

01177 2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

DOCENCIA, CAPACITACIÓN E INVESTIGACIÓN
EN MATERIA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
BASADAS EN LA OPERACIÓN
DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)

P R E S E N T A
I.Q. ISABEL CRISTINA COMETT AMBRIZ



DIRECTOR: DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES

271798

MÉXICO, D. F. MARZO DE 1999



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



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.

AGRADECIMIENTOS

A la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería y el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme escalar un peldaño más hacia mis metas al realizar mis estudios de Maestría.

Al Doctor Adalberto Noyola Robles por su apoyo y experiencia en la dirección de esta tesis.

Al Doctor Simón González Martínez por sus consejos y apoyo incondicional para seguir siempre adelante.

A la Doctora Georgina Fernández Villagómez por sus palabras de aliento así como su participación como miembro del jurado.

A la M. en I. Ana Elisa Silva por sus valiosas contribuciones para enriquecer este trabajo.

Al M. en I. José Sámano Castillo por la paciencia y atención en las largas charlas para mejorar el contenido de esta tesis, así como por su asesoría en mi colaboración con la FEMISCA, A.C.

Deseo expresar también un especial agradecimiento a: Alma Chávez, Judith Ramos, Ignacio Monje, Germán Buitrón y Juan Manuel Morgan por el tiempo invertido en la revisión de este documento.

Mi infinito agradecimiento al Ingeniero Víctor Franco por su gran generosidad y apoyo incondicional.

Al M. en C. Vicente Fuentes Gea por su gran amistad y consejos.

A todos mis compañeros y amigos que siempre estuvieron a mi lado durante esta etapa en mi vida. Gracias por compartir conmigo momentos tan agradables e inolvidables.

DEDICATORIA

A mis padres, María y Angel pues con su gran apoyo y dedicación hicieron posible una de las metas más importantes en mi vida.

A Jesús Mauricio por su amor y por contagiarme siempre su optimismo ante la vida y sus inmensas ganas de obtener todo aquello que se propone.

A mis hermanos, Irene y Miguel Angel por estar siempre a mi lado compartiendo mis logros y fracasos.

A mis cuñados, Fernando y Vianey por su amistad.

A mis primos, Rosita, Georgina, Lupita y Toño por su interés y apoyo en todos mis planes.

A toda mi familia, gracias por estar siempre ahí.

A Alberto Valdivia por su amor, por la gran ayuda que me brinda en todo lo que llevo a cabo, por todos los momentos compartidos y por que se realicen nuestros sueños.

Isabel Comett

ÍNDICE

RESUMEN

1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	Objetivos y alcance	2
1.2.	Antecedentes	3
2.	INGENIERÍA CONCEPTUAL	9
2.1.	Selección de los procesos	9
2.2.	Descripción general de los procesos	10
2.2.1.	<i>Fosa séptica</i>	10
2.2.2.	<i>Neutralización</i>	11
2.2.3.	<i>Tratamiento biológico</i>	12
2.2.4.	<i>Tratamiento fisicoquímico</i>	13
2.2.5.	<i>Sedimentación</i>	14
2.2.6.	<i>Filtración</i>	15
2.2.7.	<i>Desinfección</i>	16
2.2.8.	<i>Tratamiento de los lodos</i>	18
2.3.	Bases de diseño	19
2.3.1.	<i>Función de la planta</i>	19
2.3.2.	<i>Tipo de proceso</i>	20
2.3.2.1.	Capacidad, rendimiento y flexibilidad	20
2.3.2.2.	Factor de servicio	21
2.3.3.	<i>Caracterización fisicoquímica del agua residual cruda</i>	22
2.3.3.1.	Condiciones en límite de batería	22
2.3.3.2.	Condiciones de la alimentación (influyente crudo)	22
2.3.4.	<i>Caracterización fisicoquímica del agua tratada</i>	23
2.3.4.1.	Condiciones en límite de batería (efluente tratado y subproductos)	24
2.3.5.	<i>Manejo del efluente tratado y subproductos</i>	24
2.3.6.	<i>Almacenamiento</i>	25

2.3.7.	<i>Servicios auxiliares</i> -----	25
2.3.7.1.	Aire de instrumentos -----	25
2.3.7.2.	Aire de proceso en la planta de tratamiento -----	26
2.3.7.3.	Agua de enfriamiento -----	26
2.3.7.4.	Agua para servicios y agua potable-----	26
2.3.7.5.	Agua contra incendio-----	26
2.3.7.6.	Alimentación de energía eléctrica -----	27
2.3.7.7.	Alimentación de energía eléctrica de emergencia -----	27
2.3.7.8.	Comunicaciones-----	27
2.3.8.	<i>Sistemas de seguridad</i> -----	27
2.3.8.1.	Sistema contra incendio-----	27
2.3.9.	<i>Condiciones climatológicas</i> -----	28
2.3.10.	<i>Localización de la planta</i> -----	29
2.3.11.	<i>Bases de diseño eléctrico</i> -----	29
2.3.12.	<i>Bases de diseño para tuberías</i> -----	29
2.3.12.1.	Soporte-----	30
2.3.13.	<i>Bases de diseño civil</i> -----	30
2.3.13.1.	Solicitaciones por viento y sismo -----	30
2.3.13.2.	Nivel freático-----	30
2.3.13.3.	Tipo de edificios y construcciones dentro del límite de batería -----	30
2.3.14.	<i>Normas, códigos y especificaciones</i> -----	31
3.	ARREGLOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO -----	32
3.1.	Variantes del proceso -----	32
3.2.	Balance de materia del proceso de tratamiento -----	35
3.2.1.	<i>Tratamiento séptico</i> -----	35
3.2.2.	<i>Tratamiento fisicoquímico</i> -----	36
3.2.3.	<i>Tratamiento biológico</i> -----	36
3.2.4.	<i>Filtración</i> -----	38
3.2.5.	<i>Desinfección</i> -----	39

3.2.6.	<i>Lodos producidos en el sedimentador</i>	40
3.2.7.	<i>Lodos producidos en los reactores SBR</i>	42
3.2.8.	<i>Resumen de resultados</i>	43
4.	MATERIAL DIDÁCTICO	44
MC.	MANUAL DEL CURSO	53
MC.1.	PRIMERA PARTE: BASES DE PARTIDA	53
MC.1.1.	Problemática general de las aguas residuales municipales en México	53
MC.1.2.	Importancia del tratamiento de las aguas residuales	54
MC.1.3.	El operador de plantas de tratamiento	57
MC.1.4.	Bibliografía	58
MC.2.	SEGUNDA PARTE: PROCESOS DE TRATAMIENTO	60
MC.2.1.	Características del agua residual	60
<i>MC.2.1.1. Propiedades físicas</i>		60
MC.2.1.1.1.	Sólidos totales (STT)	60
MC.2.1.1.2.	Olores	61
MC.2.1.1.3.	Temperatura	62
MC.2.1.1.4.	Turbiedad	62
<i>MC.2.1.2. Propiedades químicas</i>		63
MC.2.1.2.1.	Materia orgánica	63
MC.2.1.2.2.	Materia orgánica biodegradable	64
MC.2.1.2.3.	Medición de la materia orgánica biodegradable (DBO)	64
MC.2.1.2.4.	Materia orgánica no biodegradable	64
MC.2.1.2.5.	Medición del contenido total de materia orgánica (DQO)	64
MC.2.1.2.6.	Carbón orgánico total (COT)	65
MC.2.1.2.7.	Materia inorgánica	65
MC.2.1.2.7.1.	pH	65
MC.2.1.2.7.2.	Alcalinidad	65

MC.2.1.2.7.3.	Nitrógeno -----	66
MC.2.1.2.7.4.	Fósforo -----	67
MC.2.1.2.7.5.	Cloruro-----	67
MC.2.1.2.7.6.	Metales pesados-----	67
MC.2.1.2.7.7.	Gases -----	67
MC.2.1.3.	<i>Propiedades biológicas</i> -----	68
MC.2.1.3.1.	Microorganismos-----	68
MC.2.1.3.2.	Organismos patógenos -----	69
MC.2.1.3.3.	Determinación de organismos coliformes-----	69
MC.2.2.	Pretratamiento -----	71
MC.2.2.1.	<i>Cribado</i> -----	71
MC.2.2.2.	<i>Cribado de gruesos</i> -----	71
MC.2.2.2.1.	Rejillas -----	71
MC.2.2.2.2.	Desmezuradores-----	71
MC.2.2.2.3.	Mallas metálicas -----	72
MC.2.2.3.	<i>Cribado de finos</i> -----	72
MC.2.2.3.1.	Cribadores fijos-----	72
MC.2.2.3.2.	Cribadores móviles-----	72
MC.2.2.4.	Calidad, cantidad y manejo del material cribado-----	72
MC.2.3.	Digestión anaerobia -----	74
MC.2.3.1.	<i>Reactores anaerobios de baja tasa</i> -----	74
MC.2.3.1.1.	Fosas sépticas: ventajas y desventajas -----	75
MC.2.3.1.2.	Tanque Imhoff-----	77
MC.2.3.2.	<i>Reactores anaerobios de alta tasa</i> -----	79
MC.2.3.2.1.	Proceso anaerobio de contacto-----	79
MC.2.3.2.2.	Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos -----	79
MC.2.3.2.3.	Filtro anaerobio-----	80
MC.2.3.2.4.	Reactor de lecho expandido o fluidizado-----	82
MC.2.4.	Procesos biológicos aerobios -----	83

<i>MC.2.4.1. Sistemas de biomasa suspendida</i> -----	83
MC.2.4.1.1. Lodos activados -----	84
MC.2.4.1.1.1. Problemas de los lodos -----	85
MC.2.4.1.2. Reactores discontinuos con biomasa suspendida -----	85
MC.2.4.1.2.1. Tratamiento -----	86
<i>MC.2.4.2. Sistemas de película biológica</i> -----	86
MC.2.4.2.1. Filtros percoladores -----	89
MC.2.4.2.2. Reactores biológicos rotatorios -----	91
<i>MC.2.4.3. Filtros biológicos sumergidos</i> -----	93
MC.2.4.3.1. Filtro biológico de lecho fijo -----	93
MC.2.4.3.2. Filtros biológicos de lecho expandido -----	93
MC.2.4.3.3. Sistemas de lecho fluidificado -----	93
MC.2.5. Tratamiento fisicoquímico (coagulación-floculación) -----	95
<i>MC.2.5.1. Descripción del proceso</i> -----	95
MC.2.5.1.1. Fuerzas de atracción y repulsión en los coloides -----	96
<i>MC.2.5.2. Coagulantes</i> -----	97
MC.2.6. Sedimentación -----	99
<i>MC.2.6.1. Clasificación de los sedimentadores</i> -----	99
MC.2.6.1.1. Sedimentadores de baja velocidad con flujo horizontal -----	101
MC.2.6.1.2. Sedimentadores de baja velocidad con flujo vertical y manto de lodos -----	102
MC.2.6.1.2.1. Sedimentadores con manto de lodos de suspensión hidráulica -----	102
MC.2.6.1.2.2. Sedimentadores con mantos de lodos de suspensión mecánica -----	102
MC.2.6.1.3. Sedimentación a alta velocidad -----	103
MC.2.7. Proceso de filtración -----	104
<i>MC.2.7.1. Descripción de la operación</i> -----	104
<i>MC.2.7.2. Mecanismos de filtración</i> -----	104

<i>MC.2.7.3. Tipos de filtros</i> -----	106
<i>MC.2.7.4. Elementos básicos de un filtro granular</i> -----	109
<i>MC.2.7.5. Características del medio filtrante</i> -----	109
<i>MC.2.7.6. Limpieza de los filtros</i> -----	110
MC.2.8. Desinfección -----	112
<i>MC.2.8.1. Acción de los desinfectantes</i> -----	112
<i>MC.2.8.2. Desinfección con cloro</i> -----	114
<i>MC.2.8.3. Desinfección con ozono</i> -----	116
<i>MC.2.8.4. Desinfección con rayos ultravioleta</i> -----	116
MC.2.9. Tratamiento de lodos -----	118
<i>MC.2.9.1. Clasificación de los lodos</i> -----	118
<i>MC.2.9.2. Composición del lodo</i> -----	119
<i>MC.2.9.3. Procesos de tratamiento de lodos</i> -----	120
MC.2.9.3.1. Pretratamiento-----	120
MC.2.9.3.2. Espesamiento de los lodos-----	121
MC.2.9.3.3. Estabilización de los lodos-----	121
MC.2.9.3.4. Acondicionamiento-----	121
MC.2.9.3.5. Desinfección-----	121
MC.2.9.3.6. Deshidratación-----	122
MC.2.9.3.7. Secado-----	122
MC.2.9.3.8. Reducción térmica-----	122
MC.2.9.3.9. Disposición final-----	122
MC.2.10. Bibliografía -----	123
<i>MC.2.10.1. Lecturas recomendadas</i> -----	125
MC.3. TERCERA PARTE: PRÁCTICAS -----	127
MC.3.1. Fosas sépticas -----	127
MC.3.2. Proceso fisicoquímico (coagulación-floculación) -----	134
MC.3.3. Proceso biológico	
(Reactores Batch de operación discontinua) -----	147
MC.3.4. Sedimentación -----	158

MC.3.5. Filtración	168
MC.3.6. Desinfección	183
MC.3.7. Integración de los procesos	191
MC.4. CUARTA PARTE: MATERIAL PARA EL INSTRUCTOR	209
MC.4.1. Fosas sépticas	209
<i>MC.4.1.1. Conclusiones</i>	209
<i>MC.4.1.2. Cuestionario</i>	209
MC.4.2. Proceso fisicoquímico (coagulación-floculación)	210
<i>MC.4.2.1. Prueba de jarras</i>	210
MC.4.2.1.1. Conclusiones	210
<i>MC.4.2.2. Prueba de jarras modificada</i>	211
MC.4.2.2.1. Conclusiones	211
<i>MC.4.2.3. Concentración óptima de coagulante</i>	211
MC.4.2.3.1. Conclusiones	211
<i>MC.4.2.4. Cuestionario</i>	212
MC.4.3. Proceso biológico (reactores discontinuos secuenciales)	213
<i>MC.4.3.1. Conclusiones</i>	213
<i>MC.4.3.2. Cuestionario</i>	214
MC.4.4. Sedimentación	215
<i>MC.4.4.1. Eficiencia de un sedimentador</i> <i>(en función del agua sedimentada)</i>	215
MC.4.4.1.1. Conclusiones	215
<i>MC.4.4.2. Eficiencia de un sedimentador</i> <i>(en función del agua cruda)</i>	215
MC.4.4.2.1. Conclusiones	215
<i>MC.4.4.3. Eficiencia de un sedimentador</i> <i>(en función del pretratamiento)</i>	216
MC.4.4.3.1. Conclusiones	216
MC.4.4.3.2. Cuestionario	216
MC.4.5. Filtración	217

<i>MC.4.5.1. Características del proceso de filtración</i>	217
MC.4.5.1.1. Conclusiones	217
<i>MC.4.5.2. Características del medio filtrante</i>	217
MC.4.5.2.1. Conclusiones	217
<i>MC.4.5.3. Características del proceso de lavado</i>	218
MC.4.5.3.1. Conclusiones	218
<i>MC.4.5.4. Eficiencia del proceso de filtración</i>	218
MC.4.5.4.1. Conclusiones	218
<i>MC.4.5.5. Cuestionario</i>	219
MC.4.6. Desinfección	220
<i>MC.4.6.1. Conclusiones</i>	220
<i>MC.4.6.2. Cuestionario</i>	221
MC.4.7. Integración de los procesos	221
<i>MC.4.7.1. Determinación de la eficiencia de la planta de tratamiento</i>	221
MC.4.7.1.1. Conclusiones	221
MC.4.7.1.2. Cuestionario	223
5. ESQUEMAS DE EVALUACIÓN	224
5.1. Funciones de la evaluación del aprendizaje	224
5.2. Los tipos de evaluación	226
5.3. Los pasos de la evaluación del aprendizaje	229
5.4. Propuesta de evaluación del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento	232
6. CONCLUSIONES	235
6.1. Recomendaciones	236
7. BIBLIOGRAFÍA	238
APÉNDICE I	

RESUMEN

Debido a la problemática que representa la disposición inadecuada de una importante fracción de las aguas residuales de Ciudad Universitaria, se decidió instalar una planta de tratamiento en el Colegio de Ciencias y Humanidades ubicado al sur del campus de la Universidad Nacional Autónoma de México. Dicha instalación debe cumplir con objetivos de saneamiento y reuso en riego de áreas verdes. Además, por su ubicación, también puede funcionar como un proyecto didáctico y de capacitación, en donde los alumnos del plantel y otro tipo de interesados puedan prepararse y capacitarse en el área de tratamiento de aguas residuales.

Con estos antecedentes, un grupo de profesores del CCH-sur decidió crear una opción técnica para que los alumnos reciban los conocimientos necesarios, así como la habilidad en el manejo de los equipos, para operar una planta de tratamiento. A esta opción se le ha llamado "Operadores de Plantas de Tratamiento", y su objetivo concreto es preparar a los estudiantes de bachillerato proporcionándoles los conocimientos técnicos específicos en materia de tratamiento de aguas residuales.

Lo anterior se ve justificado porque un gran número de plantas de tratamiento en México presentan problemas en su funcionamiento originado, en parte, por la falta de personal calificado que las maneje y mantenga en operación. Con esta base, se desarrolló un programa de capacitación dirigido a operadores de plantas de tratamiento, mostrando una visión de la problemática de las aguas residuales en México, y proporcionando los conocimientos técnicos necesarios para la operación y mantenimiento de las plantas.

El programa de capacitación está organizado dentro de un manual titulado *DOCENCIA, CAPACITACIÓN E INVESTIGACIÓN EN MATERIA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES BASADAS EN LA OPERACIÓN DE*

UNA PLANTA DE TRATAMIENTO, el cual está dirigido a los alumnos y profesores de bachillerato, quienes recibirán e impartirán el programa de capacitación respectivamente.

En este trabajo se presenta la integración de la planta de tratamiento, así como los temas que componen el material didáctico que conforma el curso de capacitación.

Para proporcionar una preparación eficiente a los alumnos, se requiere del material didáctico para el instructor y el alumno, pero también un sitio para realizar prácticas que faciliten la asimilación de los conocimientos. Por lo tanto, en este proyecto se presenta el diseño a nivel conceptual de la planta de tratamiento de CCH-sur, la cual consta de diferentes procesos para la depuración de las aguas residuales del plantel, con amplia versatilidad en su funcionamiento, lo que la hace una instalación educativa y una herramienta de investigación para los futuros ingenieros sanitarios y ambientales. La versatilidad en el funcionamiento de la planta y el contenido de este trabajo impulsarán la investigación en la UNAM y otros centros educativos.

