

Puesto que $X_{NV,4} \approx 0$, un balance aproximado de materia para $X_{NV,5}$ es:

$$X_{NV,5} \approx Q_1 (r + 1) X_{NV,3} / Q_5 \quad \text{Ec. 4.84}$$

Finalmente, se establece el valor de $X_{NV,1}$ mediante un balance de los NVSS alrededor del punto de unión de la alimentación inicial con la corriente de reciclado para formar la alimentación combinada. Este balance de materia es:

$$Q_1 X_{NV,1} + Q_7 X_{NV,7} = Q_2 X_{NV,2} = Q_3 X_{NV,3} \quad \text{Ec. 4.85}$$

Utilizado las ecuaciones (4.2) y (4.3) y despejando $X_{NV,1}$:

$$X_{NV,1} = (r + 1) X_{NV,2} - r X_{NV,7} \quad \text{Ec. 4.86}$$

Este valor de $X_{NV,1}$ es el que resulta compatible con la selección hecha de la fracción F de sólidos volátiles en suspensión en el reactor y los criterios de diseño del clarificador. Este valor de $X_{NV,1}$ corresponde a la fracción de NVSS en la alimentación.

4.23 DBO TOTAL DEL EFLUENTE EN LAS PLANTAS DE LODOS ACTIVOS.

Hasta el momento sólo se ha considerado la DBO_5 soluble del efluente (S_4). A esta debe añadirse la contribución a la DBO_5 correspondiente a los sólidos volátiles en suspensión en el efluente final (corriente 4). En general, la concentración de VSS en este efluente final es muy pequeña, ya que el clarificador ha sido dimensionado para la captura de sólidos prácticamente del 100%. Por lo tanto, la contribución de la DBO_5 insoluble al efluente se desprecia frecuentemente.

Para el caso de las plantas de lodos activos, la contribución de los VSS del efluente a la DBO_5 total del mismo puede correlacionarse, para un lodo específico, a la relación A/M . En la ecuación (4.41), esto es $A/M = S_1/X_{V,R} t$, que para valores fijados de S_1 y $X_{V,R}$ la relación A/M es inversamente proporcional al tiempo de residencia (cifras bajas de A/M), el lodo resultante en el efluente del reactor es de una naturaleza más estable y por lo tanto su contribución al valor de la DBO insoluble del efluente del clarificador es menor.

4.24 PROCEDIMIENTO DE DISEÑO PARA LA PLANTA

A continuación se describe el procedimiento de diseño por etapas de la planta de lodos activos. Se supondrá que no existe nitrificación en cantidades apreciables

I. DATOS DE LA ALIMENTACIÓN

1. Caudal: Q_1 , m^3/s

2. S_1 , DBO_5

3. Sólidos volátiles en la alimentación inicial ($X_{v,1}$)

4. Alcalinidad de la alimentación inicial (normalmente mg/l de $CaCO_3$, equivalente)

5. Nitrógeno total y fósforo en la alimentación inicial: mg/l de N y P respectivamente

6. Temperatura de alimentación inicial T_1

II. DATOS SOBRE CALIDAD DEL EFLUENTE

1. S_4 , mg/l de DBO_5

2. Sólidos en suspensión en el efluente, $X_{v,4}$, $X_{NV,4}$. (criterios de diseño del clarificador secundario)

III. INFORMACION PARA EL DISEÑO DEL REACTOR BIOLÓGICO

1. Valor de diseño de la concentración de MLVSS, $X_{v,2}$ y valor seleccionado de la concentración de VSS en la corriente de reciclado ($X_{v,7}$)

2. Base de diseño para la fracción de sólidos volátiles en el reactor, F_v

3. Temperatura ambiente, T_a

4. Parámetros biocinéticos a temperatura de laboratorio: K , Y , K_d , α y b . Valores de θ (ecuación de Arrhenius) para las correcciones por temperatura de esos parámetros.

IV. INFORMACION PARA LA ELECCION DE AIREADORES Y SU DISPOSICION

1. Características del aireador

2. Nivel de diseño del OD en la balsa de aireación

PROCEDIMIENTO DE DISEÑO POR ETAPAS

Paso 1. Se calcula la cantidad de sustrato consumido por día en Kg.

Paso 2. Se realiza una estimación preliminar de la potencia requerida para la aireación.

Paso 3. Se lleva a cabo una estimación preliminar de la temperatura T

Paso 4. Se estiman los valores de los parámetros biocinéticos K , K_d y b para la temperatura, se supone que los valores de los parámetros Y y α son básicamente independientes de la temperatura.

Paso 5. Se calcula el tiempo de residencia t .

1. Se calcula el tiempo de residencia t del reactor biológico para dos casos:

Caso 1. Suponiendo que la velocidad de consumo de la DBO soluble controla el diseño.

Caso 2. Suponiendo que las condiciones de floculación óptima de los VSS controlan el diseño.

La selección final del tiempo de residencia de diseño se realiza armonizando el consumo requerido de sustrato con las características más adecuadas de floculación del lodo.

2. Utilizando este tiempo de residencia elegido, t , se calcula la relación real A/M en las condiciones de diseño.

3. Para este tiempo de residencia elegido t se calcula asimismo la DBO₅ real soluble del efluente S_4 .

Paso 6. Se calcula el volumen del reactor V a partir de $V = Q_1 t$, en el que t es el tiempo de residencia del diseño seleccionado.

Paso 7. Se calcula el consumo de oxígeno en aireación.

Paso 8. Se calcula la potencia de HP requerida para la aireación

Paso 10. Cálculo de la producción neta de biomasa ΔX_v (kg / d)

Paso 11. Cálculo de la relación de reciclado r .

Paso 12. Se calculan los caudales remanentes, Q_7 , Q_2 , Q_5 , Q_4 , Q_5 . Se calcula asimismo el tiempo de residencia t_h .

Paso 13. Balance de materia de los sólidos no volátiles

($X_{NV,R} = X_{NV,2}$, $X_{NV,3}$) y $X_{NV,1}$

Paso 14 producción total de lodos

Cálculo de (VSS)₆, (NVSS)₆, (TSS)₆

Paso 15. Cálculo de las concentraciones S_2 y $X_{v,2}$ de la alimentación combinada

Paso 16. Se comprueba la necesidad de neutralización. Se verifica si se necesita neutralización antes del tratamiento biológico. Para aguas residuales alcalinas, una regla rápida establece que por cada kg de DBO consumido se gasta 0.5 kg de alcalinidad (como CaCO₃).

Paso 17. Se estiman las necesidades de nutrientes. Las necesidades de nitrógeno y fósforo.

Paso 18. Se evalúa la DBO total del efluente.

4.25 RESUMEN DE LAS ECUACIONES DE DISEÑO

Paso 1. Kg DBO₅ consumida / d

$$\text{Kg DBO}_5 / d = 86.4 (S_1 - S_4)$$

Paso 2. Estimación preliminar de la potencia

$$CV = \frac{86.4 Q_1 (S_1 - S_4)}{20 \text{ a } 22}$$

Paso 3. Ecuación básica de T_R

$$T_R = \frac{3.6 \times 10^6 Q_1 T_1 + 1134 (CV) T_a}{3.6 \times 10^6 Q_1 + 1134 (CV)}$$

Paso 4. Efecto de la temperatura de la balsa de aireación sobre los parámetros biocinéticos

1. k:

$$k_{TR} = k_{20} \theta^{TR-20} \quad (1.0 < \theta < 1.135)$$

2. k_d:

$$k_{d,TR} = k_{d,20} \theta^{TR-20} \quad (1.03 < \theta < 1.06)$$

3. b:

$$b_{TR} = b_{20} \theta^{TR-20} \quad (1.03 < \theta < 1.06)$$

se supone que los parámetros Y y α son independientes de la temperatura

Paso 5. Calculo del tiempo de residencia t

1. Caso 1: Para consumo de DBO soluble

$$t = (S_1 - S_4) k X_{V,R} S_4$$

Caso 2: Para floculación optima

$$t = S_1 [X_{V,R} (A/M)_{opt}]$$

2. Relación A/M real

$$A/M = S_1 X_{V,R} t$$

(t = tiempo real de residencia seleccionado)

3. S_4 real

$$S_4 = S_1 (1 + k X_{V,R} t)$$

(t = tiempo real de residencia seleccionado)

Paso 6. Cálculo del volumen del reactor

$$V = Q_1 t$$

Paso 7. Necesidades de oxígeno

$$\text{kg O}_2/\text{d} = a (S_1 - S_4) Q_1 + b X_{V,R} V$$

Paso 8. Potencia requerida

$$CV = \frac{\text{kg O}_2/\text{h}}{(RT)_{\text{real}} \text{ kg O}_2 / (CV \times h)}$$

Paso 9. Selección de aireadores y disposición del tanque de aireación

Paso 10. Producción neta de biomasa

$$\Delta X_V = Y (S_1 - S_4) Q_1 - k_d X_{V,R} V$$

Paso 11. Cálculo de la relación de reciclado r

$$r = \frac{Q_1 X_{V,R} - \Delta X_V - Q_1 X_{V,1}}{Q_1 (X_{V,7} - X_{V,R})}$$

Ecuación aproximada:

$$r = X_{V,R} (X_{V,7} - X_{V,R})$$

Paso 12. Cálculo de caudales

$$1. Q_r = r Q_1$$

$$2. Q_2 = Q_1 (r + 1)$$

$$3. Q_6 = \frac{\Delta X_V + Q_1 X_{V,1} - Q_1 X_{V,R}}{X_{V,7} - X_{V,R}}$$

$$4. Q_4 = Q_1 - Q_6$$

$$5. Q_5 = Q_2 - Q_4$$

$$6. t_h = V / Q_2 = t (r + 1)$$

Paso 13. Balance de materia de los sólidos no volátiles

$$1. X_{NV,R} = (1 - F_V) X_{V,R} F_V = X_{NV,2}$$

$$2. X_{NV,5} = [Q_1 (r + 1) X_{NV,R} - Q_4 X_{NV,4}] Q_5$$

Ecuación aproximada $X_{NV,4} \cong 0$

$$X_{NV,5} = Q_1 (r + 1) X_{NV,R} Q_5$$

$$3. X_{NV,1} = (r + 1) X_{NV,R} - r X_{NV,5}$$

Paso 14. Producción total de lodos

$$1. (VSS)_6 = Q_6 X_{V,5} = [Y (S_1 - S_R) Q_1 - k_d X_{V,R} V] + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4} \\ = \Delta X_V + Q_1 X_{V,1} - Q_4 X_{V,4}$$

$$2. (NVSS)_6 = Q_6 X_{NV,5} = Q_1 (X_{NV,1} - X_{NV,4}) + Q_6 X_{NV,4}$$

$$3. (TSS)_6 = (VSS)_6 + (NVSS)_6$$

Paso 15. Concentraciones S_2 y $X_{V,2}$ de la alimentación combinada

$$1. S_2 = (S_1 + rS_4) / (1 + r)$$

$$2. X_{V,2} = (X_{V,1} + r X_{V,7}) / (1 + r)$$

Paso 16. Neutralización requerida

Paso 17. Nutrientes requeridos

Nitrógeno perdido $0.12 \Delta X_V + 86.4 Q_1 (1.0) \text{ kg / d}$

Nitrógeno disponible $86.4 Q_1 \text{ (NTK) kg / d}$

Fósforo perdido $0.02 \Delta X_V + 86.4 Q_1 (0.5) \text{ kg / d}$

Fósforo disponible $86.4 Q_1 \text{ (P) kg / d}$

Paso 18. DBO total del efluente

CAPITULO 5
MEMORIA DE CALCULO

5.0 MEMORIA DE CALCULOS

El resumen de las ecuaciones empleadas en el diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales se encuentra en el apartado 4.25 (pag.111), así como los parámetros elegidos para el inicio de los cálculos son tomados del apartado

5.1 DATOS GENERALES

$Q_1 = 100 \text{ m}^3/\text{d} = 0.00115 \text{ m}^3/\text{s}$ tomado del apartado 4.5 (pag.80)

$S_1 = 220 \text{ DBO}_5 \text{ mg/l}$ tomado del apartado 2.5 (tabla 2.5, pag.31)

$S_4 = 20 \text{ DBO}_5 \text{ mg/l}$ (parámetro de diseño)

$T_1 = 25^\circ\text{C}$ (tabla 2.5 pag.31)

$T_a = 20^\circ\text{C}$ estimado

$X_{VR} = 3,000 \text{ mg/l}$ parámetro de diseño tomado del apartado 4.7 (pag.83)

$X_{VS} = 12,000 \text{ mg/l}$ parámetro del apartado 4.7 (4.5 pag.84) $X_{V5} = X_{V7}$

$FV = 0.8$ (% de sólidos volátiles en MLSS es de 80%) (4.22, pag.107)

$F = 8 \text{ mg/l}$ (tabla 2.5, pag.31)

$N = 40 \text{ mg/l}$ (tabla 2.5 pag.31)

Los factores biocineticos tomados del apartado 4.14 (tabla 4.14 pag.91)

$K = 0.017 - 0.03 \text{ d}^{-1} \text{ l/mg}$ (se tomo valor de $0.02 \text{ d}^{-1} \text{ l/mg} = 0.00083 \text{ h}^{-1} \text{ l/mg}$)

$y = 0.73 \text{ kg MLVSS /kg DBO}_5$

$K_d = 0.075 \text{ d}^{-1}$

$\alpha = 0.52 \text{ O}_2 \text{ kg / kg DBO}_5$

$b = 0.1065 \text{ d}^{-1}$

5.2 PROCEDIMIENTO DE DISEÑO

1ª. ITERACION.

Paso 1.

$\text{Kg DBO} / \text{d} = 86.4 Q_1 (S_1 - S_4)$

$\text{Kg DBO} / \text{d} = 19.87 \text{ Kg/d}$

Paso 2. Estimación preliminar de la potencia, este resultado se verificara con el paso 8

$CV = 86.4 Q_1 (S_1 - S_4) / 21$

$CV = 0.946$

Paso 3. Estimación de la temperatura del licor en la balsa de aireación TR.

$$TR = \frac{(3.6 \times 106 \times Q_1 T_1) + (1134 \times CV \times T_a)}{(3.6 \times 106 \times Q_1) + (1134 \times CV)}$$

TR = 23.97 = 24 °C con esta temperatura se calculan los factores biocinéticos

Paso 4. Valores de los parámetros biocinéticos para la TR.

$$K_{24} = 0.0225 \text{ d}^{-1} = 0.00093 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{d24} = 0.09116 \text{ d}^{-1}$$

$$b_{24} = 0.1295 \text{ d}^{-1}$$

Se supone que los parámetros Y y α son prácticamente independientes de la temperatura.

$$Y = 0.75$$

$$\alpha = 0.52$$

Paso 5. A partir del consumo de DBO solubles.

Caso 1

$$t = (S_1 - S_4) / K X \text{ vr } S_4$$

$$t = 3.56 \text{ h} \quad t = 0.14 \text{ d}$$

Caso 2. Según condiciones óptimas de floculación de los MLVSS

$$(A/M)_{op} = 0.6 \text{ d}^{-1}$$

$$t = \frac{S_1}{(X_{v,r})(A/M)_{opr}} = 0.12 = 2.9 \text{ h}$$

En este caso el tiempo de residencia viene controlado por el consumo de la DBO soluble y será; $t = 3.5 \text{ h}$ ya que este es mayor que el tiempo de residencia en condiciones óptimas de floculación.

Para verificar si se obtiene un lodo con características de sedimentación favorable para lo cual se calcula;

$$A/M = S_1 / X_{v,r} t = 0.52$$

Dado que el valor de 0.52 cae dentro del rango $A/M = 0.3 - 0.6$ se toma como favorable el tiempo de residencia calculado anteriormente es cual es;

$$t = 3.5 \text{ h}$$

El cálculo de la DBO soluble real en el efluente será;

$$S_4 = S_1 / (1 + K_{VR} t)$$

$$S_4 = 20.12 \text{ mg/l}$$

El diseño es adecuado ya que 20.12 es muy cercano al valor establecido de DBO_5 máxima = 20mg/l

Paso 6 . Volumen del reactor.

$$V = Q_1 t = 14 \text{ m}^3$$

Paso 7. Demanda de oxígeno.

$$\begin{aligned} \text{Kg O}_2 / \text{d} &= a (S_1 - S_4) Q_1 + b X_{VR} V \\ &= 16.216 \text{ Kg / d} = 0.6757 \text{ Kg O}_2 / \text{h} \end{aligned}$$

Paso 8 . Potencia requerida.

$$\begin{aligned} \text{CV} &= \text{kg O}_2 / \text{h} / (0.86 \text{ kg O}_2 / \text{CV. h}) \\ \text{CV} &= 0.785 \text{ CV} \end{aligned}$$

Como la potencia preliminar en el paso 2 fue de 0.946 y la potencia requerida es de 0.785 CV se hace una nueva iteración hasta alcanzar una convergencia más cercana con la preliminar. Tomando este último valor como la potencia preliminar.