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales en México ha recibido en los últimos 10 años un fuerte impulso y es considerado como una de las principales estrategias para preservar la calidad del agua, garantizar el desarrollo sustentable, mejorar la calidad de vida y proteger la salud pública. Sin embargo, pese a las inversiones realizadas, el deterioro de la calidad del agua en los cuerpos naturales, receptores directos o indirectos de las aguas residuales, se ha incrementado debido, por una parte al aumento de la población y, por ende, del caudal descargado y, por otra, a la ineficiencia en la operación de la infraestructura de tratamiento. Ésta, la mayoría de las veces, no funciona como se previó en el diseño o simplemente está fuera de servicio.

Las causas de ineficiencia de operación o de que se encuentren los sistemas fuera de servicio son diversas, y una de ellas es la falta de personal preparado y calificado para la operación y mantenimiento de dichas plantas. Un análisis preliminar de una muestra de 20 plantas indica que el 45% de ellas no opera eficientemente por falta de recursos financieros; el 30% se debe a errores conceptuales en su diseño y el 25% restante, por falta de capacitación de los operadores (Romero *et al*; 1996).

El objetivo principal del tratamiento de las aguas residuales es producir un efluente que pueda ser descargado al ambiente sin dañarlo, o bien efectuar un reúso con diversos fines, entre ellos, disminuir la cantidad de agua potable destinada a los centros urbanos o actividades de riego.

En Ciudad Universitaria, en el plantel sur del Colegio de Ciencias y Humanidades (CCH-sur) existe el problema de la disposición adecuada de sus aguas residuales provenientes de los laboratorios de física y química. En este caso, al igual que en algunas áreas de Ciudad Universitaria donde se carece de drenaje, es necesario

tomar medidas que impidan que dichas aguas contaminen el subsuelo. Por esta razón, se tomó la decisión de efectuar un tratamiento a las aguas residuales del plantel antes de descargarlas al suelo.

Con este contexto, el CCH sur creó una opción técnica en operación de plantas de tratamiento, con el fin de que los alumnos reciban los conocimientos necesarios, así como la habilidad en el manejo de los equipos. A esta opción se le ha llamado "Operadores de Plantas de Tratamiento".

Este trabajo de tesis presenta un programa introductorio para la capacitación de los estudiantes de bachillerato basado en la operación de una planta de tratamiento, en donde se les proporcionan los conocimientos técnicos específicos en materia de tratamiento de aguas residuales. El programa está contemplado para cubrirse en un semestre.

1.1 Objetivos y alcances

Desarrollar un paquete didáctico de apoyo para la enseñanza y capacitación en *tratamiento de aguas residuales basado en la operación de una planta de tratamiento* al nivel de demostración.

Objetivos específicos

- Desarrollar la ingeniería conceptual de una instalación de demostración que comprenda varias operaciones y procesos unitarios de tratamiento de aguas residuales, con versatilidad en su integración.
- Establecer los diversos arreglos de la planta de tratamiento y la descripción del proceso en función de las operaciones y procesos unitarios que conforman la planta de tratamiento.

- Elaborar el material didáctico para el instructor y el alumno con enfoques de docencia y capacitación.
- Definir esquemas de evaluación para el programa de capacitación de acuerdo al contenido y los objetivos de cada capítulo en que está dividido el curso.

El alcance del presente trabajo es presentar un manual de docencia y capacitación en donde se estudien los diferentes procesos utilizados en el tratamiento de las aguas residuales, con prácticas experimentales, orientado a adquirir los fundamentos generales, teóricos y prácticos, de las principales tecnologías utilizadas para el saneamiento de aguas residuales. Este curso de capacitación proporcionará al alumno los fundamentos teóricos y prácticos sobre la operación de plantas de tratamiento, por lo que es necesario un curso posterior para desarrollar las habilidades y los conocimientos requeridos para operar y mantener en buen estado una planta de tratamiento.

1.2 Antecedentes

La creciente urbanización es una realidad insoslayable en el mundo cambiante de hoy. En los países en desarrollo, como es el caso de la República Mexicana, la falta de oportunidades de trabajo en las áreas rurales, la declinación de la economía de subsistencia y la esperanza de acceder a una vida mejor han propiciado el nacimiento de las modernas megalópolis.

El agua es un recurso vital insustituible. Su abastecimiento, localización y desecho presenta numerosos retos, los cuales deben ser enfrentados para satisfacer las crecientes demandas de estas nuevas áreas metropolitanas.

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) ejemplifica estos retos. La demanda de agua para los 20 millones de personas que habitan en el área,

significan un enorme desafío para quienes tienen la responsabilidad de proveer a esta población. La principal fuente de abastecimiento para la ciudad es el Acuífero de la Ciudad de México, localizado en el subsuelo del área metropolitana. Aunque el volumen de agua almacenada es muy grande, su calidad es susceptible de sufrir un serio deterioro, debido a la actividad que tiene lugar sobre el acuífero.

La falta de tratamiento a las aguas residuales y el control insuficiente de los desechos peligrosos han colocado a este acuífero y a todo el sistema de distribución de agua en riesgo de contaminación microbiológica y química. Además, el uso del acuífero se ve restringido debido a una serie de problemas relacionados con el hundimiento del suelo.

En efecto, desde que se inició la explotación del agua subterránea en el siglo XIX a la fecha, el constante descenso en los niveles de agua subterránea ha provocado un hundimiento en la Ciudad de México, que ha aumentado la propensión natural de la ciudad a las inundaciones, al tiempo que ha dañado la infraestructura urbana –especialmente las redes de agua potable y drenaje. Estas dificultades, combinadas con el manejo inadecuado de desechos peligrosos, provocan que el acuífero y el sistema de distribución sean vulnerables a la contaminación, con los consecuentes riesgos para la salud pública.

Los intentos de controlar las inundaciones, así como los de abastecer de agua y servicios de desagüe a la ZMVM y a todo el país, han puesto en marcha grandes reformas enfocadas a la localización de nuevas fuentes de agua y al mejoramiento de los servicios de abastecimiento.

La Comisión Nacional del Agua (CNA) invierte gran cantidad de su presupuesto anual, con el objeto de implementar nuevos sistemas para tratar aguas residuales y agua potable. Nuevos medios del tratamiento de aguas residuales en obras aumentarán la capacidad del tratamiento nacional.

Esta expansión de la infraestructura, ha creado una demanda mayor de gerentes, supervisores, personal de laboratorio y operadores que tengan conocimiento y habilidades para operar las plantas existentes. Sin embargo, aunque 30 de 100 nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales que se encuentran en diseño y construcción estarán terminadas en dos años, no existe un programa sistemático para proporcionar un personal competente y con los conocimientos necesarios para operar dichas plantas.

De lo anterior, se debe considerar a la capacitación como tarea esencial, debido principalmente, a que el déficit de personal calificado ha sido cubierto por profesionistas de diversas disciplinas de manera improvisada. Por lo tanto, se requiere formar jóvenes con un nivel de calificación cada vez mayor, capaces de adaptarse a la continua innovación, de aprender de la experiencia y de concebir a la actualización y reentrenamiento como procesos permanentes de capacitación.

Se ha determinado que los operadores de plantas pequeñas de tratamiento de aguas residuales necesitan amplios conocimientos así como pericias para operar dichas plantas de manera segura y eficaz y proporcionarles buen mantenimiento (Kerri, 1993). Para evaluar el desarrollo de los operadores que participaron en el programa de capacitación, Kerri se basó en la calidad del efluente de la planta de tratamiento operada por los participantes del programa y por operadores que no recibieron la capacitación, concluyendo en su estudio que los operadores capacitados obtuvieron un efluente de mejor calidad en la misma planta de tratamiento durante un año. Otro parámetro utilizado por Kerri para la evaluación del desarrollo y éxito del curso de capacitación, fue el resultado que obtuvieron los operadores en el examen de certificación, en donde pudo observar que las calificaciones aprobatorias fueron para los operadores capacitados (Kerri, 1991).

La U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), en 1984 publicó un informe preliminar sobre el adiestramiento para operadores de plantas de tratamiento de

agua residual municipal para el Congreso de Estados Unidos, basado en los Estatutos del Estado sobre programas de entrenamiento para operadores de plantas de tratamiento de agua residual municipal y sobre el desarrollo de un Plan de Acción para obtener una autosuficiencia en capacitación. Estos programas de capacitación para operadores de plantas de tratamiento son impartidos principalmente por las agencias ambientales y los centros de entrenamiento estatales junto con las instituciones educativas. Dentro de los objetivos de los programas de capacitación se enfatiza la continua educación y asistencia técnica para alcanzar la certificación de los operadores. La mayor parte de los operadores dentro de los programas obtienen la certificación y reciben entrenamiento continuo anualmente (U.S. EPA, 1984).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS) también han desarrollado cursos de capacitación a través del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 1988). En 1991 se publica el Manual de Disposición de Aguas Residuales con la cooperación técnica de la República Federal de Alemania. Los autores intentan describir los problemas más relevantes que ocasionan las aguas residuales y diversas vías de solución (CEPIS, 1991).

Recientemente, la CNA obtuvo un préstamo de trescientos millones de dólares del Banco Mundial para el desarrollo de una Normalización Técnica de Certificación de la Competencia Laboral, por lo cual contrató los servicios de diferentes instituciones para trabajar de manera conjunta en un programa de entrenamiento y una estrategia de certificación nacional. Dicho proyecto ha propiciado el estudio de diferentes programas de capacitación y certificación desarrollados en otras jurisdicciones como Canadá, Estados Unidos y la Unión Europea.

En Canadá, en marzo de 1993, fue aprobado un proyecto de un millón de dólares para apoyar a México en la implementación de un programa de supervisión para

el mejoramiento del ambiente. Una parte del programa mencionado, consistió en la consolidación de un sistema que planeara el trabajo conjunto de la experiencia canadiense y americana en el ámbito del entrenamiento, así como el desarrollo de un programa de certificación de acuerdo con la situación particular y los requisitos de México.

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) en coordinación con la CNA diseña y opera programas de capacitación y adiestramiento a través de cursos, talleres y programas de intercambio con instituciones nacionales e internacionales en temas relacionados con el agua potable, alcantarillado y saneamiento; tales como potabilización, tratamiento de aguas residuales, tratamiento industrial, pretratamiento, mantenimiento, impacto ambiental, aspectos comerciales, financieros y administrativos. Todo esto con la finalidad de calificar personal para los distintos sectores vinculados con los recursos hidráulicos y mejorar el abastecimiento y tratamiento del agua potable y residual en el país (CNA, 1996).

El Instituto de Ingeniería en conjunto con el IMTA ha desarrollado algunos programas de capacitación. Ramos y Vega (1993) elaboraron dos cursos de capacitación en materia de tratamiento de aguas residuales. Cada curso está dividido en módulos con el propósito de satisfacer diversas necesidades de entrenamiento como las requeridas en cursos en planta, cursos cortos y talleres. Una de las ventajas del formato modular es la flexibilidad para establecer los alcances del entrenamiento, ya que los módulos pueden ser considerados como unidades de instrucción y ser impartidos, en función del alcance propuesto, en forma independiente o combinados (Ramos y Vega, 1993).

El creciente problema del suministro y saneamiento del agua residual y potable en México, ha llevado, recientemente, al desarrollo de nuevas leyes, al despliegue de nuevos esfuerzos para la conservación de los acuíferos, a la búsqueda de soluciones innovadoras, como la privatización del servicio de agua y tratamiento, y

al desarrollo de programas educativos que mejoren la competencia de los operadores de los servicios del agua. Es importante mencionar que en México sí se imparten programas de capacitación para operadores de plantas de tratamiento a través de diversas instituciones tanto nacionales como internacionales, *sin embargo es necesario* que estos programas lleguen a todas las plantas de tratamiento del país para asegurar un buen funcionamiento y por ende larga vida de éstas, y obtener la calidad de agua tratada requerida para reuso, disminuyendo la explotación y contaminación de las fuentes naturales del país.

2. INGENIERÍA CONCEPTUAL

Este capítulo tiene la finalidad de proporcionar las características fundamentales del proceso de tratamiento.

El alcance de este trabajo no contempla el diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de CCH-sur, únicamente presenta la Ingeniería conceptual del proyecto. Este alcance de la ingeniería de proyectos incluye la información relevante del proceso de tratamiento que permita tener definidas las características y condiciones de operación de los equipos, así como aspectos que se consideran de utilidad para anticiparse a posibles problemas operacionales (Rase y Barrow, 1973). A continuación, se describen los apartados que integran la ingeniería conceptual.

2.1 Selección de los procesos

La selección de los procesos para el tratamiento de las aguas residuales en la planta de tratamiento de los laboratorios de física y química del Colegio de Ciencias y Humanidades, plantel sur, (CCH-sur), se llevó a cabo tomando en cuenta los siguientes aspectos:

- El tratamiento de las aguas residuales generadas por los laboratorios del plantel no sólo es un proyecto de saneamiento, sino también debe cumplir con la función de ser un proyecto didáctico para la preparación de alumnos a nivel técnico en el área de tratamiento de aguas residuales. Para este objetivo, el alumno debe dominar algunas operaciones propias de los procesos biológicos y fisicoquímicos.
- Las instalaciones deben ser lo suficientemente versátiles para poder llevar a cabo trabajo de investigación.

- Las descargas de los laboratorios pueden contener materiales tóxicos que podrían causar problemas en el sistema de tratamiento biológico, por lo que el proceso fisicoquímico puede utilizarse para tratar toda el agua residual o se le puede usar como una etapa de pretratamiento antes del proceso biológico obteniéndose así un sistema de gran versatilidad.
- Los alumnos podrán adquirir experiencia y dominio de los procesos de tratamiento, así como de los criterios de operación básicos de dicho sistema.

2.2 Descripción general de los procesos

De acuerdo con los procesos y operaciones unitarias que integran la planta de tratamiento de CCH-sur, a continuación se presenta la descripción general de los procesos. El diagrama de bloques del tren de tratamiento de la planta de CCH-sur se esquematiza en la figura 2-1.

2.2.1 Fosa séptica

El agua residual proveniente de los sanitarios y de los laboratorios de química y física del plantel se recibirá en una fosa séptica (FO-1), el cual es un paso previo para después llevar a cabo el tratamiento biológico y fisicoquímico. Su principal función es retener los sólidos suspendidos e iniciar su digestión.

La acción séptica es un proceso biológico en el que las bacterias transforman, en ausencia de oxígeno, la materia orgánica sedimentada a formas menos complejas, de tal forma que algunos sólidos son disueltos y se desprenden gases, que contienen principalmente anhídrido carbónico, metano y en menor medida ácido sulfhídrico. En general, se puede esperar que una fosa séptica separe el 70% de los sólidos suspendidos totales (SST) en el agua cruda y el 30% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (WEF, 1992).

2.2.2 Neutralización

Una vez que el agua residual pasó por la fosa séptica se mandará a un tanque de neutralización o igualación (TH-1); el objetivo que tiene este tanque es mantener un gasto promedio diario. Dicho tanque contará con un electrodo de medición de pH conectado a un controlador de pH con capacidad de control de dos bombas dosificadoras, lo anterior, debido a que las aguas residuales pueden contener altas concentraciones de ácido o de base, ya que provienen de los laboratorios del plantel.

La neutralización del agua se realizará dosificando ácido sulfúrico o hidróxido de sodio al 5%, según el pH del agua residual. Esta dosificación se hará directamente en la línea, antes de que el agua llegue al tanque de neutralización, con dos bombas electrónicas de tipo recíprocante. El flujo que entregarán estas bombas se ajustará en campo de acuerdo con las necesidades. Una vez neutralizada el agua y ya en el tanque de igualación, ésta puede dirigirse al proceso biológico o al fisicoquímico.

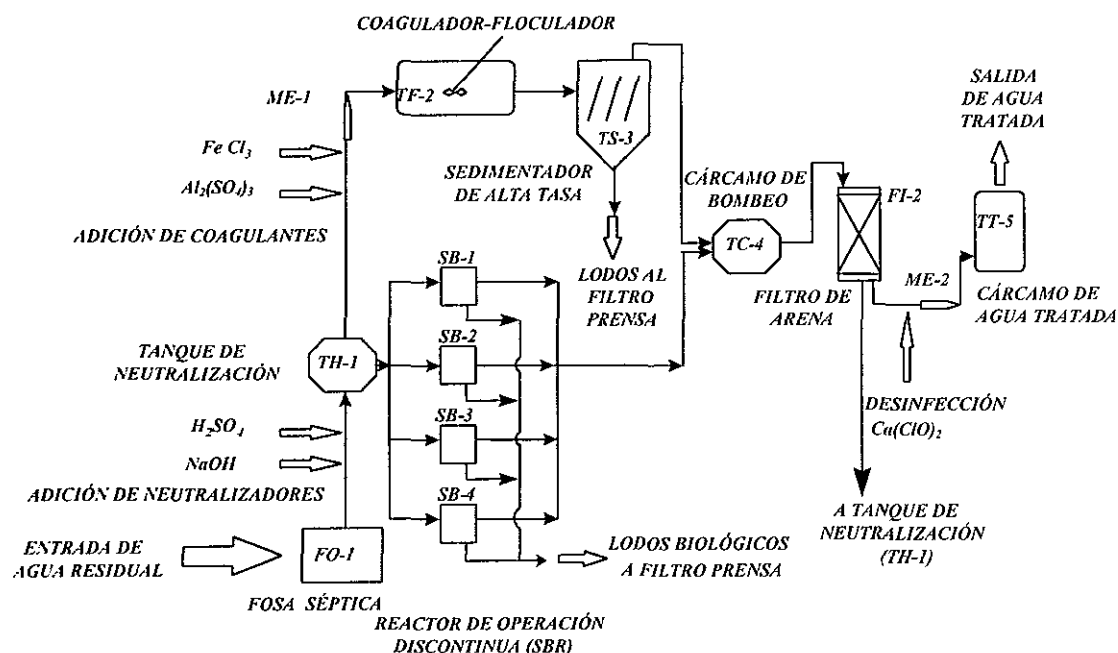


Figura 2-1 Diagrama de bloques de la planta de tratamiento de CCH-sur

2.2.3 Tratamiento biológico

El tratamiento biológico de las aguas residuales basa su acción en una población mixta de microorganismos que utiliza como nutrientes las sustancias que contaminan el agua. Las aguas residuales que contienen solutos contaminantes se ponen en contacto con una densa población de microorganismos durante un tiempo suficiente que permita a éstos descomponerlos y eliminarlos.

El proceso biológico en la planta de tratamiento de CCH-sur se llevará a cabo con una serie de cuatro reactores de tipo secuencial por lotes o discontinuo SBR, (del inglés Sequencing Batch Reactor), (SB-1, SB-2, SB-3, SB-4).

El reactor de operación discontinua es un sistema de lodos activados cuyas características de operación generan condiciones apropiadas para la eliminación del carbono orgánico y del nitrógeno, así como para la captura de fósforo en exceso. La flexibilidad para cambiar las etapas en que se divide un ciclo de tratamiento permite lograr los diversos requerimientos de calidad del agua tratada (McWhorter, 1992; Palis e Irvine, 1985).

El sistema está constituido por un tanque que opera bajo el principio de llenado-vaciado. El proceso clásico de SBR está dividido en cinco fases: llenado, reacción, decantación, vaciado y un periodo de tiempo muerto.