2° ITERACIÓN.

Paso 2.

$$\text{CV} = 0.785$$

Paso 3

$$\text{TR} = 24.11 \text{ } ^\circ\text{C}$$

Paso 4. Valores de los parámetros biocinéticos para la TR.

$$K_{24.11} = 0.02258 \text{ d}^{-1} = 0.00094 \text{ h}^{-1}$$

$$K_{d24.11} = 0.09165 \text{ d}^{-1}$$

$$b_{24.14} = 0.13014 \text{ d}^{-1}$$

$$Y = 0.75$$

$$\alpha = 0.52$$

Paso 5.

$$t = 3.55 \text{ h} \quad t = 0.1478 \text{ d}$$

$$A/M = S_1 / X_{VR} t = 0.4510$$

El valor de 0.4510 cae dentro del rango $A/M = 0.3 - 0.6$ por lo que el lodo tiene una sedimentación favorable, por lo tanto el tiempo de residencia se estima correcto.

$$t = 3.5 \text{ h}$$

DBO soluble real en el efluente.

$S_4 = 19.98 \text{ mg/l}$ este valor resulta adecuado el esperado en la estimación del diseño de 20 mg/l como máximo permisible.

Paso 6 . Volumen del reactor.

$$V = 14.78 = 15 \text{ m}^3$$

Paso 7. Demanda de oxígeno.

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = 16.189 \text{ Kg / d} = 0.6745 \text{ Kg h}$$

Paso 8 . Potencia requerida.

$$\text{CV} = 0.6745 \text{ KgO}_2 / \text{h} / (0.86 \text{ kg O}_2 / \text{CV h}) = 0.785$$

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = 0.8 \text{ CV}$$

Como el paso 3 y el paso 8 concuerdan entonces TR y CV son los que emplearemos en el diseño de la planta, ahora se calcularan los siguientes paso;

Paso 9 . Calculo del aireador.

Se verá más adelante

Paso 10. Producción neta de la biomasa ΔX_v

$$\Delta X_v = 86.4 Y (S_1 - S_4) Q_1 - K_d X_v, r V(0.0001)$$

$$\Delta X_v = 10.38 \text{ Kg / d}$$

Paso 11. Calculo de la reacción de reciclado r.

$$r = \frac{Q_1 X_{vR} - \Delta X_v - Q_1 X_{v1}}{Q_1 (X_{v5} - X_{vR})}$$

Considerando que $X_{v1} = 0$

$r = 0.32$ por lo que el flujo reciclado al reactor será del orden del 32 %

Paso 12. Cálculo de los caudales restantes :

$$Q_7 = r Q_1 = 0.000368 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_7 = 31.79 \text{ m}^3 / \text{d}$$

$$Q_2 = Q_1 (r + 1) = 0.001518 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_2 = 131.15 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_6 = \frac{\Delta X_v + Q_1 X_{v1} - Q_1 X_{v4}}{X_{v7} - X_{v4}}$$

$$Q_6 = 0.000009 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_6 = 0.7828 \text{ m}^3 / \text{d}$$

Q_6 = es casi despreciable si lo comparamos con los demás flujos

$$Q_1 = Q_4$$

$$Q_4 = Q_1 - Q_6$$

$$Q_4 = 0.001141 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_4 = 98.58 \text{ m}^3 / \text{d}$$

$$Q_5 = Q_7 + Q_6$$

$$Q_5 = 0.000377 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q_5 = 32.57 \text{ m}^3 / \text{d}$$

El tiempo hidráulico será;

$$t_h = t / (r + 1) = 2.68 \text{ h}$$

Paso 13. Balance de materia de los sólidos no volátiles.

a) En el reactor:

$$X_{NVR} = (1 - F_v) X_{VR} / F_v = (1 - 0.8) (3000) / (0.8) = 750 \text{ mg / l}$$

$$X_{NV2} = X_{NVR} = 750 \text{ mg / l}$$

b) A la salida del sedimentador

Cálculo de X_{NV5} ya que $X_{NV4} = 0$

$$X_{NV5} = Q_1 (r + 1) X_{NVR} / Q_5$$

$$X_{NV5} = .00115 (0.32 + 1) (750) / (0.00037)$$

$$X_{NV7} = X_{NV5} = 3077.027 \text{ mg / l}$$

c) En la corriente de alimentación.

Cálculo de $X_{NV,1}$

$$X_{NV,1} = (r + 1) X_{NV,r} - r X_{NV,5}$$

$$X_{NV1} = (0.32 + 1) (750) - (0.32) (3077.027)$$

$$X_{NV,1} = 5.35 \text{ mg / l}$$

Paso 14. Producto total de lodos

1. Calculo de $(VSS)_6$

$$(VSS)_6 = \Delta X_v + Q_1 X_{v,1} - Q_4 X_{v,4}$$

$$(VSS)_6 = 10.38 + 100 \times 0.0 - 86.4 (0.001141) (10)$$

$$(VSS)_6 = 9.394 \text{ Kg / d}$$

2. Calculo de $(NVSS)_6$ ya que $X_{NV4} = 0$

$$(NVSS)_6 = Q_1 (X_{NV1} - X_{NV4}) + Q_6 X_{NV4}$$

$$(NVSS)_6 = Q_1 X_{NV,1}$$

$$(NVSS)_6 = 86.4 (0.00115) (5.35)$$

$$(NVSS)_6 = 0.5315 \text{ Kg / d}$$

$$(NVSS)_6 = Q_6 X_{NV,4}$$

$$(NVSS)_6 = 86.4 (0.000009) (3077) = 2.39 \text{ Kg / d}$$

El valor medio entre la primera y segunda estimación es 0.5315 y $2.39 = 1.46$
 Por lo tanto $(NVSS)_6 = 1.46 \text{ kg/d}$

3. Calculo de $(TSS)_6$

$$(TSS)_6 = (VSS)_6 + (NVSS)_6$$

$$(TSS)_6 = 10.854 \text{ Kg / d}$$

Paso 15. Calculo de las concentraciones de la alimentación combinada S_2 y X_{v2}

$$S_2 = (S_1 + r S_4) / (1 + r)$$

$$S_2 = (220 + 0.32 \times 19.98) / (1 + 0.32)$$

$$S_2 = 171.51 \text{ mg / l}$$

$$X_{v2} = (X_{v1} + r X_{v4}) / (1 + r)$$

$$X_{v2} = (0.0 + 0.32 (12,000)) / (1 + 0.32)$$

$$X_{v2} = 2909.9 \text{ mg / l}$$

Paso 16. Neutralización requerida.

$$\text{Kg DBO consumida / d} = 19.87 \text{ Kg / d}$$

$$\text{Alcalinidad consumida} = 19.87 (0.5) = 9.935$$

Alcalinidad en la alimentación inicial

$$\text{Alc} = 86.4 Q_1 \text{ Alc}$$

$$Alc = 86.4 (0.00115) (100 \text{ mg / l }) = 9.936 \text{ mg/l}$$

Como, $9.935 = 9.936$ no requiere de neutralización en el proceso biológico ya que la alcalinidad de alimentación es igual a la consumida.

Paso 17. Nutrientes requeridos.

a) NITROGENO.

Nitrógeno perdido en el sistema por la purga de lodos.

$$N = 0.12 \Delta X_v = 0.12 (10.38) = 1.25 \text{ Kg / d}$$

Nitrógeno perdido en el efluente

$$N = 86.4 Q_1 (1.0)$$

$$N = 0.0993 \text{ Kg / d}$$

N. total perdido:

$$\text{por purga} = 1.25$$

$$\text{por efluente} = 0.0993$$

$$\text{-----}$$

$$1.349 \text{ Kg / d}$$

Nitrógeno disponible:

$$N = 86.4 Q_1 (NTK)$$

$$N = 86.4 (0.00115) (40) = 3.979 \text{ Kg / d}$$

En consecuencia como el nitrógeno disponible en el sistema es de 3.979, cifra mayor que el total perdido 1.349, por lo que no se necesita añadir nitrógeno

b) FOSFORO.

Fósforo perdido por la purga de lodos

$$P = 0.02 \Delta X_V$$

$$P = 0.02 (10.38) = 0.2076 \text{ kg./ d}$$

Fósforo perdido en el efluente

$$P = 86.4 Q_1 (0.5)$$

$$P = 0.049 \text{ kg./d}$$

Fósforo total perdido

-por purga	0.2076
-por el efluente	0.049

total	0.2566 kg./d

Fósforo disponible

$$P = 86.4 Q_1(P)$$

$$P = 0.795 \text{ kg/d}$$

$$\text{Por lo tanto } 0.795 - 0.2566 = 0.538 \text{ kg/d}$$

En consecuencia no se necesita añadir fósforo, ya que este existe en mayoría.

Paso 18 DBO total del efluente

Suponiendo que el clarificador secundario captura 100% de sólidos entonces se puede estimar un DBO del efluente ≈ 0

5.3 ELECCION DE AIREADORES

Cantidad diaria de oxígeno a transferir es;

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = 16.21$$

$$\text{Kg O}_2 / \text{h} = 0.6757$$

Potencia requerida

$$\text{CV} = 0.6757 \text{ kg O}_2 / \text{h} / (0.86 \text{ kg O}_2 / (\text{CV} \cdot \text{h}))$$

$$\text{CV} = 0.785 = 0.8 \text{ CV}$$

Corresponde a un nivel de potencia

$$0.8 \text{ CV} / 15 \text{ m}^3 = 0.05 \text{ CV} / \text{m}^3$$

Para cubrir las necesidades de la aireación se seleccionó un difusor. Las especificaciones del fabricante señalan que cada unidad de difusor es capaz de transferir $0.77 \text{ kg O}_2 / \text{h}$, el diámetro de influencia será de 3 m ya que el ancho del tanque tiene 2.5 m y con esto se asegura un 20% de seguridad.

$$\text{Número de aireadores} = 0.8 / .77 = 1.03 = 1$$

Por lo que solo necesitamos una unidad de aireación

La profundidad será de 2 m, en la figura 5.3 se observa el diagrama de la disposición del difusor.

Para evitar zonas muertas se recomienda poner deflectores en las esquinas de 45°

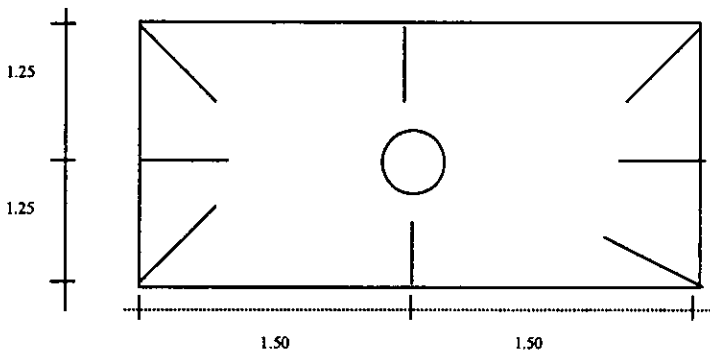


Fig. 5.3 Disposición de los aireadores

5. 4 DIAGRAMA DE FLUJO DE LA PLANTA DE LODOS ACTIVOS

La figura 5.4 muestra el balance de materia de la planta de aguas residuales calculados anteriormente. De tal manera que se tiene una visión global del tratamiento y todos los parámetros que intervienen en este.

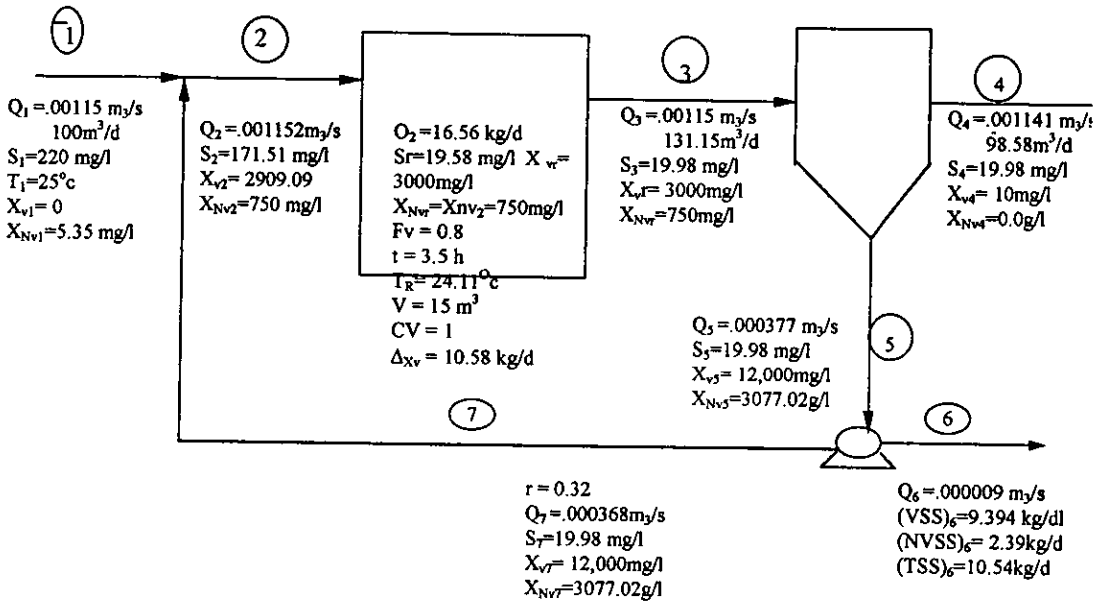
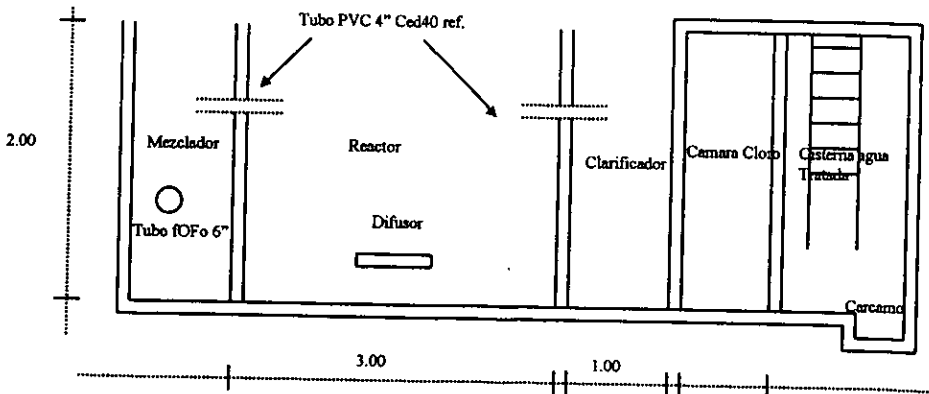
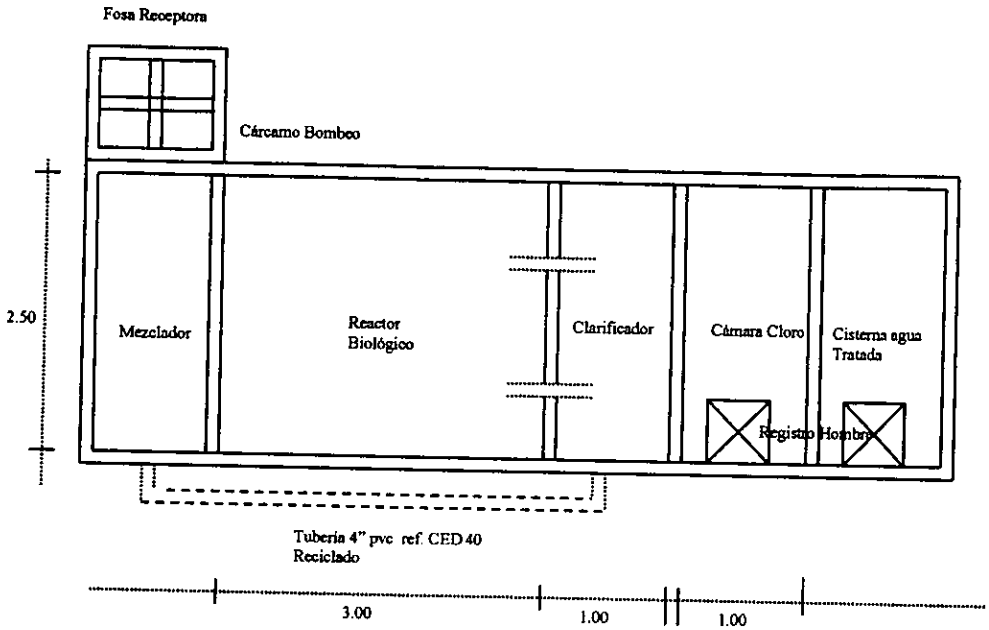