La purga de los lodos generados en los reactores se llevará a cabo al final de la fase de sedimentación; estos lodos se mandarían a un proceso de estabilización con cal y posteriormente de prensado previo a su disposición final.

2.2.4 Tratamiento fisicoquímico

El tratamiento fisicoquímico se llevará a cabo con un proceso de coagulación-floculación. Los procesos de coagulación y floculación se emplean para remover los sólidos que se encuentran suspendidos en el agua, cuando su velocidad natural de asentamiento es demasiado baja para proporcionar clarificación efectiva.

La coagulación se refiere a la formación de flóculos incipientes mediante los cambios fisicoquímicos que tienen lugar entre el coagulante soluble y la alcalinidad del agua. La floculación consiste en agitar suavemente el agua tratada con coagulante, durante un cierto periodo, para completar las reacciones de coagulación, hasta alcanzar condiciones que permitan que el material floculento se aglomere y adhiera formando mayores y más densos flóculos (CEPIS, 1978).

El proceso de coagulación-floculación se realiza con una operación de mezclado intenso de corta duración (segundos), seguida de una mezcla más lenta usualmente en un sólo tanque con un tiempo de retención que varía entre 15 y 45 minutos. Este lapso depende de las dimensiones de la unidad y de la velocidad a que pasa el agua a través de ella. Durante este lapso, el agua se agita suavemente para favorecer el contacto íntimo entre las partículas coaguladas, la materia suspendida y coloidal, hasta que se adhieran entre sí formando masas de flóculos.

Este proceso remueve sólidos suspendidos, coloidales, orgánicos e inorgánicos, y puede precipitar sales metálicas; la eficiencia de remoción es del orden de 85% para SST. La eficiencia disminuye en la eliminación de material orgánico con peso molecular inferior a 1500 g/mol; debido a esto, la eficiencia

esperada en el proceso no podrá ser mayor del 70 por ciento para la DBO y 60 por ciento para la demanda química de oxígeno (DQO).

En el caso particular de la planta de tratamiento de aguas residuales de los laboratorios, el proceso de coagulación se realizará al dosificar el coagulante directamente en la tubería, posteriormente la floculación se llevará a cabo en el tanque (TF-2), por lo que la siguiente etapa será la sedimentación.

El agua bombeada procedente del tanque de neutralización fluye a presión a través de una tubería de 2 pulgadas de diámetro. En esta tubería se realizará la dosificación de coagulantes mediante dos bombas dosificadoras de diafragma. El coagulante que se utilizará en este proyecto será el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$); debido a la versatilidad de la planta de tratamiento también podrán usarse el cloruro férrico (FeCl_3) y la cal apagada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$); el floculante será un polímero aniónico Dow23 ó poliacrilamida.

En la misma tubería y corriente abajo del punto de dosificación de los coagulantes, se instalará un mezclador estático (ME-1), con la finalidad de asegurar un buen contacto entre el agua residual y los reactivos, para cumplir con la etapa de mezclado rápido necesaria para la adecuada coagulación del material contaminante presente en el agua.

2.2.5 Sedimentación

El proceso de sedimentación se llevará a cabo en un sedimentador de alta tasa (TS-3). Los sedimentadores de alta tasa son poco profundos y tienen la particularidad de contar con dispositivos de sedimentación, placas o tubos con inclinación de 45° a 60° respecto a la horizontal.

La sedimentación es la eliminación de sólidos suspendidos en el agua por asentamiento gravitatorio. Para que se efectúe la sedimentación, la velocidad del agua debe reducirse a un valor tal que los sólidos se asienten por gravedad, siempre y cuando sea suficientemente grande el tiempo de retención en el recipiente de sedimentación. La velocidad de asentamiento de las partículas está determinada por su tamaño, forma y densidad, así como por la naturaleza del líquido a través del cual se asientan (Weber, 1979).

En la etapa de sedimentación se producen lodos, los cuales en este caso se denominan lodos fisicoquímicos porque provienen de un tratamiento de este tipo. Estos lodos son putrescibles y el tratamiento que se propone es la estabilización con cal viva (CaO). Los lodos deberán purgarse del sedimentador eventualmente de manera *continua o bien en ciclos de 8 horas*, extrayéndolos de la tolva del sedimentador con una bomba de desplazamiento positivo.

Los lodos purgados, una vez estabilizados con cal, se mandarían a una operación de prensado para su posterior disposición final junto con los lodos biológicos.

El agua tratada que proviene del tratamiento fisicoquímico y del tratamiento biológico será llevada a un cárcamo de bombeo (TC-4), de donde se enviará a un sistema de filtración con el objeto de eliminar los sólidos suspendidos que fueron arrastrados en el sobrenadante después de la etapa de sedimentación.

2.2.6 Filtración

La filtración, una de las principales operaciones unitarias utilizadas en el tratamiento de agua potable, constituye una práctica relativamente nueva en el tratamiento de aguas residuales. Se trata de una operación bien establecida, en

donde su principal objetivo es remover sólidos suspendidos. La filtración consiste en hacer pasar el agua tratada a través de un medio filtrante; durante su paso, la calidad del agua se mejora al lograr una reducción de material contaminante en suspensión y en forma coloidal con un tamaño de 0.1 a 1,000 μm (Montgomery, 1985). Puede ser aplicada después de la sedimentación secundaria para remover flóculos biológicos e inorgánicos producidos por aluminio, hierro o fosfatos precipitados. Los filtros pueden usarse al final de un proceso de tratamiento de agua residual como un proceso para mejoramiento del efluente secundario o efluente terciario, o bien, como un proceso intermedio para preparar el agua residual antes de entrar a un tratamiento avanzado (WEF, 1992).

De los diferentes tipos de medios de filtrado empleados para eliminar sólidos suspendidos, el más común es la arena de sílice, aunque la antracita triturada también se usa con frecuencia.

En la planta de tratamiento de los laboratorios de CCH-sur se utilizará un sistema de filtración de grava y arena operada a presión (FI-2). Dicho sistema será operado manualmente por medio de una válvula de tres vías, con el fin de controlar el ciclo de filtración y el retrolavado del filtro.

El agua que se utiliza en el retrolavado del filtro se retornará al tanque de igualación (TH-1). Esto se debe a que el agua presenta un alto contenido de sólidos en suspensión, así como materia orgánica. Durante el retrolavado del filtro, el agua que proviene del tratamiento fisicoquímico y del proceso biológico podrá ser almacenada en el cárcamo de bombeo (TC-4).

2.2.7 Desinfección

La desinfección significa una disminución de la población de bacterias hasta una concentración inocua.

El cloro es, sin duda alguna, el desinfectante más importante que existe, debido a que reúne todas las ventajas requeridas, además de ser de fácil utilización y menos costoso que la mayoría de los otros productos o agentes desinfectantes disponibles.

El cloro en el agua es un agente químico muy activo. Si una pequeña cantidad se agrega al agua, reaccionará con la gran cantidad de sustancias disueltas o suspendidas en ella, y entonces su poder como agente desinfectante quedará agotado. Si se agrega la cantidad suficiente de cloro para que reaccione con estos compuestos, llamados compuestos reductores, entonces, un poco más de cloro que se agregue reaccionará con cualquier materia orgánica presente, para producir compuestos orgánicos de cloro, los cuales tienen poca o ninguna acción desinfectante y pueden causar sabores y olores. Si se agrega cloro en cantidad suficiente para que reaccione con todas las sustancias reductoras, la materia orgánica y el amoníaco, un poco más de cloro que se agregue quedará como cloro residual libre disponible, el cual es un agente desinfectante muy activo (Nalco, 1992).

La cantidad de cloro que consumen las sustancias reductoras y la materia orgánica se define como demanda de cloro. La cantidad de cloro que permanece después del periodo de reacción, se define como cloro residual. El cloro residual puede existir como compuestos clorados de materia orgánica y amoníaco, en cuyo caso se conoce como "cloro residual combinado"; puede estar presente como cloro libre y en ese caso se conoce como "cloro residual libre"; o como combinado y residual libre y en ese caso se conoce como "cloro residual total". En consecuencia, "cloro suficiente" es la cantidad requerida para producir un residual deseado, ya sea combinado, libre o total, después de un periodo de contacto definido (Nalco, 1992).

El poder desinfectante del cloro depende de la forma en que está presente el cloro residual, el tiempo de contacto, de la temperatura y del pH del agua. Si el pH es menor de 8, un cloro residual libre de 0.2 mg/l destruirá las bacterias en un periodo de contacto de 10 minutos, a cualquier temperatura. Para lograr los mismos resultados con cloro residual combinado, se necesita que sus concentraciones sean de 1 mg/l a un pH de 6, de 1.5 mg/l a un pH de 7 y de 1.8 mg/l a un pH de 8 y se mantengan así durante un periodo de contacto de 60 minutos, debiendo ajustarse las concentraciones según varíe la temperatura del agua tratada (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1981).

La última etapa en la planta de tratamiento de aguas residuales será un proceso de desinfección, el cual se llevará a cabo adicionando 0.0277 litros por hora de una solución de hipoclorito de calcio al 12% directamente en la tubería con una bomba dosificadora electrónica de diafragma.

Corriente abajo de la dosificación de cloro en línea debe instalarse un mezclador estático (ME-2) con el fin de asegurar un adecuado contacto de la solución de cloro y el agua tratada. Una vez adicionada con cloro, el agua se enviará a un cárcamo de almacenamiento, en donde se le dará un tiempo de contacto de 30 minutos para su acción desinfectante (TT-5).

2.2.8 Tratamiento de lodos

En la mayoría de los procesos del tratamiento primario y secundario 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, etc.) se conocen como lodos primarios, y los que provienen de procesos biológicos se conocen como lodos secundarios o biológicos. Los lodos primarios consisten en partículas sólidas, básicamente de naturaleza orgánica. Los lodos secundarios son fundamentalmente biomasa en exceso.

Una fracción importante de las sustancias contaminantes que se separan en los procesos de tratamiento de aguas residuales se encuentran finalmente en estos lodos, por lo que no deben evacuarse sin un tratamiento previo adecuado. Frecuentemente, el secado de los lodos es difícil especialmente si tienen consistencia gelatinosa, por lo que se recomienda un tratamiento previo como la digestión biológica, la coagulación química o el tratamiento térmico de los lodos.

En el caso particular de la planta de CCH-sur, el tratamiento previo es un proceso de estabilización química.

El tratamiento final de los lodos se hará utilizando un filtro prensa para llevar a cabo el secado de los lodos. El desecamiento es por lo común el último paso en la separación sólido-líquido. La meta es producir una torta de una densidad y resistencia tales que permitan el transporte a un sitio de disposición final como un desecho sólido. En el tratamiento de desechos, el método de desecamiento está determinado a menudo por la naturaleza de los sólidos que deban desecarse y por el método final de disposición de los sólidos. Si el lodo será incinerado, es preciso extraer cuanta agua sea posible para reducir a un mínimo la cantidad de combustible empleado en la incineración. Si los sólidos se usarán en un programa de aprovechamiento de tierras, no es necesario desecarlo en tal medida.

2.3 Bases de diseño

2.3.1 Función de la planta

La planta de tratamiento de CCH-sur está diseñada para tratar aguas residuales domésticas principalmente. Sin embargo, también cumple con la función de poder tratar aguas residuales que contengan algún tipo de residuo tóxico, ya que además recibe la descarga de los laboratorios de física y química del plantel. Debido a la versatilidad de los procesos que integran la planta, ésta podrá ser

utilizada para docencia, capacitación e investigación. El alcance del tratamiento del agua residual será entonces a nivel terciario, buscando así poder recuperar al menos parte del líquido con fines de reúso como agua de servicio en la planta y en riego de áreas verdes.

2.3.2 Tipo de proceso

En la figura 2-2 se presenta el diagrama de bloques del proceso propuesto. El proceso utilizado para la eliminación de material tóxico es el sistema fisicoquímico y para la eliminación de materia orgánica se diseñó un sistema biológico, en el cual la degradación se realiza por medio de bacterias aerobias. En resumen, los procesos de tratamiento y operaciones unitarias que operan en la planta son: sedimentación y digestión de lodos, neutralización, proceso fisicoquímico, proceso biológico, sedimentación, filtración y desinfección. El funcionamiento de la planta se ha dividido en los siguientes módulos:

- Pretratamiento del agua residual
- Tratamiento biológico en reactores de tipo secuencial por lotes (SBR)
- Tratamiento fisicoquímico
- Filtración y desinfección del agua tratada

2.3.2.1 Capacidad, rendimiento y flexibilidad

La planta fue diseñada para tratar un gasto de agua de $10 \text{ m}^3/\text{d}$, el cual es el gasto promedio que se recibe de lunes a viernes.

El periodo de vida de la infraestructura civil de la planta de tratamiento está planeado para 20 años, mientras que la vida de los equipos electromecánicos, como compresores, motores y válvulas será el que indique el fabricante. No se tiene contemplada la ampliación de la planta de tratamiento.

La planta deberá seguir operando bajo las siguientes condiciones anormales:

Falla de electricidad: se debe contar con un generador de emergencia. El corte del suministro afectará fundamentalmente a los procesos aerobio y fisicoquímico.

Falla de aire: en ningún momento deberá faltar el suministro de aire a la fase aerobia del tratamiento. Después de 30 minutos de corte en el suministro, podrían presentarse malos olores y los microorganismos aerobios empezarán a verse afectados.

Falla de vapor: no se prevé su uso en la planta de tratamiento.

2.3.2.2 Factor de servicio

El sistema opera las 24 horas del día durante todo el año exceptuando los periodos vacacionales de Semana Santa y vacaciones administrativas.

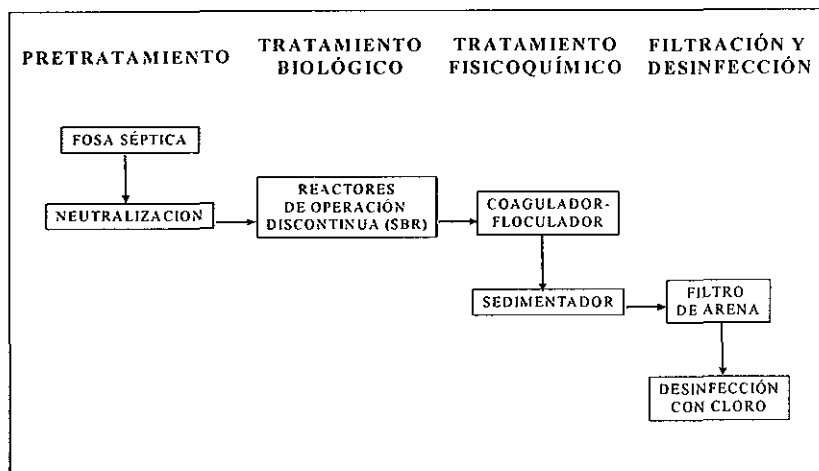


Figura 2-2 Diagrama de bloques de los procesos de tratamiento

2.3.3 Caracterización fisicoquímica del agua residual cruda

2.3.3.1 Condiciones en límite de batería

La tabla 2-1 presenta las condiciones en límite de batería utilizadas en el diseño.

Tabla 2-1 Condiciones en límite de batería (Noyola et al; 1996)

Corriente	Estado físico	Presión manométrica (kg/cm ²)			Temperatura			Forma de entrega
		max	nor	min	max	prom	min	
Agua residual cruda	Líquido	atm	atm	atm	23.1	16.3	8.8	Tubería

2.3.3.2 Condiciones de la alimentación (influyente crudo)

Para el dimensionamiento, se tomaron los valores de los parámetros mostrados en la tabla 2-2 que corresponden a la caracterización de las aguas residuales de la Facultad de Ciencias, debido a que actualmente no se cuenta con las características de las aguas residuales del CCH-sur. Las características de las aguas residuales generadas en la Facultad de Ciencias fueron determinadas en los laboratorios de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Las técnicas empleadas son las establecidas por el Standard Methods for the examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1994).

**Tabla 2-2 Características del agua residual influente al sistema
(Noyola et al; 1996)**

Parámetro	Valor
DBO (mg/l)	145
DQO (mg/l)	435
Temperatura (°C)	18
Oxígeno disuelto (mg/l)	3.5
pH	8
SST (mg/l)	300
SSV (mg/l)	225
SSF (mg/l)	75
Sólidos sedimentables (ml/l)	5.5
Coliformes totales (NMP/100ml)	2E7
Ortofosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻)	5
Nitrógeno amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ /l)	35
Grasas y aceites (mg/l)	37

2.3.4 Caracterización fisicoquímica del agua tratada

De acuerdo con la función de la planta de tratamiento, descrita en el inciso 2.3.1, los parámetros fisicoquímicos del agua tratada que deberán cumplir con la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, son los que se presentan en la tabla 2-3.

**Tabla 2-3 Límites máximos permisibles de contaminantes
(NOM-003-ECOL-1997)**

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	Coliformes fecales NMP/100ml	Huevos de helminto h/l	Grasas y aceites mg/l	DBO ₅ mg/l	SST mg/l
Servicios al público con contacto directo	240	≤ 1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1,000	≤ 5	15	30	30

Las eficiencias de remoción esperadas en la planta de tratamiento y con las cuales se cumplirá con la NOM-003-ECOL-1997 se muestran en la tabla 2-4.

**Tabla 2-4 Eficiencias de remoción esperadas en el tratamiento
(Noyola et al; 1996)**

Parámetro	Eficiencia de remoción (%) Proceso fisicoquímico	Eficiencia de remoción (%) Proceso biológico
DBO	50	90
DQO	60	90
SST	80	80
Nitrógeno amoniacal	10	70

2.3.4.1 Condiciones en limite de batería (efluente tratado y subproductos)

Corriente	Estado físico	Presión manométrica (kg/cm ²)			Temperatura			Forma de disposición
		max	nor	min	max	prom	min	
Agua tratada	Líquido	Atm	Atm	Atm	23.1	16.3	8.8	Tubería
Lodos	semisol.	Atm	Atm	Atm	23.1	16.3	8.8	Camión

2.3.5 Manejo del efluente tratado y subproductos

Una vez que se ha obtenido el nivel de tratamiento requerido para cumplir con las especificaciones de la norma, se podrá reutilizar el efluente tratado de diversas formas, siendo las principales: infiltración, irrigación de suelos y áreas verdes y lavado de patios en la planta de tratamiento.

Los desechos que genera la planta de tratamiento son el lodo químico, el cual se produce en el sedimentador de alta tasa y el lodo biológico que se produce en los reactores de operación discontinua. Se estima una producción de lodo químico de 0.015 kg/día en base seca, y del lodo biológico de 0.017 kg/día. Ambos lodos deben recibir un tratamiento con cal y posteriormente mandarlos a deshidratación en un filtro prensa. Una vez estabilizados y deshidratados, estos lodos se

consideran adecuados para utilizarse como mejoradores de suelos, ya que cumplen con las especificaciones del apartado 503 de la U.S. EPA para el tipo de biosólidos clase B (U.S. EPA, 1996 a,b), al estar libres de parásitos y presentar una alta reducción de patógenos.

2.3.6 Almacenamiento

Se requiere de un cárcamo de agua tratada para su almacenamiento y posterior reúso.