Fig.5.4 Diagrama de balance de masa de planta de tratamiento

5.5 CORTE ESQUEMATICO DE LA PLANTA

En la figura 5.5 se propone un arreglo de la planta de tratamiento de aguas residuales visto desde un corte esquemático del proceso, en primer lugar esta el tanque mezclador que garantiza una mezcla homogénea y continua al proceso, seguido del reactor, después el clarificador en donde retoman parte de los lodos al proceso, y el flujo remanente de este pasa a una cámara de cloración y por último a una cisterna de agua tratada.

Fig. 5.5 Planta Esquemática



Corte esquemático

5.6 CANAL DE REJILLAS

Es la primera operación unitaria que lleva el proceso encargada de separar los sólidos gruesos que contengan las aguas a tratar. Estas rejillas son un dispositivo formado por barras de sección circular o rectangular, que permiten espacios abiertos entre ellas, en un sentido vertical, separando así materiales de gran tamaño.

Las barras que forman la rejilla se colocan verticalmente y podrán tener una inclinación con respecto a la horizontal de : 45° a 60° cuando sean limpiadas manualmente y de 0° a 60° cuando sean limpiadas mecánicamente.

Cuando las barras estén limpias se admitirá como pérdida de cárgala dada por la siguiente formula de Kirschmer:

$$h = \beta [w/b]^{4/3} hv \cdot \text{sen } \theta$$

h es la pérdida de carga en metros

β es un factor que depende de la forma de la barra dado por Kischmer en la tabla 5.6.a.

Tabla 5.6.a FACTOR DE LA BARRA¹

TIPO DE BARRA	VALOR DE β
Rectangular con barras filosas	2.42
Rectangular con la cara agua arriba . semicircular	1.83
. circular	1.79
Rectangular con caras semicirculares	1.67

w es el ancho de la sección recta de las barras medidas en la dirección del flujo, en m

b es el espaciamiento mínimo de las barras, en m.

hv es la carga de velocidad del flujo que se aproxima a las barras, en m

θ es el ángulo de inclinación de las barras con la horizontal

Las barras en operación están deteniendo continuamente materia flotante, por lo que se usara para el diseño la siguiente formula:

$$\Delta h = - 0.0017 - 0.0351 V + 0.0031 V^2 - 0.0001 V^3$$

donde,

Δh es la perdida de carga en cm

¹ Normas de diseño para el tratamiento de aguas negras, S.R.H 1977

V es la velocidad de paso del agua entre las barras en cm/s
Esta fórmula tiene un coeficiente de 0.970.

En la tabla 5.6.b se muestra la relación entre la pérdida de carga y la velocidad de paso del agua entre las barras de una rejilla.

Tabla 5.6.b VELOCIDAD DE PASO DEL AGUA ENTRE LAS BARRAS DE UNA REJILLA²

VELOCIDAD DE PASO ENTRE LAS BARRAS Cm/s	PERDIDA DE CARGA EN cm
15	0.01
20	0.18
25	0.40
30	0.64
35	0.91
40	1.18
45	1.47
50	1.75
55	2.04
60	2.33
65	2.63
70	2.94
75	3.26
80	3.60
85	3.97
90	4.36
85	4.78
100	5.23
105	5.72
110	6.25
115	6.81

ELECCION DE LAS REJILLAS

Estimando un canal de 10cm de ancho y 15 de alto se tendría una área de

$$10 \times 15 \text{ cm} = 150 \text{ cm}^2 = 0.15 \text{ m}$$

Donde la velocidad sería:

$$V = Q/A$$

²Análisis de operaciones de tratamiento de aguas residuales, IMTA 1993

$V = 0.00115 \text{ m}^3/\text{s} / 0.15 \text{ m}^2 = 0.007 \text{ m}^2/\text{s} = 93 \text{ cm}^2/\text{s}$
 con la tabla anterior calculamos la pérdida de carga que sería 4.57 cm

La limpieza de las barras será manualmente eligiendo una separación de 2.5 cm
 Espesor de 3/8 " un largo de 3"
 con un ángulo de inclinación de 60°

La separación conveniente entre las barras será para rejillas limpiadas manualmente

2.5 cm < separación < 5.0 cm

y para barras limpiadas mecánicamente

5.0 cm < separación < 7.6 cm

las dimensiones de la barra serán, para rejillas limpiadas manualmente:

(1/4 ") 0.64 cm < espesor < 1.59 cm (5/8 ")
 (5/8") 1.59 < largo < 7.62 cm (3")

El bordo libre del canal nunca será menor de 40 cm.

En la figura 5.6.c se muestra el esquema de la rejilla la cual deberá ser limpiada manualmente.

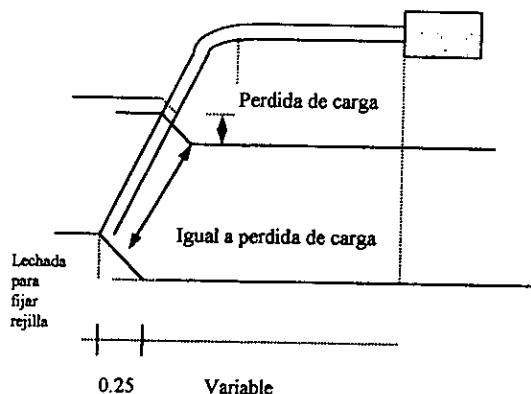


Fig. 5.6.c Rejilla de limpieza manual

5.7 SEDIMENTADOR SECUNDARIO

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 los de construcción de un proyecto que generará las descargas de aguas residuales, por lo que los experimentos no pueden efectuarse. Por ello es útil conocer los valores que la bibliografía nos proporciona en este caso, las velocidades de decantación de diferentes sólidos. En la tabla 5.7.a se muestran algunos datos, así como los tiempos de retención tabla 5.7.b y las cargas superficiales en diferentes procesos tabla 5.7.c.