2.3.7 Servicios auxiliares

2.3.7.1 Aire de instrumentos

Para el suministro de aire de instrumentos se utilizará un compresor libre de aceite. Las características del aire (tabla 2-5) deberán cumplir con la especificación de la ISA-S7.0.01-1996 (Quality Standard for Instrument Air, 1996).

Tabla 2-5 Características del aire de instrumentos (ISA-S7.0.01, 1996)

Impurezas	Ninguna (libre de aceite y polvo). El tamaño máximo de partícula será de 3 mm. En ningún caso el aceite excederá 1 ppm w/w en condiciones normales de operación.
Presión del sistema	90 psig
Punto de rocío	2°C (35°F). El punto de rocío en la línea deberá estar al menos 7.8°C (18°F) por abajo de la temperatura mínima a la que esté expuesto el instrumento en cualquier época del año.
Temperatura	37°C (100°F)
Capacidad	La requerida

2.3.7.2 Aire de proceso en la planta de tratamiento

Este rubro queda dentro del alcance del contratista que elaborará la ingeniería de detalle y se especificará una vez que se tenga el diseño de la planta de tratamiento.

2.3.7.3 Agua de enfriamiento

No se contempla su uso

2.3.7.4 Agua para servicios y agua potable

Se deberá instalar una línea al borde del área donde se encontrará la planta de tratamiento, la tabla 2-6 muestra las condiciones del agua.

Tabla 2-6 Condiciones del agua para servicios y agua potable

Fuente de suministro	Fuera de límite de batería (extracción de pozos o red municipal)
Capacidad	La requerida por el sistema
Presión de entrada en L.B.	60 psig
Temperatura	25°C (77°F) o la que se tenga en la línea de suministro

2.3.7.5 Agua contra incendio

Se deberá instalar el sistema contra incendio dentro de límites de batería si así se requiere. En la tabla 2-7 se muestran las condiciones de dicho sistema.

Tabla 2-7. Condiciones del agua contra incendio

Fuente de suministro	Fuera de límite de batería (extracción de pozos o red municipal)
Capacidad	La requerida por el sistema
Presión de entrada en L.B.	100 psig
Temperatura	25°C (77°F) o la que se tenga en la línea de suministro

2.3.7.6 Alimentación de energía eléctrica

El suministro normal se llevará a cabo desde una subestación transformadora hasta límites de batería. En la tabla 2-8 se mencionan las condiciones requeridas de energía eléctrica.

Tabla 2-8. Condiciones de la energía eléctrica

Voltaje	440, 220 y 110 Volt
Fases	3
Frecuencia	60 Hz
Factor de potencia mínimo	0.85
Forma de acometida	Vía subterránea

2.3.7.7 Alimentación de energía eléctrica de emergencia

El sistema deberá instalarse dentro de límites de batería si así se requiere. La tabla 2-9 muestra los requerimientos para la energía eléctrica de emergencia.

2.3.7.8 Comunicaciones

Se requiere comunicación telefónica en caseta de operación y laboratorio.

2.3.8 Sistemas de seguridad

2.3.8.1 Sistema contra incendio

Se debe contar con equipo móvil, portátil, extintores, etc., así como con el sistema de red de agua contra incendio.

Tabla 2-9 Condiciones para la energía eléctrica de emergencia

Fuente	Generador de emergencia alimentado con Diesel
Voltaje	440, 220 y 110 Volt
Fases	3
Frecuencia	60 Hz
Factor de potencia mínimo	0.85
Potencia necesaria	50 HP
Forma de acometida	Vía aérea

2.3.9 Condiciones climatológicas

Los datos que se presentan en la tabla 2-10 son las condiciones climatológicas en la región durante el año de 1996 reportados por el Observatorio Meteorológico del Colegio de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México (1996).

Tabla 2-10 Condiciones climatológicas en la región durante el año de 1996

TEMPERATURA	
Máxima extrema	32.5 °C
Mínima extrema	1.0 °C
Promedio de temperaturas máximas registradas	24.0 °C
Promedio de temperaturas mínimas registradas	8.8 °C
HUMEDAD RELATIVA	
Humedad relativa	57%
Máxima humedad relativa en el periodo	86%
Mínima humedad relativa en el periodo	28%
PRECIPITACIÓN PLUVIAL	
Precipitación máxima en 24 horas	54.9 mm
Precipitación anual	740 mm
EVAPORACIÓN	
Evaporación máxima	10.82 mm
Evaporación mínima	0.32 mm
Evaporación media	4.07 mm

2.3.10 Localización de la planta

En el plantel sur del Colegio de Ciencias Humanidades de la Universidad Nacional Autónoma de México.

2.3.11 Bases de diseño eléctrico

Toda instalación eléctrica deberá seguir con lo estipulado en el Reglamento de Obras e Instalaciones Eléctricas de México y en las Especificaciones Técnicas de Construcción de la Dirección General de Obras y Servicios Generales de la UNAM. Se tendrán como referencia las normas técnicas aceptadas por el ANSI, NEMA y NEC.

La corriente eléctrica se distribuirá en forma aérea dentro de límites de batería, en la tabla 2-11 se presentan las características de los motores, alumbrado e instrumentación.

Tabla 2-11 Características de la corriente eléctrica

POTENCIA DE MOTORES		
Potencia en hp	Volts	Fases
Hasta de 0.9	110	1
De 1 a 200	220 ó 440	3
ALUMBRADO		
	120 ó 220	1
INSTRUMENTACIÓN		
	120	1

2.3.12 Bases de diseño para tuberías

Se deben elaborar dibujos de plantas y elevaciones, además de los isométricos.

2.3.12.1 Soporte

Los soportes serán marcos de concreto y/o ángulos de acero al carbón.

2.3.13 Bases de diseño civil

2.3.13.1 Solicitaciones por viento y sismo

Se aplicará el manual de diseño de obras civiles de la Comisión Nacional de Electricidad (CFE).

2.3.13.2 Nivel freático

En la cimentación deberán considerarse los estados límite de falla (flotación, deslizamiento plástico local o general del suelo bajo la cimentación, y falla estructural de pilotes, pilas u otros elementos de la cimentación) y de servicio (movimiento vertical, asentamiento o emersión respecto al nivel de terreno circundante, inclinación media y deformación diferencial), máxime si se trata de desplantar en suelos compresibles.

2.3.13.3 Tipo de edificios y construcciones dentro de límites de batería

Se construirá una caseta que alojará el sistema de control de la planta de tratamiento, así como un pequeño laboratorio donde se efectuarán los análisis mínimos necesarios para el monitoreo y la operación del sistema como determinación de pH, temperatura, turbiedad, sólidos suspendidos totales y volátiles, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, índice volumétrico de lodos y oxígeno disuelto, considerando que otros análisis podrán llevarse a cabo en los laboratorios del CCH-sur.

2.3.14 Normas, códigos y especificaciones

Se tendrán como referencia para la construcción, instalaciones y equipamiento las normas técnicas que emiten los siguientes organismos:

AWWA	American Water Works Association
ACI	American Concrete Institute
ANSI	American National Standard Institute
ASCE	American Society of Civil Engineers
ASME	American Society of Mechanical Engineers
ASTM	American Society for Testing and Materials
HI	Hydraulic Institute (USA)
IEEE	Institute of Electrical and Electronic Engineers (USA)
NEMA	National Electric Manufacturers Association (USA)
NTIE	Normas Técnicas para Instalaciones Eléctricas (SECOFI)
WEF	Water Environment Federation (USA)
HIS	Hydraulic Institute Standards
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
CNA	Comisión Nacional del Agua
INE	Instituto Nacional de Ecología
SMEWW	Standard Methods for Examination of Water and Wastewater
RCDF	Reglamento de Construcción del Distrito Federal
NTCDF	Normas Técnicas Complementarias del Distrito Federal
NOM-CCA	Normas Oficiales Mexicanas de Control de la Calidad del Agua
NEC	National Electric Code
ISA	Instrument Society of America
API	American Petroleum Institute

3. ARREGLOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO

En este capítulo se presentan los trenes de tratamiento de acuerdo a los diferentes arreglos en los procesos, así como el balance de materia del sistema.

3.1 Variantes del proceso

En el funcionamiento de la planta de tratamiento se proponen tres arreglos, los cuales le confieren su versatilidad, ya que el operador podrá comparar las diferentes características de cada proceso y sus eficiencias de eliminación.

En la figura 3-1 se muestra el primer arreglo propuesto; en éste, el agua residual se dirige en partes iguales a los procesos fisicoquímico y biológico; esto permite comparar las eficiencias de eliminación a partir de una concentración de contaminantes idéntica.

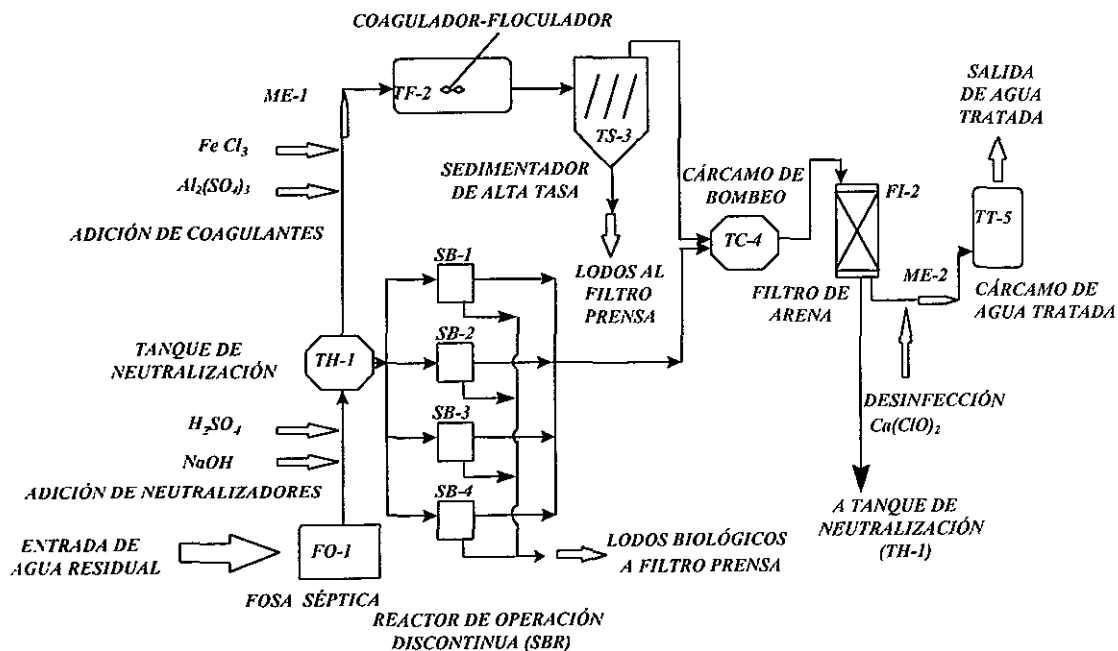


Figura 3-1 Primer arreglo propuesto en la planta de tratamiento (paralelo)

Como se puede observar en la figura 3-1, una vez que el agua residual cruda pasó por el proceso séptico y la neutralización, una parte de ésta se dirige al proceso fisicoquímico y otra al biológico. Posteriormente el agua tratada pasa a los procesos de filtración y desinfección.

Este arreglo permite tratar agua residual con dos procesos diferentes, con la finalidad de observar las eficiencias de remoción que se obtienen para cada proceso, por lo tanto se podrá tomar una muestra de agua residual después del tratamiento fisicoquímico y otra después del biológico, determinar la concentración de DBO, DQO, SST y otros contaminantes de interés, y comparar ambos procesos.

El segundo arreglo propuesto se muestra en la figura 3-2. En éste, toda el agua residual que proviene de la fosa séptica se bombea primeramente al proceso biológico y posteriormente al proceso fisicoquímico.

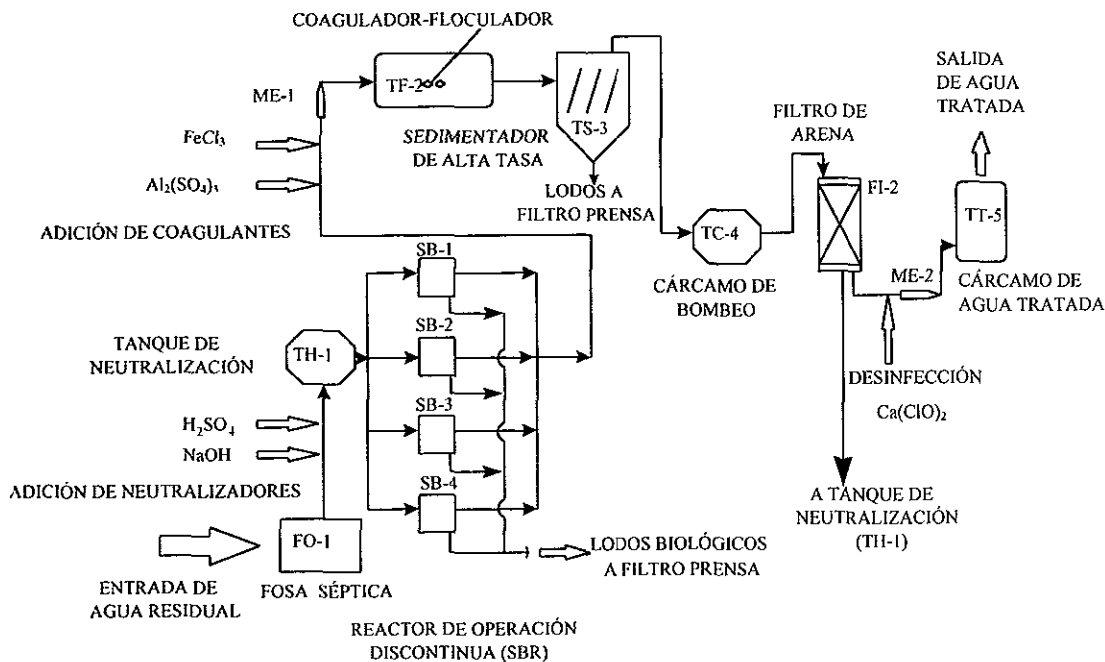


Figura 3-2 Segundo arreglo propuesto en la planta de tratamiento (B-FQ)

Una de las ventajas que presenta este arreglo es el contar con un postratamiento del agua residual, por lo tanto, además del tratamiento biológico para la remoción de materia orgánica y nutrientes se le aplica al agua un postratamiento fisicoquímico, consiguiendo así una mayor eficiencia de remoción, particularmente de sólidos suspendidos y fósforo.

El tercer arreglo propuesto para la planta de tratamiento de CCH-sur se muestra en la figura 3-3. En este arreglo, toda el agua residual proveniente del tratamiento séptico se dirige primero a un tratamiento fisicoquímico y de ahí al tratamiento biológico. La razón de este arreglo es simular un tratamiento primario avanzado donde el agua residual se trata con un proceso fisicoquímico y posteriormente se le da un pulimento biológico para evitar efectos de sustancias tóxicas en el proceso biológico. De lo anterior, se podrán estudiar los principios del tratamiento primario avanzado y la eventual conveniencia de este arreglo en cuanto al abatimiento en el consumo de energía para la aeración.

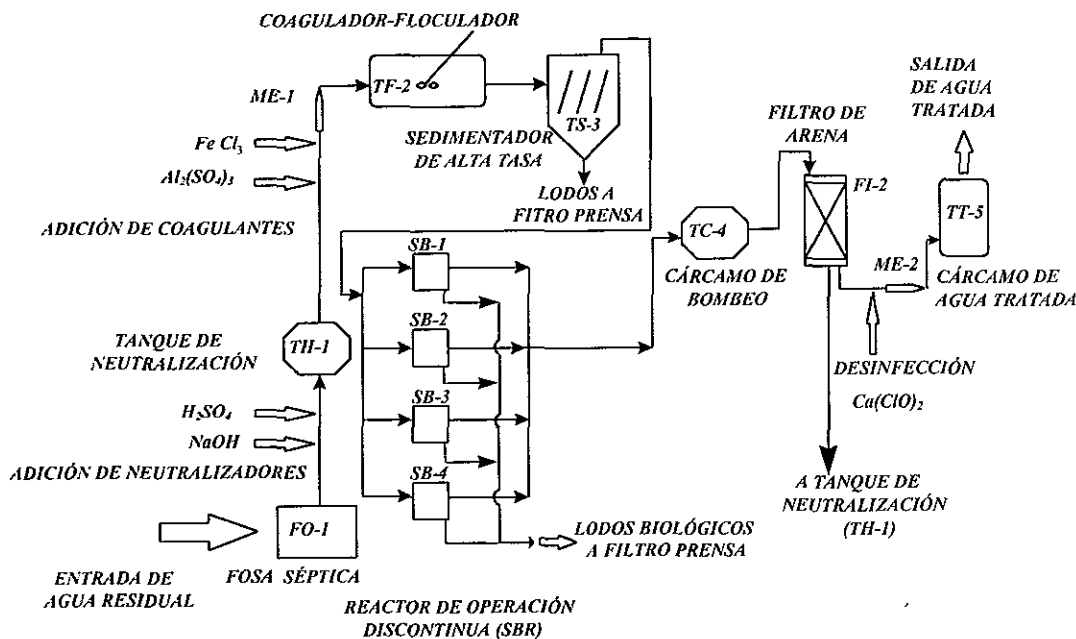


Figura 3-3 Tercer arreglo propuesto en la planta de tratamiento (FQ-B)

3.2 Balance de materia del proceso de tratamiento

Para el cálculo del balance de materia de los procesos que conforman la planta de tratamiento de CCH-sur, se utiliza la caracterización del agua residual que entra al sistema. En la tabla 3-1 se presentan las concentraciones del agua residual cruda.

**Tabla 3-1 Características del agua residual influente al sistema
(Noyola et al; 1996)**

Parámetro	Valor
DBO (mg/l)	145
DQO (mg/l)	435
Temperatura °C	18
pH	8
SST (mg/l)	300
Nitrógeno amoniacal	35 mg N-NH ₄ ⁺ /l

3.2.1 Tratamiento séptico

El primer paso del tratamiento del agua residual en la planta de CCH-sur es la fosa séptica. En la fosa séptica se remueve el 30% de la concentración de DBO y el 70% de la concentración de SST (WEF, 1992). A la salida de la fosa séptica el agua tendrá la siguiente concentración:

$$\text{DBO} = (145\text{mg/l}) (0.7) = 101 \text{ mg/l}$$

$$\text{DQO} = (435\text{mg/l}) (0.7) = 304 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST} = (300\text{mg/l}) (0.3) = 90 \text{ mg/l}$$

$$\text{N-NH}_4 = (35\text{mg/l}) (1.2) = 42 \text{ mg/l}$$

Una vez que el agua pasó por la fosa séptica, se dirige al tanque de neutralización. En esta etapa se podrá efectuar la neutralización del agua en caso de que se observe un pH mayor a ocho o menor de seis. Debido a que uno de los

objetivos de esta etapa es mantener el gasto promedio diario, el efluente del tanque de neutralización tiene las mismas características que el influente, excepto en el pH que deberá ser neutro.

3.2.2 Tratamiento fisicoquímico

Después del tanque de neutralización se cuenta con un coagulador-floculador y un sedimentador de alta tasa, con los cuales se simula un proceso de tratamiento primario avanzado. Este proceso remueve entre 80 y 85 por ciento de sólidos suspendidos, entre 50 y 55 por ciento de la demanda bioquímica de oxígeno, entre 60 y 65 por ciento de la demanda química de oxígeno y entre 10 y 15 por ciento del nitrógeno amoniacal cuando se aplica sulfato de aluminio como coagulante (Jiménez y Chávez, 1998).

El balance en esta etapa se realiza con las características del agua que sale de la fosa séptica. A partir de los porcentajes de remoción mencionados, las características del agua a la salida del sedimentador de alta tasa serán:

$$\text{DBO} = (101\text{mg/l}) (0.5) = 50 \text{ mg/l}$$

$$\text{DQO} = (304\text{mg/l}) (0.4) = 122 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST} = (90\text{mg/l}) (0.2) = 18 \text{ mg/l}$$

$$\text{N-NH}_4 = (42 \text{ mg/l}) (0.9) = 38 \text{ mg/l}$$

3.2.3 Tratamiento biológico

Las características del agua que entra al tratamiento biológico son las mismas que en el tratamiento fisicoquímico, ya que es la misma línea que sale de la fosa séptica:

$$\text{DBO} = 101 \text{ mg/l}$$

$$\text{DQO} = 304 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST} = 90 \text{ mg/l}$$

$$\text{N-NH}_4 = 42 \text{ mg/l}$$

El tratamiento biológico se lleva a cabo con 4 reactores SBR. La tabla 3-2 muestra los porcentajes de eliminación de materia orgánica, sólidos y nutrientes en este tipo de reactores (Noyola *et al*; 1996).

Tabla 3-2 Porcentajes de eliminación del tratamiento biológico con los reactores SBR (Noyola *et al*; 1996)

Parámetro	Eficiencia de remoción (%)
DBO	90
DQO	90
SST	80
N-NH ₄ ⁺	70

A partir de los valores de la tabla 3-2, las concentraciones del agua a la salida del tratamiento biológico son:

$$\text{DBO} = (101\text{mg/l}) (0.1) = 11 \text{ mg/l}$$

$$\text{DQO} = (304\text{mg/l}) (0.1) = 30 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST} = (90\text{mg/l}) (0.2) = 18 \text{ mg/l}$$

$$\text{N-NH}_4^+ = (42\text{mg/l}) (0.3) = 13 \text{ mg/l}$$

Las descargas de agua de los reactores discontinuos, así como la descarga del sedimentador de alta tasa llegan a un cárcamo de bombeo (TC-4). La concentración final después de ambas descargas en este tanque se calcula con la siguiente ecuación:

$$C = \frac{C_1 Q_1 + C_2 Q_2}{Q_1 + Q_2}$$

donde:

C_1 y Q_1 son la concentración y el caudal que llegan al cárcamo de bombeo provenientes del sedimentador.

C_2 y Q_2 son la concentración y el caudal que llegan al cárcamo de bombeo provenientes del proceso biológico.

Los valores de C_1 , C_2 , Q_1 y Q_2 utilizados para resolver la ecuación se presentan en la tabla 3-3.

Tabla 3-3 Concentración final en el cárcamo de bombeo

$Q_1 = Q_2 = 5,000$ l/d	Parámetros			
	Concentración (mg/l)	DBO (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)
C_1	50	122	18	38
C_2	11	30	18	13
C_T	30	76	18	26

3.2.4 Filtración

El principal objetivo de la etapa de filtración es remover sólidos suspendidos, por lo que para conocer el porcentaje de remoción que puede alcanzar el filtro de arena de la planta de tratamiento de CCH-sur, se realizará el balance de acuerdo a la concentración de SST a la entrada del filtro y de SST esperados a la salida del mismo.

En la planta de tratamiento se utilizará un filtro de grava y arena con una velocidad de filtración de 10 a 12 m³/m²hora. En la tabla 3-4 se presenta el balance de SST para el filtro de grava y arena de la planta de tratamiento de acuerdo a la velocidad de filtración, a la duración de la corrida de filtración y al caudal de agua que trata la planta.

Tabla 3-4. Balance de SST para el filtro de grava y arena

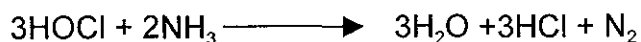
Velocidad de filtración (m/h)	Caudal (m ³ /h)	Duración de la corrida (h)	Volumen de agua tratada (m ³)	Balance SSTinf/SSTefl (gSST/día)	SST removidos (g)	Remoción (%)
10	0.416	24	10	180/50	130	27.7

Por lo tanto, la eficiencia del filtro será de 27.7 por ciento con corridas de filtración de 24 horas, obteniéndose una concentración de 5 mgSST/l en el efluente. Al finalizar la carrera de filtración, se deberá retrolavar el filtro para asegurar su eficiencia.

3.2.5 Desinfección

En la desinfección con cloro, la disminución de la concentración de nitrógeno amoniacal presente en el agua residual se puede atribuir a las reacciones del cloro con el nitrógeno amoniacal para dar lugar a la formación de cloraminas y la oxidación del amoniaco. Las dos especies predominantes, en la mayoría de los casos, son la monocloramina (NH₂Cl) y la dicloramina (NHCl₂), las cuales también sirven como desinfectantes, a pesar de que su velocidad de reacción es extremadamente lenta.

Estas reacciones dependen altamente del tiempo de contacto, la temperatura, la concentración de cloro y amoniaco, y el pH. La reacción del cloro puede representarse en forma general de la siguiente manera:



El porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en la desinfección con cloro se determina experimentalmente mediante un estudio cinético de la concentración de nitrógeno amoniacal, de acuerdo a la dosis de cloro aplicada y a la concentración de nitrógeno presente en el agua residual. Una vez que se realice esta

determinación se podrá conocer la concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente tratado y desinfectado.

A partir de todo lo expuesto en este capítulo, la concentración del agua tratada es la siguiente:

$$\text{DBO} = 30\text{mg/l}$$

$$\text{DQO} = 76\text{mg/l}$$

$$\text{SST} = 5\text{mg/l}$$

$$\text{N-NH}_4^+ = 26\text{mg/l}$$

3.2.6 Lodos producidos en el sedimentador

En el tratamiento primario avanzado se utiliza el siguiente coagulante y floculante:

- Como coagulante, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en concentración de 30 mg/l
- Como floculante, polímero aniónico Dow-23 en concentración de 0.2 mg/l

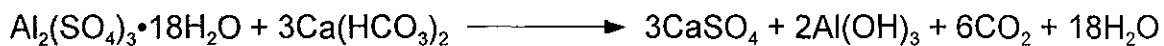
$$Q_{\text{diseño}} = 10\text{m}^3/\text{d} = 10,000 \text{ l/d}$$

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3: (30 \text{ mg/l}) (10000 \text{ l/d}) = 300000 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 / \text{d} = 300 \text{ g Al}_2(\text{SO}_4)_3 / \text{d}$$

- El $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se adiciona en solución al 20.24 %, por lo tanto:

$$(300 \text{ g/d}) (1/20.24\%) = 1.49 \text{ litros de Al}_2(\text{SO}_4)_3 / \text{ día}$$

a) Los lodos producidos al adicionar el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se calculan con la siguiente reacción:



De acuerdo con la relación estequiométrica de la reacción:

$$(300\text{gAl}_2(\text{SO}_4)_3/\text{d})(1\text{molAl}_2(\text{SO}_4)_3/666.7\text{g}) (156\text{g}/2\text{molAl}(\text{OH})_3) = 35.09 \text{ gAl}(\text{OH})_3/\text{d}$$

- b) El tratamiento primario avanzado remueve el 80% de SST utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante, por lo que los lodos producidos en el sedimentador se calculan como:

$$\text{SST} = (0.8) (90 \text{ mg/l}) (10000 \text{ l/d}) = 720000 \text{ mgSST/d} = 720 \text{ gSST/d}$$

$$\text{Lodos totales} \approx 720 \text{ gSST/d} + 35.09 \text{ gAl}(\text{OH})_3/\text{d} = 755.09 \text{ g/d}$$

$$\text{Lt} = 755.09 \text{ g/d} = 0.755 \text{ kg/día}$$

- c) El volumen de lodos se calcula de la siguiente forma:

$$V_{\text{lodos}} = \frac{755.09 \text{ g/d}}{1030 \text{ g/l}} = 0.733 \text{ litros/día}$$

La concentración de sólidos en los lodos es de 2 por ciento (Metcalf y Eddy, 1996), por lo tanto los lodos base seca serán:

$$(755.09 \text{ g/d}) (2/100) = 15.1 \text{ g/d} = 0.015 \text{ kg/día.}$$

3.2.7 Lodos producidos en los reactores SBR

Asumiendo un tiempo de retención celular (TRC) de 10 días, se calcula la tasa de conversión observada (Y_{obs}) (Metcalf y Eddy, 1996):

$$Y_{\text{obs}} = Y / (1 + K_d \cdot \text{TRC}) = 0.4 / (1 + 0.06 \cdot 10) = 0.25$$

donde:

Y_{obs} = tasa de conversión observada

Y = la tasa de conversión = 0.4 kgSSV/kgDBO

K_d = coeficiente de decaimiento endógeno = 0.06d⁻¹

La producción de lodos se calcula con la siguiente ecuación:

$$P_x = (Q/1000)[Y_{obs}(S_o - S) + SS_{NB}]$$

donde:

P_x = producción de lodos en kg/d

Q = gasto de agua a tratar en m³/d

Y_{obs} = tasa de conversión observada

S_o = DQO a la entrada del proceso biológico en mg/l

S = DQO a la salida del proceso biológico en mg/l

SS_{NB} = concentración de sólidos suspendidos no biodegradables en el influente y retenidos en el sedimentador. En este caso se considera que este valor es el 20% de los SSV del influente, o sea, (225mg/l)(0.2) = 45 mg/l

$$P_x = (10\text{m}^3/\text{día}/1000)[0.25(304\text{mg/l}-30\text{mg/l})+45\text{mg/l}] = 1.135 \text{ kg/día}$$

La concentración de sólidos en los lodos es de 1.5 por ciento (Metcalf y Eddy, 1996), por lo tanto los lodos base seca serán:

$$(1135 \text{ g/d}) (1.5/100) = 17.02 \text{ g/d} = 0.017 \text{ kg/día.}$$

3.2.8 Resumen de resultados

A continuación se presentan los resultados del balance de materia de la planta de tratamiento de CCH-sur.

Corriente	Influente de la planta	Salida de la fosa séptica	Salida del FQ	Salida del biológico	Mezcla en el cárcamo de bombeo	Efluente de la planta
LÍNEA DE AGUA						
DBO mg/l (kg/d)	145 (1.45)	101 (1.01)	50 (0.50)	11 (0.11)	30 (0.30)	30 (0.30)
DQO mg/l (kg/d)	435 (4.35)	304 (3.04)	122 (1.22)	30 (0.30)	76 (0.76)	76 (0.76)
SST mg/l (kg/d)	300 (3.00)	90 (0.90)	18 (0.18)	18 (0.18)	18 (0.18)	5 ^a (0.05)
N-NH ₄ mg/l (kg/d)	35 (0.35)	42 (0.42)	38 (0.38)	13 (0.13)	26 (0.26)	26 (0.26)
LÍNEA DE LODOS						
Base húmeda kg/d (l/d)			0.755 (0.733)	1.135 (1.101)		
Base seca kg/d			0.015	0.017		

^a Los SST disminuyen ya que pasan por un filtro de arena.

4. MATERIAL DIDÁCTICO

Hoy en día, pensar que la educación ambiental es un elemento indispensable para el mejoramiento ambiental y el desarrollo sustentable es una idea generalizada. Es por ello que tanto las instituciones educativas, como el sector gubernamental e incluso la sociedad civil, han manifestado su interés y trabajan por incluir la dimensión ambiental en los diferentes niveles que conforman el sistema escolarizado. En el caso particular de la educación superior, muchos han sido los cuestionamientos sobre el papel que deben jugar las universidades en la educación ambiental de sus comunidades y sobre cuáles son las formas más adecuadas para promover esta educación (Leal, 1998). En este sentido se plantea la necesidad de reorientar las profesiones hacia prácticas menos deteriorantes del medio, de impulsar programas interdisciplinarios de formación profesional, posgrado e investigación y de fortalecer la capacidad institucional para responder a las nuevas exigencias de un vigoroso campo profesional en construcción.

El presente trabajo tiene la finalidad de proporcionar un curso de capacitación para estudiantes de bachillerato basado en la operación de una planta de *tratamiento*, en donde se les proporcionen los conocimientos técnicos específicos en materia de tratamiento de aguas residuales con el objeto de contar con personal capacitado a nivel técnico para la operación de las plantas del país, y así *brindar la oportunidad* de satisfacer la demanda técnica de los organismos operadores con personal técnico capacitado que requiere empleo. Para cumplir con este objetivo, el alumno debe dominar algunas operaciones propias de los *procesos biológicos y fisicoquímicos*, es decir debe requerir de conocimientos básicos de química y biología.

El *material didáctico* que se ha desarrollado para facilitar la impartición del curso de capacitación, consta de un manual para el instructor y el alumno.

Se ha elaborado una carta descriptiva como una guía para la impartición del curso de capacitación, la cual es un instrumento teórico-práctico que sirve de orientador en el proceso de aprendizaje (Díaz, 1996). Una carta descriptiva o programa del curso debe estar constituido por los siguientes elementos (tabla 1):

Objetivos. Los objetivos de un programa se pueden definir como las metas, fines o conductas a lograr en el curso (Puebla, 1984).

Las investigaciones recientes en pedagogía proponen que los objetivos sean utilizados como lineamientos o criterios generales de acreditación, ya que permiten conocer el avance del alumno en función de su cumplimiento (Díaz, 1996).

Contenidos. Los contenidos de los programas están constituidos por los temas y subtemas que forman el objeto de estudio de la materia.

Actividades de aprendizaje. Una actividad de aprendizaje es cualquier tipo de trabajo que se lleve a cabo para la adquisición del conocimiento. Existen muchos tipos de actividades de aprendizaje, como son: resolver series de ejercicios, ejemplos, proyectos, maquetas, trabajos escritos, resúmenes, realización de pruebas de laboratorio, etc.

Evaluación. La evaluación es un proceso subjetivo que implica, tanto por parte del alumno como del profesor, una reflexión sobre lo que se alcanzó a "aprovechar" del curso. Es una comprensión del proceso de aprendizaje en función de ciertos juicios críticos. Es importante que en cada curso exista una evaluación ya que ésta permitirá al alumno reflexionar sobre su aprendizaje y hacer propuestas al maestro para el mejoramiento del mismo.

Como se puede observar en la carta descriptiva (tabla 1), el material didáctico del curso de capacitación se preparó tomando en cuenta los objetivos del curso. La ejecución del curso de capacitación exige los servicios de personal profesional técnicamente competente. Conviene que los especialistas en saneamiento se encarguen de la impartición del curso, sin embargo, debido a la falta de personal especializado en tratamiento de aguas residuales que se dedica a la docencia a nivel bachillerato (Jiménez, 1995), sólo se cuenta con los profesores que pertenecen al CCH-sur. Por lo tanto, el instructor encargado de impartir el curso de capacitación será un profesor que presente un perfil adecuado para llevar a cabo esta tarea, es decir, deberá tener conocimientos amplios de química y biología, experiencia en análisis de laboratorio y conocimientos de ingeniería sanitaria.

Por otro lado, el estudiante también debe cumplir con algunos requisitos para asegurar el éxito del programa de capacitación. Deberá dominar algunas operaciones propias de los procesos biológicos y fisicoquímico y poseer conocimientos de química y biología. Uno de los objetivos que busca alcanzar el curso de capacitación es la formación integral de los estudiantes y se espera que la institución formadora proporcione plenamente el aspecto de educación que será complementado con el programa de capacitación. Se considera que el aspecto de educación será satisfecho si el programa de estudios proporciona los conocimientos básicos en los temas prioritarios y si ha sido diseñado en una forma dinámica, transformando los paradigmas tradicionales de la educación ambiental por los que actualmente demanda esta disciplina, con enfoques interdisciplinarios.

El material didáctico que contiene el presente trabajo está diseñado para cumplir con los objetivos del curso de capacitación. Como se menciona al inicio de este capítulo, el material didáctico consta de un manual para el instructor y el alumno. El manual del curso está dividido en cuatro partes; la primera parte o bases de

partida presenta un apartado denominado: *Problemática general de las aguas residuales municipales en México*, en donde se proporcionan datos importantes sobre la problemática de las aguas residuales en México con la finalidad de que se conozca, se tome conciencia de ella y se involucre en la solución. Con ello, se pretende motivar al alumno situándolo en un país en donde el tratamiento de los desechos es un campo que falta mucho por estudiar, requiere de una gran atención y de personal altamente capacitado e interesado aportar a su solución.

Esta primera parte también presenta dos subcapítulos denominados *El operador de plantas de tratamiento* y *La importancia del tratamiento de las aguas residuales*, los cuales presentan al instructor y al alumno un panorama sobre la situación actual y la problemática sobre el tema en México, al mismo tiempo se enfatiza en la importancia del tratamiento de las aguas residuales. Otro punto relevante que se menciona es el papel que desempeñan o deberían desempeñar los operadores de plantas de tratamiento, así como los conocimientos y habilidades que deben tener los estudiantes para poder llegar a operar de forma segura y efectiva una planta de tratamiento.

La segunda parte del manual del curso contiene los fundamentos de los procesos convencionales para el tratamiento de aguas residuales. Este capítulo llamado *Procesos de Tratamiento* tiene el objetivo de proporcionar al instructor material para la impartición del curso, y de introducir al alumno en el tema, dándole las bases teóricas de dichos procesos. Al mismo tiempo, también se presenta una sección de lecturas recomendadas para que ambos, instructor y alumnos, cuenten con una bibliografía de apoyo sobre los temas de cada proceso de tratamiento. Cabe señalar que no se pretende crear un documento exhaustivo sobre tratamiento de aguas residuales, de aquí la importancia de las lecturas recomendadas.

La tercera parte del manual la componen las prácticas. Se ha diseñado una práctica para cada proceso y operación unitaria que conforma la planta de tratamiento. Las prácticas cuentan con unos objetivos definidos para que el alumno alcance la comprensión y el dominio del proceso u operación de tratamiento; así mismo se proporciona al instructor y al alumno lecturas de apoyo para cada práctica. En el capítulo de evaluación se proponen algunos métodos para evaluar tanto al alumno como el desarrollo del curso. Por ahora es importante mencionar que en cada práctica se sugiere un cuestionario, el cual puede cumplir la función de evaluación después de realizar la práctica. En esta tercera parte, el cuestionario se presenta sin contestar, ya que el alumno debe resolverlo.