Tabla 5.7.a VELOCIDADES DE DECANTACION DE DIFERENTES SOLIDOS³

NATURALEZA DEL SÓLIDO	PESO ESPECIFICO	VELOCIDAD DE DECANTACIÓN cm/s	TIEMPO DE SEDIMENTACIÓN a H=1m
Limo y arcilla	2.65	$\leq 7 \times 10^{-3}$	3 h 58 min
Floculo de aluminio y fierro	1.002	8.3×10^{-2}	20 min
Precipitados de carbonato y calcio	1.200	$4,2 \times 10^{-2}$	40min
Materia orgánica residual primaria	1,001	4.2×10^{-2}	40 min
Licor mezclado	1.005	4.2×10^{-2}	8 min 20 s

Tabla 5.7.b TIEMPOS DE RETENCION EN SEDIMENTADORES ⁴

TIEMPO DE RETENCIÓN	HORAS
Desarenación	Menor de 0.25
Sedimentación simple	1- 4
Sedimentación primaria	- 2
Sedimentación secundaria	1.0 - 2
Sedimentación de agua tratada con coagulante	2.0 - 2.5
Sedimentación de partículas coaguladas (agua de primer uso)	
Diseño convencional	- 3.0
Contacto de sólidos	- 1.5
Flujo laminar	menor de 0.25

³ Alternativas de tratamiento de aguas residuales, IMTA 1997

⁴ Pedro Martínez: Tanques sedimentadores, 1998

Tabla 5.7.c CARGAS SUPERFICIALES EN DIFERENTES PROCESOS⁵

CARGA SUPERFICIAL	Valores Medios m ³ /m ² d
-remoción de arena	600 – 1000
- sedimentación simple	5-20
-sedimentación primaria seguida de tratamiento secundario	32 – 46
sedimentación primaria con purga de lodos	24-32
sedimentación secundaria lodo activado convencional	16-32
sedimentación secundaria de aireación extendida	8 – 16
sedimentación secundaria de filtros percoladores	16-24
clarificación de aguas turbias	30-60
clarificación de aguas de color	45
aguas coaguladas con tratamiento de aluminio	20-24
	32
	56-64
	30 – 80

Datos generales del sedimentador secundario

Entrada al sedimentador

$$Q_3 = 131.15 \text{ m}^3/\text{d} = 0.00152 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$S_3 = 19.98 \text{ mg/l}$$

$$X_{N3} = 3000 \text{ mg/l}$$

$$X_{NV3} = 750 \text{ mg/l}$$

Efluente del sedimentador

$$Q_4 = 98.58 \text{ m}^3/\text{d} \text{ pero par fines de cálculos se tomara como } 100 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_4 = 100 \text{ m}^3/\text{d} = 0.00115 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$S_4 = 19.98 \text{ mg/l}$$

$$X_{V4} = 10 \text{ mg/l}$$

$$X_{NV} = 0 \text{ mg/l}$$

Descarga del sedimentador

$$Q_5 = 32.57 \text{ m}^3/\text{d} = 0.000377 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$S_5 = 19.98 \text{ mg/d}$$

$$X_{V5} = 12,000 \text{ mg/l}$$

$$X_{NV5} = 3077.02 \text{ mg/l}$$

En un sedimentador ideal rectangular existen cuatro zonas en la figura 5.7.d se observan estas zonas:

⁵ Pedro Martínez . Tanques sedimentadores, 1998

1. Zona de entrada . En la cual el flujo puede considerarse laminar. Se supone que en limite de esta zona las partículas se distribuyen uniformemente según la sección de entrada (línea vertical).
2. Zona de sedimentación. Se supone que la partícula deja de estar en suspensión cuando llega al fondo de esta zona (línea horizontal).
3. Zona de salida. El agua residual se recoge aquí antes de su paso al tratamiento posterior
4. Zona de lodos. Esta zona es la reservada para la retirada de los lodos.

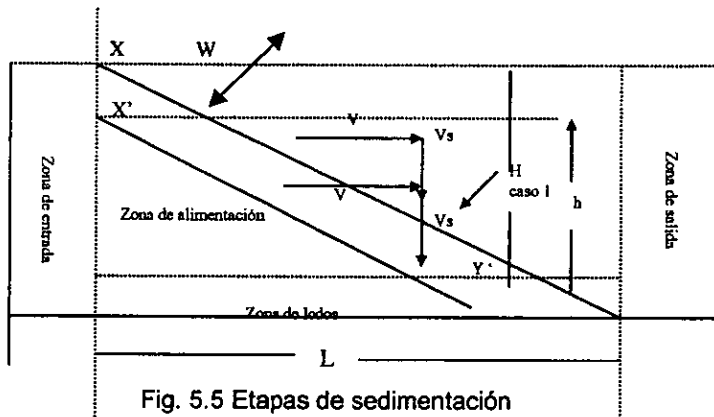


Fig. 5.5 Etapas de sedimentación

Nota: W= ancho del sedimentador, L= longitud, V_s velocidad de sedimentación, V=velocidad del flujo de entrada, X y X' = trayectoria de las partículas de sedimentación.

CALCULO DEL SEDIMENTADOR

Para una sedimentación discreta, la velocidad es una constante para cualquier Trayectoria especifica y no varia a lo largo de su trayectoria.

La velocidad de paso esta dada por:

$$V = Q / A' = Q / W H$$

Y la velocidad de sedimentación es;

$$V_s = Q / L W = Q / A$$

Tomando el valor de la velocidad de sedimentación de datos bibliográficos de tablas anteriores se observa que para el licor mezclado la velocidad de sedimentación es de 4.2×10^{-2}

Tomando la velocidad de 0.042 cm / s ($1\text{m} / 100\text{cm}$) ($3600\text{s} / 1 \text{ h}$) = 1.51 m / h = $1.51 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \text{ h}$ = $36.28 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \text{ d}$

Area de la sección horizontal (para separación del 100 %)

$$A = Q / V_s$$

$$A = (100 \text{ m}^3 / \text{d} / 36.28 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \text{ d}) = 2.75 \text{ m}^2 = 3$$

$$A = W \times L = 1.2 \times 2.5 = 3$$

Calculando el área del clarificador y tomando en cuenta que este será rectangular tenemos;

Suponiendo un tiempo de retención de 1.5 h tomado de tabla 5.7.b (diseño convencional).

$$H = V/A = Q_3 t / A = 100 (1.5) (1/24) / 3 = 2.08 \text{ m}$$

$$V = W L H = (1.2)(2.5)(2) = 5 \text{ m}^3$$

La velocidad de paso será

$$V = Q / A'$$

$$V = Q / (W H)$$

$$V = 100 / (1.2 \times 2) = 41 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \text{ d}$$

Calculo de la capacidad de la bomba para desalojar los lodos

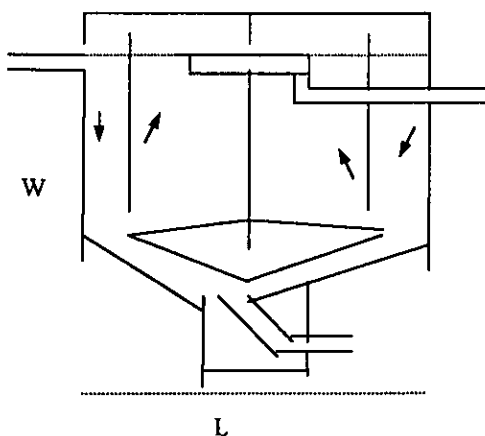
tomando una bomba de ½ HP con una capacidad de 40 l / m

$$32.57 \text{ m}^3 / \text{d} (1000 \text{ l} / \text{m}^3) (1/24 \text{ h}) (1/60 \text{ m}) (100\%) / 40 \text{ l} / \text{m} = 56.54 \%$$

$$\text{Tiempo de trabajo} = 56.54 \% \times (60 \text{ m/h}) / 100\% = 33.9 \text{ min} = 34 \text{ min}$$

Basta 34 min cada hora poner la bomba a funcionar para que pueda desalojar los lodos y el reflujo necesario para el reactor.

En la figura 5.7.e se muestra el dimensionamiento del sedimentador



Área de la sección horizontal = 3 m

Tiempo de retención = 1.5 h

Volumen = 5 m³

Velocidad de paso = 41 m³ / m² d

Longitud = 2.5 m (L)

Ancho = 1.2 m (W)

Fig 5.7.e Diagrama esquemático de un sedimentador

5.8 DESINFECCION DEL AGUA PROVENIENTE LA PLANTA

Se utilizará la cloración como medio de desinfección de las aguas residuales esta tiene por objeto proteger los abastecimientos que serán empleados en sanitarios, jardines, lavado de autos y banquetas. Así como disminuir el color, olor, disminución de la DBO, oxidación de los iones metálicos y eliminar bacterias patógenas.

A continuación se presenta la tabla 5.8 en donde se muestran las dosificaciones típicas para diferentes efluentes.

Tabla 5.8 DOSIFICACIONES TIPICAS DE CLORO⁶

EFLUENTE DE	INTERVALO DE DOSIFICACIÓN (mg/l)
Aguas residuales sin tratar (precloración)	6 - 25
Sedimentación primaria	5 - 20
Planta de precipitación química	2 - 6
Filtro percolador	3 - 15
Lodo activo	2 - 8
Filtro múltiple seguido de la planta de lodos activos	1 - 5

El balance de bacterias coliformes conduce a :

[Acumulación de coliformes en el reactor] = [aumento debido al flujo influente] - [disminución debida al flujo efluente] - [eliminación de coliformes]

Ley de Chick

$$dN / dt = - kN$$

En donde;

N = es el recuento de bacterias

t = el tiempo

dN/dt = la velocidad de eliminación de bacterias

k = constante de velocidad de eliminación.