La cuarta parte denominada: *Material para el instructor*, contiene las respuestas de los cuestionarios de cada práctica con el objeto de facilitar al instructor la impartición de la parte experimental del curso y la evaluación. Asimismo, contiene las conclusiones de las prácticas para orientar al profesor sobre la discusión que deberá realizar el alumno una vez terminada la práctica y con esto corroborar si se cumplieron con los objetivos de las prácticas.

Tabla 1. Carta descriptiva del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento

OBJETIVOS	CONTENIDO	ACTIVIDADES DE APRENDIZAJE	ACTIVIDADES DOCENTES	RECURSOS Y MATERIALES DIDÁCTICOS	EVALUACIÓN	TIEMPO	BIBLIOGRAFÍA
PRIMERA PARTE							
El alumno conocerá la problemática de las aguas residuales en México, la importancia de su tratamiento y su relación con el operador de plantas de tratamiento.	<p>I Problemática general de las aguas residuales municipales en México.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Importancia del tratamiento de las aguas residuales. • El operador de plantas de tratamiento 	•Lectura de la "Primera Parte: Bases de Partida" del Manual del Curso.	•Análisis y discusión de la información proporcionada en el Manual del Curso.	•Recursos Visuales •Lectura de la Primera Parte del Manual del Curso	•Presentación de la síntesis y comentarios de la información. •Investigación de problemas causados por aguas residuales en la zona habitacional del estudiante.	3 horas	•CNA (1996) <i>Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 1996.</i> Gerencia de Agua Potable y Saneamiento en Zonas Rurales, Comisión Nacional del Agua. México. pp- 43-47.
SEGUNDA Y TERCERA PARTE							
El alumno adquirirá los conocimientos fundamentales relacionados con las características físicas, químicas y biológicas del agua residual.	<p>I Características del agua residual:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Propiedades físicas •Propiedades químicas •Propiedades biológicas 	<p>•Lectura de dos artículos:</p> <p>a) "Diagnóstico global de la calidad del agua en México en 1996".</p> <p>b) "Calidad del agua subterránea en la zona sur de la ciudad de México con base en micro organismos".</p> <ul style="list-style-type: none"> • Resolución de ejercicios en casa 	<p>•Exposición teórica en clase.</p> <ul style="list-style-type: none"> •Resolución de ejercicios en clase •Comentarios de los artículos. 	•Recursos visuales del artículo	•Evaluación diagnóstica. •Evaluación formativa •Presentación de la síntesis y comentarios de las lecturas.	6 horas para la teoría	<p>•Fernández,V. (1992) <i>Apuntes de Química Sanitaria y Ambiental.</i> DEPFI,UNAM. México.</p> <p>•Metcalf y Eddy Ed. (1996) <i>Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización.</i> Tercera edición. Mc Graw-Hill. S.A. de C.V.</p> <p>•Lamb, J. C. (1985) <i>Water Quality and Its Control.</i> Editorial John Wiley and Sons, Inc.</p> <p>•WWA Y WPCF (1994) <i>Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales.</i> Diaz de Santos, editores, España. Cap. 2, 4 y 5.APHA,</p>

Tabla 1 Carta descriptiva del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento (continuación)

OBJETIVOS	CONTENIDO	ACTIVIDADES DE APRENDIZAJE	ACTIVIDADES DOCENTES	RECURSOS Y MATERIALES DIDÁCTICOS	EVALUACIÓN	TIEMPO	BIBLIOGRAFÍA
El alumno conocerá los tipos de reactores anaerobios, así como los principios básicos de su funcionamiento	<p>II Digestión anaerobia</p> <ul style="list-style-type: none"> • Reactores anaerobios de baja tasa • Reactores anaerobios de alta tasa 	<p>Práctica 1 Fosas Sépticas.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Parámetros de control de la fosa séptica: DQO, SST y SSV • Determinación del volumen de lodos acumulados y su grado de estabilización 	<ul style="list-style-type: none"> • Exposición teórica en clase. • Exposición práctica en la planta de tratamiento 	<ul style="list-style-type: none"> • Fosa séptica en la planta de tratamiento. • Laboratorio equipado 	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluación diagnóstica • Reporte de la práctica. • Resolución del cuestionario 	<p>6 horas para la teoría 6 horas para la práctica</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Canter L. y Knox R., (1985) <i>Septic Tank System Effects on Ground Water Quality</i>. Lewis Publishers, Inc. USA • Phillip, H., Maunoir, S., Rambaud, A. Philippi, S. (1993) <i>Septic sludges: accumulation rate and biochemical characteristics</i>. Wat. Sc. and Tech.. 28 (10) 57-64. • Alth, M., y Alth, C. (1992) <i>Wells and septic systems</i>. Tab Books, Blue Ridge Summit, PA. 2ª ed.
El alumno entenderá el proceso de coagulación floculación y conocerá los distintos coagulates	<p>III Proceso fisicoquímico</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descripción del proceso • Coagulantes 	<p>Práctica 2 Proceso fisicoquímico</p> <ul style="list-style-type: none"> • Simulación de las condiciones de coagulación del agua residual • Prueba de jarras modificada • Concentración óptima de coagulante • Balance de masa y cálculo de lodos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Exposición teórica en clase. • Exposición práctica en la planta 	<ul style="list-style-type: none"> • Coagulador-floculador en la planta de tratamiento. • Laboratorio equipado 	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluación diagnóstica • Reporte de la práctica. • Cuestionario 	<p>6 horas para la teoría 6 horas para la práctica</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Weber, W. (1979) <i>Control de la Calidad del Agua. Procesos fisicoquímicos</i>. John Wiley y Sons. Barcelona, España. • Sincero, A. y Sincero, G. (1996) <i>Environmental Engineering, A Design Approach</i>. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey

Tabla 1 Carta descriptiva del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento (continuación)

OBJETIVOS	CONTENIDO	ACTIVIDADES DE APRENDIZAJE	ACTIVIDADES DOCENTES	RECURSOS Y MATERIALES DIDÁCTICOS	EVALUACIÓN	TIEMPO	BIBLIOGRAFÍA
El alumno conocerá y comprenderá los sistemas biológicos aerobios.	IV Procesos biológicos <ul style="list-style-type: none"> •Sistemas de biomasa suspendida •Sistemas de película biológica •Sistemas de película biológica sumergida 	Práctica 3. Proceso biológico <ul style="list-style-type: none"> • Comprensión del funcionamiento de los SBR • Análisis del comportamiento del reactor • Cinética 	•Exposición teórica en clase. •Exposición práctica en la planta	•Reactores batch secuenciales en la planta de tratamiento. •Laboratorio equipado	•Evaluación diagnóstica •Reporte de la práctica. •Cuestionario	6 horas para la teoría 9 horas para la práctica	•Metcalf y Eddy Ed. (1996) Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera edición. Mc Graw-Hill. S.A. de C.V. •Winkler, M. (1994) Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Limusa. México.
El alumno conocerá la clasificación de los sedimentadores y comprenderá el principio básico del funcionamiento	V Sedimentación <ul style="list-style-type: none"> •Clasificación de los sedimentadores 	Práctica 4. Sedimentación <ul style="list-style-type: none"> • Eficiencia de un sedimentador En función de: -Agua sedimentada -Agua cruda -Pretratamiento	•Exposición teórica en clase. •Exposición práctica en la planta	•Sedimentador de alta tasa en la planta de tratamiento. •Laboratorio equipado	•Evaluación diagnóstica •Reporte de la práctica. •Cuestionario	6 horas para la teoría 6 horas para la práctica	•Qasim, S. R. (1985) Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation. Editorial CBS College Publishing. •Sincero, A. y Sincero, G. (1996) Environmental Engineering, A Design Approach. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
El alumno entenderá el proceso y los mecanismos de filtración y conocerá los tipos de filtros y sus elementos, así como las características del medio filtrante.	VI Filtración <ul style="list-style-type: none"> •Descripción de la operación de filtración •Mecanismos de filtración •Tipos de filtros •Características del medio filtrante •Limpieza de los filtros 	Práctica 5. Filtración <ul style="list-style-type: none"> •Características del proceso •Características del medio filtrante •Características del proceso de lavado •Eficiencia del proceso 	•Exposición teórica en clase. •Exposición práctica en la planta	•Filtro granular en la planta de tratamiento. •Laboratorio equipado	•Evaluación diagnóstica •Reporte de la práctica. •Cuestionario	6 horas para la teoría 6 horas para la práctica	•CEPIS, (1978). Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en Desarrollo. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos.

Tabla 1 Carta descriptiva del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento (continuación)

OBJETIVOS	CONTENIDO	ACTIVIDADES DE APRENDIZAJE	ACTIVIDADES DOCENTES	RECURSOS Y MATERIALES DIDÁCTICOS	EVALUACIÓN	TIEMPO	BIBLIOGRAFÍA
El alumno conocerá los diferentes desinfectantes usados en las plantas de tratamiento de agua residual.	VII Desinfección <ul style="list-style-type: none"> •Acción de los desinfectantes •Desinfección con cloro •Desinfección con ozono •Desinfección con rayos ultravioleta 	Práctica 6. Desinfección <ul style="list-style-type: none"> •Determinación de la eficiencia de desinfección. •Parámetros de control de la desinfección con cloro •Dosis óptima de cloro •Determinación de cloro residual y coliformes. 	<ul style="list-style-type: none"> •Exposición teórica en clase. •Exposición práctica en la planta 	<ul style="list-style-type: none"> •Planta de tratamiento (la dosificación de cloro se hará en la línea con una bomba dosificadora) •Laboratorio equipado 	<ul style="list-style-type: none"> •Evaluación diagnóstica •Reporte de la práctica. •Cuestionario 	6 horas para la teoría 6 horas para la práctica	<ul style="list-style-type: none"> • White, S.D. (1986) Hadbook of chlorination and alternative desinfectants, Van Nostrand Reinhold Company, New York, 3rd ed.
El alumno integrará y aplicará todos los conocimientos adquiridos en las prácticas anteriores.	VIII Integración de los procesos	Práctica 7. Integración de los procesos <ul style="list-style-type: none"> •Eficiencia de la planta de tratamiento •Operación de los tres arreglos 	<ul style="list-style-type: none"> •Exposición práctica en la planta 	<ul style="list-style-type: none"> •Planta de tratamiento. •Laboratorio equipado 	<ul style="list-style-type: none"> •Evaluación diagnóstica •Reporte de la práctica. •Cuestionario 	6 horas para la teoría 9 horas para la práctica	<ul style="list-style-type: none"> • Metcalf y Eddy Ed. (1996) Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera edición. Mc Graw-Hill. S.A. de C.V..

MC. MANUAL DEL CURSO

MC.1 PRIMERA PARTE: BASES DE PARTIDA

MC.1.1 Problemática general de las aguas residuales municipales en México

En México, el problema de suministro de agua está asociado a factores tales como el acelerado ritmo de crecimiento demográfico, caracterizado por una desigual distribución de la población en el territorio nacional; la descapitalización del campo; la carencia de instrumentos legales para frenar la degradación ambiental y, en muchos casos, la falta de conciencia y educación ambiental.

Si bien es cierto que México ha logrado enormes transformaciones, no lo es menos que este progreso ha derivado en diversos problemas ecológicos, ocasionados principalmente por el cambio acelerado de una sociedad agrícola a una sociedad industrial, por la excesiva centralización de las decisiones, y la ausencia de una planificación adecuada.

La demanda de agua aumenta día con día y consecuentemente, se incrementa la generación de aguas de desecho procedentes de los usos doméstico e industrial. La mayor parte de éstas no reciben ningún tratamiento antes de ser vertidas a los cuerpos hidráulicos naturales, lo cual origina severos problemas de contaminación.

La mayoría de las fuentes de abastecimiento del país son de origen subterráneo. Para el caso de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, por ejemplo, del volumen total de agua que la abastece, el 71% se extrae de los mantos acuíferos; el 26.5% de las cuencas de los ríos Lerma y Cutzamala; y el porcentaje restante de las pocas fuentes superficiales que aún quedan en la cuenca de México, como el río Magdalena y la presa Madín (Leal y Larraalde, 1996).

La necesidad de satisfacer la demanda social y el esfuerzo enorme que debe realizarse para abastecer las ciudades principales del país, hace indispensable el uso racional de los recursos hidráulicos. Se debe reducir al mínimo el desperdicio de agua potable.

Una estrategia para disminuir la problemática del abastecimiento de agua, que cada vez se vuelve más complejo y costoso, es incrementar el reúso del agua residual tratada en aplicaciones que no ameritan el grado de potabilidad como son: riego de áreas verdes, reposición de niveles de canales y lagos recreativos así como enfriamiento industrial; además de investigar y evaluar otras alternativas que requieren agua de calidad superior, como el caso de la recarga de los acuíferos o la alimentación directa a redes de abastecimiento de agua potable (Rodríguez, 1997)

Se estima que el país genera alrededor de 231 m³/s de agua residual municipal, de los cuáles, sólo se tratan el 15.3%. De las descargas industriales se genera un volumen de 64.5 m³/s, tratándose alrededor del 8 por ciento (Jiménez y Chávez, 1998).

En el caso de la agricultura, el empleo de agua de desecho tiene la ventaja de aportar nutrientes y materia orgánica al suelo, incrementando la productividad. Por otra parte, el riego con agua tratada representa un aspecto atractivo ya que el nivel de calidad es menos exigente que la de otros usos, y por consiguiente, es factible efectuar un

tratamiento más barato (Jiménez y Chávez, 1998). Sin embargo, dado que estas descargas de agua residual utilizadas en riego en su mayoría no han sido tratadas, han originado una serie de problemas de salud debido al alto contenido de coliformes fecales y helmintos que transportan (Monroy y Viniestra, 1998).

Es urgente que los recursos acuiferos se administren eficientemente y se promueva la restitución de la calidad de los cuerpos de agua para su óptimo aprovechamiento, considerando su interrelación con el ambiente, así como la rehabilitación, construcción y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales en todo el país, acoplando las necesidades de tratamiento con las de reúso, en forma tal que no se dañe la salud de la población ni se altere el ambiente.

En los países en desarrollo -México entre ellos- el sistema educativo es notoriamente deficiente y carente de recursos. Por otra parte, se reconoce la existencia de un problema severo en el país de falta de personal profesional y técnico debidamente capacitado. En el caso de México, este problema se ha acentuado más por la descentralización, la gran movilidad ocupacional, la competencia, el mercado de trabajo y la falta de estímulos, de remuneraciones atractivas y de oportunidades del subsector.

Poco se ha avanzado en la formación de recursos humanos, más allá de la realización de cursos esporádicos de capacitación, elaboración de algunos manuales técnicos de procedimientos, plantear reiteradamente la problemática en foros técnicos ingenieriles y en las reuniones de la Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento entre otras agrupaciones.

MC.1.2 Importancia del tratamiento de las aguas residuales

El agua es uno de los recursos naturales más valiosos en nuestro planeta. Este líquido es tan importante porque ahí se originó la vida. Todos los procesos vitales de los seres vivos están asociados con el agua. El cuerpo humano, tan solo, está constituido en un 75% por agua. La mayor parte de la superficie de la Tierra (71%) está cubierta por agua. Sin embargo, de este porcentaje, el 97.2% del agua es salada; sólo el 2.8% restante es dulce, aunque la mayor parte de ésta se encuentra en forma de hielo en los casquetes polares y en la cima de las montañas más elevadas. Se considera entonces, que el volumen disponible para las actividades humanas es el que se encuentra en ríos, lagos, arroyos, manantiales y depósitos subterráneos, lo que representa únicamente el 0.63% del total (Leal y Larralde, 1996).

El agua subterránea es la principal fuente de agua en América Latina y el Caribe, se estima que el 50% de las comunidades de la Región usan agua subterránea como principal fuente de abastecimiento, incluyendo algunas grandes ciudades como Lima, México y Santiago (OPS, 1996). Para el caso de México, actualmente los acuiferos se encuentran sobreexplotados y las pocas fuentes de agua superficial se encuentran en alto riesgo de ser contaminadas.

Las actividades humanas e industriales en las cuencas hidrográficas afectan la calidad natural de los cuerpos de agua. Se puede hacer una clasificación en tres grupos básicos de las fuentes de contaminación de agua:

Contaminantes domésticos. Las aguas servidas o municipales son la causa principal de contaminación de agua en América Latina y el Caribe, ya que en muchas localidades esta agua no se depura.

Contaminantes agrícolas. Los contaminantes agrícolas son los plaguicidas, herbicidas y otros compuestos químicos que se usan en la agricultura. La contaminación de las fuentes de agua como consecuencia de la agricultura es muy común, puesto que es la actividad principal de muchas economías de América Latina y el Caribe. Los fertilizantes y plaguicidas que se vierten en sistemas de agua superficial o que son arrastrados hasta ellos a menudo son nocivos para los para la flora y fauna silvestre. Además, a largo plazo pueden tener efectos perjudiciales en las personas que se alimentan de productos acuícolas o beben el agua.

Contaminantes industriales. Los contaminantes industriales son desechos que se descargan directamente en ríos y arroyos y puede variar desde productos químicos hasta aguas servidas sin tratar.

Los microorganismos que causan enfermedades tales como el cólera y la fiebre tifoidea siguen siendo la mayor amenaza para los sistemas de abastecimiento de agua. Sin embargo, en la actualidad, la presencia de contaminantes químicos en el agua causan gran preocupación y es un peligro para la salud a mediano plazo. Muchas de estas sustancias químicas están relacionadas con el cáncer, defectos congénitos y daños hepáticos y renales (OPS, 1996).

El proceso de urbanización en los países subdesarrollados se asocia, como es conocido, al desarrollo industrial no planificado en las grandes ciudades y sus zonas de influencia geográfica. En casi todos estos países, el crecimiento económico y la industrialización no han llevado medidas a la par para prevenir el deterioro del ambiente, lo que ha dado como resultado que los desechos de origen doméstico e industrial estén contaminando en forma alarmante los recursos hídricos, el aire y el suelo, con graves afectaciones a la salud de la población.

México no es la excepción; las altas tasas de crecimiento demográfico, y su inadecuada distribución, van asociadas con una excesiva concentración en las principales zonas urbanas, pero también conllevan una elevada dispersión de los habitantes de pequeñas comunidades rurales. La contaminación del agua se conforma por una sucesión de fenómenos asociados al incremento poblacional y la actividad económica, lo cual demanda crecientes volúmenes del líquido y genera más residuos y descargas de agua sin tratamiento.

A nivel nacional se cuenta con un total de 793 plantas de tratamiento de aguas residuales con una capacidad instalada de 54.8 m³/s. De estas, se encuentran en operación 595 plantas con una capacidad de tratamiento de 51.7 m³/s; las 198 que están fuera de operación tienen una capacidad instalada de 3.1 m³/s. Por otro lado, en las plantas de tratamiento que están en operación únicamente se aprovecha el 65.3 por ciento de la capacidad instalada, tratándose el 19 por ciento de los 180 m³/s estimados de aguas residuales que se generan a nivel nacional (CNA, 1996).

Durante 1996 se registran 13 plantas en proceso de rehabilitación con una capacidad de tratamiento de 297 l/s. A demás, 268 plantas están en proceso de construcción y permitirán el tratamiento adicional de 51.9 m³/s, y 103 en proyecto con una capacidad diseñada de 9.1 m³/s (CNA, 1996).

Los sistemas de depuración con que cuenta el país tienen una variedad de procesos. Los sistemas con lagunas son los más numerosos, de esta manera, 416 plantas de tratamiento tienen como proceso principal lagunas de estabilización; en segundo lugar, en 174 sistemas de depuración el proceso empleado es lodos activados convencional. Entre estos dos sistemas se tiene más del 70 por ciento de las plantas de tratamiento cubiertas(CNA, 1997).

En las ciudades de México, Monterrey y Guadalajara se generan 46, 8.5 y 8.2 metros cúbicos por segundo de aguas residuales municipales, respectivamente. En conjunto, equivalen al 21 por ciento del total a nivel nacional, estimado en 295.5 metros cúbicos por segundo; de éstos, 231 corresponden a descargas municipales, de los cuales, se tratan sólo el 15.3 por ciento. De las descargas industriales, 64.5 metros cúbicos por segundo, el porcentaje depurado es también bajo, 8% (Jiménez y Chávez, 1998).

Entre las manifestaciones del deterioro asociado al agua se pueden mencionar: el agotamiento paulatino de los suelos; el empobrecimiento de terrenos de alta productividad agrícola por salinización; el abatimiento en general de los niveles de productividad del sector agropecuario; la desertificación por pérdida de la cubierta vegetal, la inutilización de los cuerpos de agua que surten a la población; la disminución de acuíferos, y la insalubridad de los núcleos urbanos.

Si se mantienen las actuales formas de producción, que no consideran su impacto en el ambiente, es probable que se amplíe el número de zonas clasificadas como críticas. En este sentido, hay que enfatizar que las acciones preventivas, en el largo plazo, son menos costosas que las correctivas.

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México constituye una de las mayores concentraciones urbanas del planeta y la más grande localizada a más de 2,000 metros sobre el nivel del mar. Es el principal usuario de agua, principal fuente de contaminación y desequilibrio ambiental, no sólo de las cuencas de la región sino también de aquellas que complementan su abastecimiento y reciben sus descargas. Actualmente, la infraestructura de tratamiento de aguas residuales en el Distrito Federal, cuenta con 14 plantas operadas por la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, 4 concesionadas, 1 operada por la UNAM, 2 operadas por la SEDENA y 44 más manejadas por los mismos usuarios. Adicionalmente la DGCOH está construyendo otra planta, en la zona poniente y 3 más en la zona oriente del Distrito Federal, con lo que se tiene un total de 69 plantas registradas (Rodríguez, 1997).

La capacidad nominal de las plantas operadas por dependencias oficiales es de 6,291 l/s, mientras que la productividad promedio es de 3,016 l/s. En el análisis de las instalaciones para tratamiento de aguas residuales municipales, se detectan deficiencias importantes: *diseño inadecuado*, ubicación desfavorable por condiciones topográficas o por la localización de las redes de alcantarillado, obras inconclusas tanto en la red de atarjeas como en instalaciones de bombeo, en equipo electromecánico o en instalaciones de

seguridad; desaparición de equipo o carencia de instalaciones eléctricas (Rodríguez, 1997).

La insuficiencia de personal capacitado para operar y mantener en buenas condiciones las instalaciones mencionadas, es otro problema muy serio. A esto se agrega que el país no cuenta con la tecnología suficiente para la fabricación de equipo de medición y de tratamiento.

MC.1.3 El operador de plantas de tratamiento

El tratamiento de aguas residuales, como todos los servicios hidráulicos de la ingeniería ambiental, tiene un carácter eminentemente multidisciplinario y multisectorial. La capacitación, en este caso, es un recurso institucional de primera necesidad. La enseñanza, académica o formal, resulta actualmente escasa o incompleta, pues no cubre los aspectos prácticos. En consecuencia, es necesario complementarla mediante cursos de capacitación tecnológica que culminen en procesos obligatorios de certificación de competencia de los operadores (Romero *et al.*, 1996).

Los operadores de plantas de tratamiento de agua residual necesitan un intervalo amplio de conocimientos y habilidades para operar de forma segura y efectiva la planta. El operador puede ser una persona solamente con nivel técnico y en tal caso, debe ser capaz de coleccionar y analizar muestras del influente y efluente así como de realizar monitoreos en el funcionamiento de los procesos de tratamiento. Por otro lado, con la capacidad de interpretación de los resultados en las pruebas de laboratorio, el operador debe realizar los apropiados ajustes de control en los procesos de tratamiento. Esta tarea puede requerir de un conocimiento de química y biología.

En cuanto a la configuración física de la planta, es necesario mantener y reparar el equipo con el que se cuenta. Tanto conocimientos y habilidades de mecánica como de electricidad son esenciales para ejecutar estas tareas. Cuando la planta no funciona como se tenía previsto, el operador debe hacer uso de todos estos conocimientos identificando la causa del problema y seleccionando la apropiada solución (Kerri, 1993).

Para preparar individuos capaces de atender las necesidades reales que enfrentarán en su ejercicio profesional, se requieren planes de estudio elaborados sobre la base de lo que es la práctica de su disciplina de acuerdo a los siguientes criterios (Moeller, 1994):

- Un entrenamiento, precisamente sobre necesidades reales y actuales.
- Educación mediante un proceso didáctico-pedagógico capaz de preparar al individuo para trabajos que bien identificados se diversifican e interrelacionan.
- Un desarrollo que provea bases de criterio para emplear la información y aplicar una lógica que permitan tomar mejores decisiones.

Al seleccionar recursos humanos para el sector agua y saneamiento, conviene desde luego, que el personal posea los conocimientos previos, habilidades y aptitudes que requerirá el desempeño de su actividad profesional, todo lo cual le permite estar en condiciones de participar adecuadamente en la administración y prestación de servicios. Pero además, es legítimo aspirar a que por medio de un plan de estudios bien estructurado se refuerce todo esto en los individuos, dado que la educación introduce

modificaciones no sólo de conocimiento, sino también en cuanto a actitudes y comportamiento.

La planeación educativa es el primer paso. Los planes deben especificar qué personal requiere educación formal o entrenamiento y en qué nivel, dónde y cuándo debe llevarse a cabo. La preparación de planes educativos generalmente debe prever los aspectos siguientes:

- Determinar las tareas y objetivos educacionales
- Establecer los sistemas de evaluación
- Elaborar programas educativos y definir sus mecanismos de implantación; y,
- Diseñar los métodos de evaluación.

La experiencia en muchos países ha mostrado que la carencia de recursos humanos especializados en el sector agua ocasionan ineficiencias en la prestación de los servicios. La formación integral de los especialistas mediante el desarrollo de un programa efectivo puede auxiliar a conseguir una operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de agua residual confiable y eficiente.

MC.1.4 Bibliografía

- CNA (1997) *Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento*. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Comisión Nacional del Agua. México.
- CNA (1996) *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 1996*. Gerencia de Agua Potable y Saneamiento en Zonas Rurales, Comisión Nacional del Agua. México. pp- 43-47.
- Díaz, B. A. (1996) Un enfoque metodológico para la elaboración de programas escolares. En revista: *Perfiles Educativos*. México. CISE, UNAM. Oct-Nov-Dic No. 10, 25-30.
- Jiménez, C. B. (1995) Recursos Humanos en Ingeniería Ambiental, Necesidades, Estado Actual y Perspectivas. *Ingeniería Ambiental. Revista de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, A.C. SMISAAC. (27/28), 51-68.*
- Jiménez, C. B. y Chávez, A (1998) Eliminación de Microorganismos Patógenos mediante la Desinfección. *Nuevas Opciones de Saneamiento en Países en Desarrollo: Contribuciones Recientes en América Latina*. FEMISCA, A.C. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Kerri, K. (1993) A Training Program for Operators of Small Wastewater Treatment Plants. Small Wastewater treatment Plants. *Conference Secretariat Wastewater. Trondheim, Norwegen*, pp 91-96.
- Leal, M. (1998) Algunas consideraciones para la planeación y selección de actividades y materiales de apoyo en educación ambiental. *Curso: Educación Ambiental: Cómo Enseñar Temas Ambientales*. Programa Universitario de Medio Ambiente. 22 de mayo a 3 de julio de 1998.
- Leal, M., Chávez, V. y Larralde, L. (1996) *Temas ambientales. Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Programa Universitario de Medio Ambiente. UNAM, México. pp 3-15.
- Moeller, G. (1994) La formación de recursos humanos y el mercado de trabajo. *Revista de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, (24) pp 5-11*. México.

- Monroy, O. y Viniegra, G. (1988) Biotecnologías para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México. *Nuevas Opciones de Saneamiento en Países en Desarrollo: Contribuciones Recientes en América Latina*. FEMISCA, A.C. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- OPS (1996) El agua y tú salud. Día Interamericano del agua. *Revista Agua*. División de Salud y Ambiente de la Organización Panamericana de la Salud, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental y Asociación Caribeña de Agua y Aguas Residuales, pp 6-13.
- Puebla, C. M. (1984) Educación para elaborar un programa de materia. *Revista de Ingeniería*. No. 10, pp 74-78. UNAM, México.
- Rodríguez A. (1997) El reúso en la Ciudad de México. *Revista Hidráulica Urbana*. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, (2) pp 5-19, México.
- Romero H., García J. y Janetti J. (1996) Las vicisitudes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en México. *Revista Ingeniería Civil*, (3), pp 12-18. México.

MC.2 SEGUNDA PARTE: PROCESOS DE TRATAMIENTO

MC.2.1 Características del agua residual

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. En este apartado se presentan las principales propiedades físicas del agua residual así como sus principales constituyentes químicos y biológicos.

MC.2.1.1 Propiedades físicas

Las principales consideraciones para establecer la calidad del agua se basan tanto en las características físicas como en las químicas y biológicas. De esta forma se desea un agua incolora, insabora e inodora. Las propiedades físicas más comúnmente empleadas para determinar las impurezas en el agua y agua residual se reportan en la tabla MC.2.1.

MC.2.1.1.1 Sólidos totales (SST)

Los sólidos totales se refieren a los sólidos presentes en una muestra de agua, suspendidos y disueltos; orgánicos e inorgánicos. Este parámetro se determina evaporando una muestra de agua a 103-105 °C hasta lograr un peso constante del residuo seco. La cantidad total de residuo no evaporado se expresa en miligramos de materia seca (SST) por litro de agua residual.

Los sólidos suspendidos totales (SST) se determinan filtrando una muestra de agua, secando el material retenido en el filtro a 103-105 °C hasta un peso constante y, determinando la masa del residuo conservado en el filtro. Los sólidos disueltos totales (SDT) corresponden a la cantidad de sólidos, en peso seco, que atraviesan el filtro. Para este proceso de separación se emplea un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C), con un tamaño nominal de poro de 1.2 micrómetros, aunque también puede emplearse un filtro de membrana de policarbonato.

Cada una de las categorías de sólidos mencionadas puede ser, a su vez, dividida en función de su volatilidad a 550±50 °C. A esta temperatura, la fracción orgánica se quemará y se desprenderá en forma de gases, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. Por lo tanto el material que se conserve representará a la materia inorgánica o sólidos totales fijos (STF) y sólidos suspendidos fijos (SSF). Por diferencia, se calculan los sólidos totales volátiles (STV) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV).

El análisis de sólidos volátiles se emplea para determinar la estabilidad biológica de los lodos de aguas residuales. En la figura MC.2.1 se ejemplifica la clasificación de los sólidos en aguas residuales.

Los sólidos sedimentables se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (Cono Imhoff) en el transcurso de sesenta minutos. Los sólidos sedimentables se expresan en unidades de mililitro por litro (ml/l) y constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodo que se obtendrá en la sedimentación primaria del agua residual (Metcalf y Eddy, 1996).

MC.2.1.1.2 Olores

Los olores se deben a los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. El olor característico del agua residual séptica se debe al sulfuro de hidrógeno que se produce al reducirse los sulfatos a sulfitos por acción de microorganismos anaerobios. Las aguas residuales industriales pueden contener compuestos olorosos o compuestos con tendencia a producir olores durante los diferentes procesos de tratamiento.

Tabla MC.2.1 Análisis físicos empleados para determinar las impurezas en el agua residual

Prueba	Abreviación	Uso
Turbiedad	UTN	Para asegurar la calidad del agua
Sólidos		
Sólidos totales	ST	Para asegurar el reúso potencial de un agua residual y para determinar los procesos empleados para su tratamiento; la prueba de SDT prevé la disponibilidad de una fuente de agua para uso público, industrial y agrícola.
Sólidos totales volátiles	STV	
Sólidos suspendidos fijos	SSF	
Sólidos suspendidos volátiles	SSV	
Sólidos disueltos totales (ST-SS)	SDT	
Sólidos sedimentables	SSe	
Color	Varios tonos de luz amarilla. Luz café, gris y negro	Para determinar la presencia de agentes coloridos sintéticos y naturales del agua. Define la condición del agua residual (fresca o séptica).
Olor	LMCO (Límite mínimo de la concentración de olor detectado)	Determina si el nivel de olor puede ser un problema.
Temperatura	°C	Para diseñar los procesos de tratamiento; determina la concentración de saturación de los gases y la actividad microbiana.

MC.2.1.1.3 Temperatura

La temperatura del agua residual comúnmente es más elevada que la del agua de suministro, debido principalmente a la descarga de agua caliente procedente de las aguas residuales municipales e industriales.

La temperatura del agua es un parámetro muy importante dada su influencia, tanto sobre el desarrollo de la vida acuática como sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción. Por otro lado, el oxígeno es menos soluble en agua caliente. El aumento en la *velocidad de reacción química que produce un aumento de temperatura*, combinado con la reducción del oxígeno presente en las aguas superficiales es causa frecuente de agotamiento de las concentraciones de oxígeno disuelto en los cuerpos receptores. Estos efectos aumentan cuando se vierten cantidades considerables de agua caliente a las aguas naturales receptoras. Es importante mencionar que un cambio brusco de temperatura puede conducir a un fuerte aumento en la mortalidad de la vida acuática. Además, las temperaturas anormalmente elevadas pueden dar lugar a una indeseada proliferación de plantas acuáticas y hongos.

La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se sitúa entre los 25 y 35°C. Los procesos de digestión aerobia y de nitrificación se detienen cuando se alcanzan los 50°C. A temperaturas de alrededor de 15°C, las bacterias productoras de metano cesan su actividad, mientras que las bacterias nitrificantes autótrofas dejan de actuar cuando la temperatura alcanza valores cercanos a los 5°C. Si se alcanzan temperaturas del orden de 2°C, incluso las bacterias quimioheterótrofas que actúan sobre la materia carbonosa dejan de actuar (Metcalf y Eddy, 1996).

MC.2.1.1.4 Turbiedad

La turbiedad, como medida de las propiedades de transmisión de la luz de un agua, es otro parámetro que se emplea para indicar la calidad del agua residual en relación con la materia coloidal y residual en suspensión. La medición de la turbiedad se realiza mediante la comparación entre la intensidad de la luz dispersa en la muestra y la intensidad registrada en una suspensión de referencia en las mismas condiciones (APHA, 1994).

Un alto grado de turbiedad puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección y estimular el desarrollo de bacterias. En consecuencia, en todos los casos en que se desinfecta el agua, la turbiedad debe ser escasa.

La turbiedad se determina en el laboratorio ya sea por medio de turbidímetros o por comparación visual mediante el empleo de patrones. Si sobrepasa las 5 UTN (unidades de turbiedad nefelométricas), suele ser perceptible y por consiguiente desagradable para los consumidores.

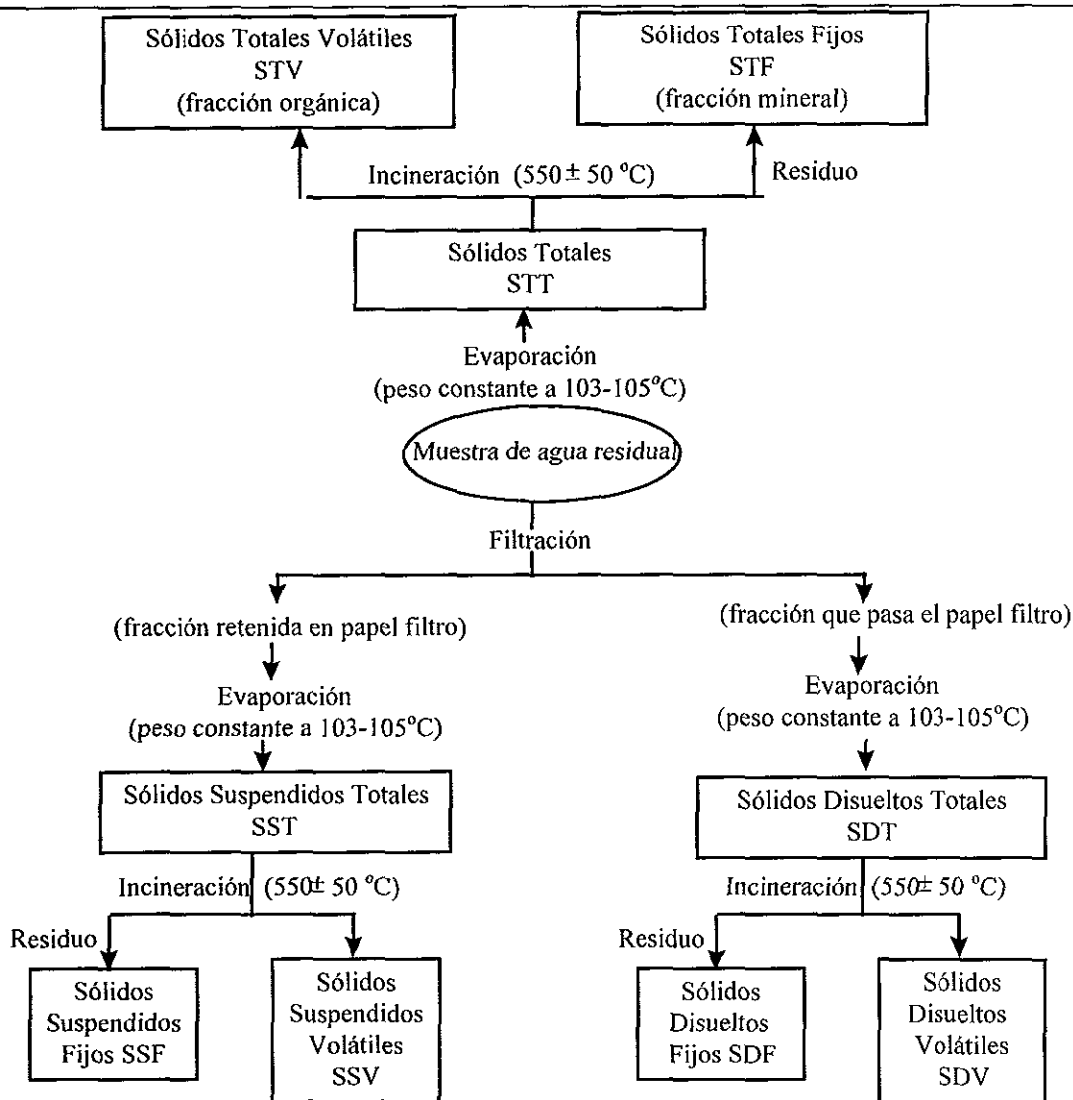


Figura MC.2.1 Clasificación de los sólidos en las aguas residuales

MC.2.1.2 Propiedades químicas

MC.2.1.2.1 Materia orgánica

Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con la presencia en determinados casos de nitrógeno. También pueden estar presentes otros elementos como hierro, azufre y fósforo. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas (40-60%), hidratos de carbono (25-50%) y grasas y aceites (10%). También contiene pequeñas cantidades de un gran número de moléculas orgánicas sintéticas, cuya estructura puede ser desde muy simple a extremadamente compleja (Metcal y Eddy, 1996).