En condiciones de equilibrio del balance de bacterias se deduce:

$$0 = Q_0 N_0 - Q_0 N_e + (dN / dt) V$$

De la ley de Chick y la ecuación anterior nos da:

⁶ Hanbook of water purification, 1988

$$N_e = N_0 / (1 + kt)$$

En el que t es el tiempo de residencia, $t = V / Q_0$

La eficacia del cloro en la destrucción de distintos organismos corresponde a valores de k desde 0.24 a 6.3 (min^{-1}) para el 99 % .

Para la cuantificación de los coliformes presentes en las aguas residuales se tomo el valor de 1×10^7 coliformes por 100 ml (dato tomado del apartado). Como k tiene un rango de 0.24 a 6.3 se eligió un valor intermedio de $k = 3 \text{ min}^{-1}$, $Q_0 = 100 \text{ m}^3 / \text{d}$ y $t = 40 \text{ min}$.

Utilizando:

$$N_e = N_0 / (1 + kt)$$

$$N_e = 3360007 / (1 + (3 \times 40)) \\ = 2276.8 \text{ coliformes por } 100 \text{ ml}$$

% de eliminación

$$\% = [N_0 - N_e / N_0] 100 = [(336000 - 2276.85) / 336000] 100 \\ = 99.17$$

El volumen requerido para lograr esa eficiencia en el tiempo planteado es;

$$V = Qt \\ V = 100 \text{ m}^3 \text{ d} (40 \text{ min} / 60\text{min}/24 \text{ h}) \\ V = 2.77 = 3 \text{ m}^3$$

En el caso específico de las aguas residuales de la planta de lodos activos, el cloro resulta ser un medio eficiente para su desinfección, ya que garantiza la destrucción de microorganismos patógenos nocivos para la salud, si bien es cierto que las reacciones de cloro podrían generar cloro residual, este no es tan importante ya es el causante del mal sabor en el agua, bien entonces como el agua no será potable no es de importancia significativa, además si se toman las concentraciones de cloro recomendadas no se tendrá este problema.

La bibliografía nos indica que para efluentes de lodos activos el rango recomendable es de 2 - 8 mg cloro / l de agua para que esta quede en buenas condiciones para la salud.

Si elijo una concentración de 5 mg/l , entonces para el tanque de cloración que tiene una capacidad de 3000 l se necesitara 15 g de cloro puro cada 40 min aproximadamente para lo que se podría utilizar una bomba dosificadora.

5.9 TRATAMIENTO DE LODOS

El tratamiento de los lodos es tan importante como el tratamiento de las aguas residuales, ya que de no tratarse los lodos se generaría un residuo peligroso, lo cual no se pretende, para lo cual será necesario estabilizarlos antes de enviarlos a confinamiento sanitario.

Tiempo de residencia medio de los sólidos y edad de los lodos.

El tiempo de residencia medio verdadero de los sólidos $\theta_m = \theta_c$ es la relación entre la masa VSS en el sistema y la entrada total de VSS en el mismo por síntesis de biomasa y transporte hidráulico con la alimentación inicial.

Un concepto más útil es la edad de los lodos θ_c . Que se define como la relación de la masa de VSS en el sistema de producción neta de biomasa ΔX_R .

$$\theta_c = X_V V / \Delta X_R$$

Los datos que tenemos son:

$$\Delta X_R = 10.38 \text{ kg/d}$$

$$V = 15 \text{ m}^3$$

$$X_V = 3000 \text{ mg/l}$$

Sustituyendo.

$$\theta_c = (.001) (3000) (15) / 10.38$$

$$\theta_c = 4.33 \text{ d}$$

Para calcular la edad mínima del lodo (tiempo de agotamiento) utilizamos

$$\theta_m = 1 / (Y k S_1 - k_d)$$

Tenemos los siguientes datos;

$$S_1 = 220 \text{ mg/l}$$

$$Y = .73 \text{ kg MLVSS / kg DBO}_5$$

$$k_d = .09179 \text{ d}^{-1}$$

$$K = 0.0226 \text{ d}^{-1}$$

$$\theta_m = 1 / (.73 (.0226)(220) - (.09179)) = .31 \text{ d} = 7.5 \text{ h}$$

Para calcular la fracción de sólidos degradables de los MLVSS utilizaremos la siguiente fórmula;

$$X = [0.77 Y (S_1 - S_4) Q_1] / [86.4 - (k_d X_{VR} V) / 86.4] / \Delta X_R$$

Tenemos los siguientes datos

$$Y = .73 \text{ kg MLVSS / kg DBO}_5$$

$$S_1 = 220 \text{ mg/l}$$

$$S_4 = 20 \text{ mg/l}$$

$$Q_1 = 0.00115 \text{ m}^3 / \text{d}$$

$$K_d = .09179 \text{ d}^{-1}$$

$$\Delta X_R = 10.38 \text{ kg/d}$$

$$V = 15 \text{ m}^3$$

$$X_{VR} = 3000 \text{ mg/l}$$

$$X = [(.77(.73)(220-20)(0.00115)(86.4) - (.09174)(3000)(15)(.001)] / 10.38$$

$X = 0.678 = 0.7$, lo que significa que el 70 % de los sólidos son biodegradables

Con esta fracción se pueden calcular los VSS biodegradables y los no biodegradables.

Para el tratamiento de los lodos se diseñó un digestor aeróbico con el fin de disminuir al máximo los lodos y estabilizarlos para su disposición final.

Lo primero que se necesita es un balance de materia tabla 5.9, y si suponemos que el 80 % de los VSS disminuirá tendremos;

Tabla 5.9 BALANCE DE MATERIA

ENTRADA		SALIDA	
Degradables	mg/l	Degradables	mg/l
$(X_d)_0 = (.70)(12000) =$	8400	$(X_d)_e = (0.2)(12000) =$	1680
		(80% de disminución)	
No degradables		No degradables	
$X_n = (.3)(12000) =$	3600	$X_n =$	3600
Totales VSS $X_0 =$	12000	$X_e =$	5280

Tomando la edad de los lodos como el tiempo de residencia medio real de los sólidos, y tomando en cuenta que la producción neta de biomasa se purga intencionalmente tenemos,

$$T = 4.3 \text{ d}$$

$$Q_6 = 0.7828 \text{ m}^3 / \text{d} \text{ flujo de la purga}$$

$$\text{Estimando un 20\% de sobrediseño } t = 5.1 = 5 \text{ d}$$

$$\text{Vol} = Q t$$

$$\text{Vol} = (.7828 \text{ m}^3 / \text{d}) (5) = 3.91 = 4 \text{ m}^3$$

La velocidad de utilización de oxígeno es proporcional a la velocidad de la reducción de VSS conseguida.

$$8400 - 5280 = 3120 \text{ mg/l}$$

$$V = 3120 \text{ mg/l} / 5\text{d}$$

$$V = 624 \text{ mg / l d}$$

Para calcular los requerimientos de oxígeno

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = V \text{ Vol.}$$

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = (624 \text{ mg/ l d}) (4 \text{ m}^3) (1/1000 \text{ mg/g})$$

$$\text{Kg O}_2 / \text{d} = 2.49$$

$$\text{Kg O}_2 / \text{h} = 0.104$$

Los requerimientos de oxígeno son pocos puesto que el flujo de entrada y la producción de biomasa también lo son con un difusor de 0.5 CV es más que suficiente para los requerimientos de este equipo.

Después de la estabilización de los lodos y disminución de los mismos, pueden ser enviados a relleno sanitario o se pueden reducir a un más, por medio de un filtro o una centrifuga.

CONCLUSIONES

En el presente trabajo se revisó la normatividad existente de las descargas de aguas residuales, y se encontró que no existe una norma oficial específica referente a las descargas residuales de origen doméstico, solo se cuenta con la NOM-031 que se refiere las descargas de aguas residuales que van a drenaje y alcantarillado municipal. También se revisó la situación actual del agua en nuestra entidad encontrándose que existe una gran problemática geográfica, económica, política, urbana y de concientización del problema, para lo cual será necesario apegarse a la Ley Ecológica del Medio Ambiente existente, de lo contrario la problemática seguirá su curso, las nuevas políticas del país deberán tomar más estrictamente este tema para dar soluciones que nos permitan continuar preservado nuestros recursos.

Así mismo, se analizaron los diferentes procesos para el tratamiento de aguas residuales de origen urbano, obteniéndose las siguientes conclusiones:

Las aguas residuales serán las generadas por la unidad habitacional ecológica "Conjunto Residencial Coalacoapan", que se ubicará en la Delegación Tlalpan, D.F. El flujo estimado del agua a tratar fue de $100 \text{ m}^3/\text{d}$. Las características de estas aguas fueron tomadas de la literatura, siempre que fueran factibles estos datos serán tomados de un análisis real de la muestra.

Se tomaron parámetros de diseño para la descarga de las aguas residuales como; el DBO máximo permisible (EPA) de $20 \text{ mg/l} = X_{v4}$, $X_{vR} = 3000 \text{ mg/l}$ y $X_{v5} = 12,000 \text{ mg/l}$, también fueron tomados de la literatura los factores biocinéticos α , b , K_d , K , Y , necesarios para el diseño del reactor.

El proceso utilizado fue el de lodos activos convencional, debido a la gran información disponible. Otra ventaja que presenta este diseño es que existe confiabilidad en los resultados ya que es iterativo y es necesario que converja los valores de CV y T_R propuesto lo que nos da un diseño real.

La desinfección de las aguas será por medio de cloración.

En una planta de tratamiento de aguas residuales es importante el tratamiento de los lodos, ya que sería contradictorio tratar el agua y generar residuos peligrosos al medio ambiente. El lodo generado por el tratamiento de las aguas residuales tiene un caudal de $0.7828 \text{ m}^3/\text{d}$ con una concentración de sólidos totales de 11.56 kg/d , los cuales serán tratados por un digestor aeróbico en el que permanecerán 5 d, para reducir los VSS en un 80%. Y una vez estabilizados podrán enviarse a relleno sanitario o podrán enviarse a secado empleando para ello una centrifuga o un filtro, los cuales no son contemplados en este proyecto.

El presente trabajo no considera el costo de los equipos, ni el cálculo estructural de la construcción necesaria para la planta.

Por otra parte es necesario que en primera instancia se realice una campaña de concientización dirigida a las personas que vivan en la unidad en donde se pretende instalar la planta de tratamiento de aguas, ya que es necesario de que todos estén convencidos de la finalidad de este proyecto para garantizar mejores resultados.

Esperamos que en un futuro corto el uso de las plantas de tratamiento de aguas residuales, sea cada vez más aceptado por las personas. Y tengamos conciencia de que el agua no es un recurso renovable, sino reciclable por lo que resulta necesario renovarlo para su utilización en otros sectores y poder legar el vital líquido a más generaciones.

GLOSARIO

- SDT** Sólidos disueltos totales (materia soluble)
- SS** Sólidos suspendidos, estos se miden al filtrar una muestra a través de un papel filtro de 1.2 μm de diámetro.
- OD** Oxígeno disuelto, las aguas limpias generalmente están saturadas de OD
- DQO** Demanda química de oxígeno, determina la cantidad de oxígeno consumida en una muestra de agua residual con dicromato de potasio y un reflujo de ácido sulfúrico.
- DBO** Demanda bioquímica de oxígeno, es un parámetro para cuantificar el oxígeno utilizado por una población microbiana heterogénea durante la oxidación de la materia orgánica.
- SAAM** Sustancia activa al azul de metileno, es un parámetro de medición.
- TRL** Tiempo de residencia de los lodos, o edad de los lodos se mide en d^{-1} .
- MLSS** Sólidos sedimentables en licor mezclado, expresa la concentración de los lodos en el reactor.
- MLVSS** Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado, se refiere a los sólidos inorgánicos y es un parámetro del combustible presente (células microbianas) en el reactor.
- MLNVSS** Sólidos suspendidos no volátiles en el licor mezclado, es la concentración de los lodos e indica la cantidad de materia orgánica presente en el reactor.
- DON** Demanda de oxígeno por nitrificación
- S_i** Se refiere a la concentración de la DBO soluble.
- X_{Vi}** Se refiere a las concentraciones de los sólidos volátiles en suspensión en mg/l .
- X_{Ni}** Se refiere a las concentraciones de los sólidos no volátiles en suspensión en mg/l .
- VSS** Se refiere a los sólidos en suspensión volátiles expresados en kg/d
- NVSS** Se refiere a los sólidos en suspensión no volátiles expresados en kg/d

-
- TSS Sólidos suspendidos totales (VSS + NVSS)
- ΔX Se refiere a la producción de lodos expresada en kg/d.
- DteO Demanda teórica de oxígeno.
- RFCTA Reactor de flujo continuo en tanque agitado
- Y Fracción de sustrato consumido que se utiliza para la síntesis celular, representa también una fracción de las nuevas células
- a Representa la fracción de sustrato consumido utilizado para la producción de energía mediante la oxidación del sustrato.
- K Representa la velocidad de consumo de sustrato
- K_d Se define como la fracción de MLVSS por unidad de tiempo oxidada durante el proceso de respiración endógena.
- b Es el parámetro que representa los kilogramos de oxígeno utilizado por día por kilogramo de MLVSS en el reactor.
- A/M Es una relación que representa los kilogramos de sustrato en el efluente Entre los kilogramos de MLVSS en el reactor

BIBLIOGRAFIA

1. Agua 2000, Estrategia para la ciudad de México.
Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, Secretaria de obras.
2. Agua su relación con energía y medio ambiente
Comisión Nacional para el Ahorro de energía.
Secretaría de Energía , Mexico 1995
3. Ley general de equilibrio Ecológico y la protección del medio ambiente.
Publicación diario oficial, 28 Feb. 1998
4. Tratamiento de Aguas residuales
R.S. Ramalho
Editorial Reverte, S.A. 1991
5. Normas de diseño para el tratamiento de aguas negras.
S.R.H. 1977
6. Alternativas de tratamiento de Aguas Residuales
Instituto Mexicano de Tecnología del agua, 2ª edición,
Morelos, 1977
7. Handbook of water purification
2ª edición, 1988
8. Análisis de Operaciones de Tratamiento de Aguas Residuales.
Juan Zuñiga Laguna. Instituto Mexicano de tecnología del Agua, 1993
9. Manual del agua, su naturaleza tratamiento y aplicaciones
Nalco chemical compañía. Mc Graw Hill, 1988
10. Nacional del agua. Instituto Mexicano Seminario Internacional sobre uso
eficiente del Agua, Organiza comisión de Tecnología del Agua,
Octubre 1991
11. Waste Water Treatment
Power Special report, June 1987
12. Sedimentación, Tanques de sedimentación
Conferencia M. en I. Jose Luis Torrescano
Facultad de Ingeniería, UNAM
División Educación Continua, 1998

13. Tratamiento y Disposición de lodos residuales
Conferencia M. en I. Jose Luis Torrescano
Facultad de Ingeniería, UNAM. División Educación Continua, 1998
14. Energía, Medio ambiente y desarrollo
Fundación Ebert, UNAM 1991
15. Ambiental Water quality, United Enviroment Protection Agency, 1991
16. Características de las aguas residuales
Pedro Martínez, UNAM 1998
17. Water Quality Engineering for practicing engineers
Eckenfelder, 1970
18. Tratado de ecología
Turk. T. Editorial interamericana, 1991
19. Ley de aguas nacionales
Comisión Nacional del Agua, 1995
20. Reglamento del servicio de agua y drenaje para el D.F
Gobierno del D.F. 1995
21. Plan maestro de agua potable, alcantarillado y saneamiento del Estado de México, 1991
22. Manual de tratamiento de aguas residuales
Herman E. Editorial limusa, 1991
23. Línea y digestión de lodo residual
Conferencia M. en I. Jose Luis Torrescano
Facultad de Ingeniería, UNAM
División Educación Continua, 1998