Una gran diversidad de compuestos orgánicos son solubles en agua. Gran proporción de ellos proviene del proceso de transformación de sólidos orgánicos de origen natural o de

las actividades humanas, mientras que otra parte está compuesta por las sustancias orgánicas sintéticas que el hombre aporta en las aguas residuales. Los compuestos orgánicos disueltos en agua se dividen en dos grupos: biodegradables y no biodegradables.

MC.2.1.2.2 Materia orgánica biodegradable

Consiste de compuestos orgánicos que pueden ser utilizados como nutrientes por los microorganismos bajo condiciones adecuadas. En forma disuelta son producto de la descomposición microbiana de tejidos de plantas o animales arrastrados por las corrientes o las descargas de agua residual.

MC.2.1.2.3 Medición de la materia orgánica biodegradable (DBO)

La DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) es el parámetro de contaminación orgánica más ampliamente utilizado, aplicado tanto a aguas residuales como a aguas superficiales. La DBO mide la cantidad de oxígeno consumida durante las reacciones metabólicas responsables del tratamiento biológico de las aguas residuales. Es una medida de la cantidad de materia orgánica susceptible de ser eliminada por microorganismos.

La DBO se mide determinando el oxígeno consumido por los microorganismos en una muestra de agua residual contenida en una botella sin paso de aire, incubada en la oscuridad a 20°C por 5 días. La luz debe evitarse para prevenir crecimientos de algas que pueden producir oxígeno en la botella (APHA, 1994).

MC.2.1.2.4 Materia orgánica no biodegradable

Existen compuestos orgánicos cuya degradación biológica es tan lenta que se consideran no biodegradables, tal es el caso por ejemplo de aguas que contienen sustancias derivadas de la industria maderera. Existen algunas sustancias orgánicas que por su característica constructiva son resistentes al tratamiento biológico, un ejemplo son los detergentes. Los pesticidas y algunas descargas industriales específicas se consideran no biodegradables por ser tóxicos a los organismos.

Los compuestos orgánicos tales como los plaguicidas, herbicidas y otros productos químicos de uso agrícola, son tóxicos para la mayor parte de las formas de vida y, por lo tanto, constituyen contaminantes peligrosos de las aguas superficiales. Estos productos no son constituyentes comunes de las aguas residuales, si no que suelen incorporarse a las mismas, fundamentalmente como consecuencia de escurrimiento de parques, campos agrícolas, y tierras abandonadas.

MC.2.1.2.5 Medición del contenido total de materia orgánica (DQO)

Una forma más rápida que la DBO para obtener un valor indicativo del contenido de materia orgánica es realizando la prueba de la demanda química de oxígeno (DQO). En tres horas se puede obtener la cantidad de materia orgánica susceptible de oxidación en un medio ácido. Es decir, incluye la oxidación de la parte biodegradable medida mediante la DBO y además, la de aquella materia orgánica resistente que se considera no

biodegradable por no ser posible su eliminación en el tiempo y las condiciones dadas en un proceso biológico.

MC.2.1.2.6 Carbón orgánico total (COT)

Es un método para medir la materia orgánica presente en el agua, especialmente indicado para pequeñas concentraciones de materia orgánica. El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a alta temperatura o en un medio químicamente oxidante. El carbón orgánico se transforma a dióxido de carbono, el cual es cuantificado en un medidor infrarrojo.

MC.2.1.2.7 Materia inorgánica

Son varios los componentes inorgánicos de las aguas residuales y naturales que tienen importancia para la determinación y control de la calidad del agua. La concentración de las sustancias inorgánicas en el agua aumenta tanto por el contacto del agua con las diferentes formaciones geológicas, como por las aguas residuales, tratadas o sin tratar, que a ella se descargan (Metcalf y Eddy, 1996). Las aguas residuales, salvo el caso de determinados residuos industriales, no se tratan con el objetivo específico de eliminar los componentes inorgánicos que se incorporan durante el ciclo de uso. Puesto que la concentración de los diferentes constituyentes inorgánicos pueden afectar notablemente los usos del agua, conviene examinar la naturaleza de algunos de ellos, especialmente aquellos que han sido incorporados al agua durante su ciclo de uso.

MC.2.1.2.7.1 pH

La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra, se mide en la escala de pH, que en realidad mide la concentración de iones de hidrógeno presentes.

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

El pH de los sistemas acuosos puede medirse convenientemente con un pHmetro. Para el mismo procedimiento de medición también se emplean soluciones indicadoras y papeles de pH que cambian de color a determinados valores de pH. El color de la solución o del papel se compara entonces con el color de series normalizadas.

MC.2.1.2.7.2 Alcalinidad

Es la capacidad del agua para neutralizar ácidos. La alcalinidad de un agua residual se debe a la presencia de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-) de elementos como calcio, magnesio, sodio, potasio o amoníaco. La alcalinidad se determina por titulación con un ácido normalizado, expresándose los resultados en carbonato de calcio, CaCO_3 . La concentración de alcalinidad en un agua residual es importante en

aquellos casos en los que se empleen tratamientos químicos y en la eliminación biológica de nutrientes.

MC.2.1.2.7.3 Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento importante ya que las relaciones biológicas sólo pueden efectuarse en presencia de suficiente nitrógeno. El contenido total en nitrógeno está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato.

El nitrógeno orgánico existe en la forma de proteínas, aminoácidos y urea. El contenido de nitrógeno orgánico se determina con el método Kjeldahl. Se hace ebullición la muestra acuosa con el objeto de eliminar el amoníaco, para dar paso al proceso de digestión en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco.

El nitrógeno amoniacal se encuentra en solución acuosa, bien en forma de ion amonio o como amoníaco, en función del pH de la solución, de acuerdo con la siguiente ecuación de equilibrio:



A niveles de pH superiores a 7, el equilibrio se desplaza hacia la izquierda, mientras que el ion amonio predomina a valores de pH menores de 7.

El amoníaco se determina elevando el pH, destilando el amoníaco con el vapor producido cuando se hierve la muestra y condensando el vapor que absorbe el amoníaco gaseoso. La medida se lleva a cabo colorimétricamente o mediante conjuntos ion-electrodo específicos.

El nitrógeno del nitrito, cuya determinación se realiza colorimétricamente, es relativamente inestable y fácilmente oxidable a la forma de nitrato. Es un indicador de la contaminación anterior al proceso de estabilización y raramente excede la cantidad de 1mg/l en el agua residual, y 0.1mg/l en el caso de aguas subterráneas y superficiales (Metcalf y Eddy, 1996). A pesar de que se presenta en concentraciones pequeñas, los nitritos tienen gran importancia en el estudio de las aguas residuales y contaminación de aguas, dada su gran toxicidad para gran parte de la fauna pisícola y demás especies acuáticas. Aunado a lo anterior, los nitritos presentes en los efluentes de aguas residuales se oxidan por adición de cloro, lo cual aumenta la cantidad de cloro a dosificar y por lo tanto el costo de la desinfección.

El nitrógeno del nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en las aguas residuales. La concentración de nitratos en efluentes de aguas residuales puede variar entre 0 y 20mg/l en forma de nitrógeno (N), con valores típicos entre 15 y 20mg/l (WEF, 1992). La concentración de los nitratos es importante cuando el efluente secundario es utilizado para la recarga de agua subterránea, dadas sus graves y, ocasionalmente, fatales consecuencias sobre los niños (U.S. EPA, 1976).

MC.2.1.2.7.4 Fósforo

El fósforo se requiere para la reproducción y síntesis de nuevos tejidos celulares y su presencia es necesaria para el tratamiento biológico. El agua residual doméstica es relativamente rica en fósforo (como fosfatos), debido a su alto contenido de desechos humanos y detergentes sintéticos, por lo que su concentración es la necesaria para llevar a cabo el tratamiento biológico.

Las formas más frecuentes en las que se presenta el fósforo en soluciones acuosas incluyen el ortofosfato, el polifosfato y los fosfatos orgánicos. Los ortofosfatos como el PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- y H_3PO_4 , están disponibles para el metabolismo biológico sin que sea precisa una ruptura posterior. Los ortofosfatos incluyen las moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y, en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. La hidrólisis de los polifosfatos, proceso en el que se recuperan sus formas como ortofosfatos, tiene lugar en soluciones acuosas. Sin embargo, esta hidrólisis es un proceso bastante lento. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos, pero puede ser un componente importante en los efluentes industriales y lodos de aguas residuales domésticas.

MC.2.1.2.7.5 Cloruro

Los cloruros son responsables del sabor salobre en el agua, son indicadores de posible contaminación del agua residual debido al contenido de cloruro de amoníaco presente en la orina. En el agua potable el sabor del Cl^- se hace presente con 250-500mg/l, aunque una concentración hasta de 1500mg/l es poco probable que sea dañina para consumidores en buen estado de salud (WEF, 1992).

MC.2.1.2.7.6 Metales pesados

Como constituyentes importantes de muchas aguas también se encuentran cantidades, a nivel de traza, de muchos metales. Entre ellos destacan el níquel (Ni), el manganeso (Mn), el plomo (Pb), el cromo (Cr), el cadmio (Cd), el zinc (Zn), el cobre (Cu), el hierro (Fe) y el mercurio (Hg). Algunos de ellos son imprescindibles para el desarrollo normal de la vida biológica, y la ausencia de cantidades suficientes de ellos podría limitar el crecimiento de las algas, por ejemplo. Debido a su toxicidad, la presencia de cualquiera de ellos en cantidades excesivas interferirá con los usos del agua. Por lo tanto, es conveniente medir y controlar la concentración de estas sustancias. Para determinar dicha concentración se utilizan métodos instrumentales entre los que destacan la polarografía y la espectroscopía de absorción atómica.

MC.2.1.2.7.7 Gases

Los gases que con mayor frecuencia se encuentran en las aguas residuales crudas son el nitrógeno (N_2), el oxígeno (O_2), el dióxido de carbono (CO_2), el sulfuro de hidrógeno (H_2S), el amoníaco (NH_3) y el metano (CH_4). Los tres primeros son gases presentes en la atmósfera, y se encuentran en todas las aguas en contacto con la misma. Los tres últimos proceden de la descomposición de la materia orgánica presente en las aguas residuales.

MC.2.1.3 Propiedades biológicas

Las características biológicas de las aguas residuales se relacionan principalmente con la población residente de microorganismos y su impacto directo en la calidad del agua. El mayor impacto es la transmisión de enfermedades por organismos patógenos presentes en el agua, además del desarrollo de sabor y olor en las aguas superficiales y subterráneas, de la corrosión y bio-impurezas que afectan la transferencia de calor en la superficie en los sistemas de enfriamiento. Por esta razón, es necesario conocer los principios básicos de la microbiología y así comprender cómo participan los microorganismos en el control de la calidad del agua.

MC.2.1.3.1 Microorganismos

Por definición, los microorganismos son seres vivos muy pequeños que no pueden ser vistos a simple vista, quedando comprendidos en esta categoría un gran número de organismos acuáticos. Los principales grupos de microorganismos presentes en el agua se clasifican como protistas, plantas y animales (tabla MC.2.2).

Tabla MC.2.2 Clasificación de los microorganismos de interés en el agua residual

Reino	Miembros representativos	Clasificación de las células
Animal	Crustáceos Lombrices	Células eucariontes (el núcleo posee una membrana nuclear bien definida)
Plantas *	Plantas acuáticas Plantas de semilla Helechos Musgo	
Protista superior	Rotíferos Protozoarios Algas Hongos (mohos y levaduras)	
Protista inferior **	Algas verde-azules Bacterias	
*Multicelular con diferencias en el tejido		
**Uni o multicelular sin diferencias de tejido		

Los procariontes son estructuras celulares simples y pequeñas (< 10 µm) con núcleo primitivo de un sólo cromosoma circular, sin membrana nuclear. Su reproducción normalmente es por fisión binaria. Dentro de este grupo están las bacterias, los actinomicetos y las algas verde-azules (Woese, 1981).

Los eucariotas son células más grandes (> 20 µm) con una estructura más compleja y un núcleo verdadero que contiene varios cromosomas con membrana nuclear. Su

reproducción puede ser asexual o sexual y tienen ciclos de vida muy complejos. En esta clase de microorganismos se incluyen los hongos, la mayoría de las algas y los protozoarios.

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

MC.2.1.3.2 Organismos patógenos

Los patógenos que se encuentran en las aguas residuales proceden comúnmente, de desechos de humanos que están infectados o que son portadores de una determinada enfermedad. Los organismos patógenos principales son las bacterias, los virus, los protozoarios y el grupo de los helmintos (U.S. EPA, 1985). Las bacterias que son excretadas por el hombre causan enfermedades del aparato intestinal como la fiebre tifoidea y paratifoidea, la disentería, diarreas y cólera.

Los patógenos en el agua residual están asociados con los sólidos insolubles. El tratamiento primario concentra estos sólidos en el lodo, por lo que los lodos primarios contienen una densidad de patógenos más alta que el agua residual.

Los procesos de tratamiento biológico del agua residual como lagunas, filtros percoladores y lodos activados reducen notablemente el número de patógenos presentes en el agua (U.S. EPA, 1989). Sin embargo, los lodos biológicos también contienen altos niveles de patógenos que ponen en peligro la salud pública y el ambiente. En la tabla MC.2.3 se mencionan los principales patógenos presentes en el agua residual.

MC.2.1.3.3 Determinación de organismos coliformes

El grupo de los coliformes consiste de varios géneros de bacterias, agrupándose éstos en una clasificación denominada enterobacterias.

Los ensayos empleados para determinar la presencia de organismos coliformes son el método de fermentación en tubo múltiple y el método de filtro de membrana. El primero se utiliza para la determinación de coliformes totales y consta de tres fases: el ensayo de presunción, ensayo de confirmación y el ensayo completo.

El ensayo de presunción se basa en la capacidad de los coliformes para fermentar lactosa en medio fluido, proceso que genera gases. La prueba de confirmación consiste en cultivar las bacterias coliformes del ensayo de presunción en un medio que imposibilite el desarrollo y crecimiento de otros microorganismos. Finalmente, el ensayo completo se basa en la capacidad de los cultivos de la fase anterior para volver a fermentar la lactosa. El método de filtro de membrana se utiliza para la determinación del número de organismos coliformes presentes en el agua. La determinación se lleva a cabo haciendo pasar un volumen de agua conocido de la muestra de agua a través de un filtro de membrana con poros de tamaño muy pequeño (0.45 μm). Debido a que el tamaño de las bacterias es mayor que el del poro del filtro, éstas quedan retenidas en el filtro, posteriormente, éstas se ponen en contacto con un agar que contiene los elementos nutritivos necesarios para su crecimiento. Después de un proceso de incubación, las

colonias de coliformes son suficientemente grandes para ser contadas y determinar la concentración de las mismas en la muestra original (APHA, 1994).

Tabla MC.2.3 Principales organismos patógenos presentes en lodos y aguas residuales (U.S. EPA, 1989)

Organismo	Enfermedad
Bacterias	
Salmonella sp.	Salmonelosis (comida contaminada). Fiebre tifoidea.
Shigella sp.	Disenteria bacilar
Yersinia sp.	Gastroenteritis aguda (incluyendo diarrea, dolor abdominal)
Vibrio cholerae	Cólera
Campylobacter jejuni	Gastroenteritis
Escherichia coli	Gastroenteritis
Virus	
Virus hepatitis A	Infección de hepatitis
Virus Norwalk	Gastroenteritis epidémica con severa diarrea
Rotavirus	Gastroenteritis aguda con severas diarreas
Poliovirus	Poliomelitis
Coxsacovirus	Meningitis, neumonía, hepatitis, fiebre, etc.
Retrovirus	Infecciones respiratorias, gastroenteritis.
Protozoarios	
Cryptosporidium	Gastroenteritis
Entamoeba histolytica	Enteritis aguada
Giardia lamblia	Giardiasis (incluyendo diarrea, calambres abdominales, pérdida de peso)
Balantidium coli	Diarrea y disenteria
Toxoplasma gondii	Toxoplasmosis
Helmintos	
Ascaris lumbricoides	Problemas digestivos y de nutrición, dolor abdominal, vómito insomnio
Ascaris suum	Produce síntomas como tos, dolor de pecho y fiebre. Dolor abdominal, diarrea, anemia, pérdida de peso
Trichuris trichiura	Fiebre, dolor abdominal, dolor muscular, síntomas neurológicos
Toxocara canis	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolor abdominal, trastornos digestivos
Taenia saginata	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolor abdominal, trastornos digestivos.
Taenia solium	Teniasis
Necator americanus	Anquilostomiasis
Hymenolepis nana	Hymenolipiasis

MC.2.2 Pretratamiento

El primer paso en el tren de tratamiento del agua residual, denominado pretratamiento, consiste en la separación de los sólidos gruesos. El procedimiento más habitual se basa en hacer pasar el agua residual cruda a través de rejillas o tamices.

MC.2.2.1 Cribado

El cribado es un método que elimina los contaminantes más voluminosos o material visible del agua residual. Las cribas se clasifican en función del tamaño de la partícula removida, como finas o gruesas. El cribado sirve como instrumento de protección del equipo electromecánico.

En algunas plantas de tratamiento, el cribado de gruesos se utiliza, generalmente, para remover o reducir el tamaño de los sólidos o basuras, los cuales al transportarse con la corriente de agua residual pueden interferir en la operación del equipo de la planta como bombas o válvulas, aireadores mecánicos y filtros biológicos, afectando la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento. El cribado de gruesos se obtiene mediante cribadores de barras (rejillas), desmezuradores y mallas metálicas (Ramos y Vega, 1993).

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.

MC.2.2.2 Cribado de gruesos

MC.2.2.2.1 Rejillas

Su principal función, junto con un sistema de colección, es prevenir que troncos, madera, tocones u otros objetos voluminosos entren a la planta de tratamiento.

Una unidad de rejillas consiste de barras de acero verticales o inclinadas espaciadas a intervalos iguales, situadas perpendicularmente al canal a través del cual fluye el agua residual. La abertura de las barras se define en función del tipo de basura presente en el flujo. Se consideran aberturas relativamente grandes entre 50 y 150 milímetros.

La limpieza de las rejillas puede ser manual o mecánica. Las rejillas de limpieza mecánica tienen inclinaciones de 45 a 90 grados con respecto a la horizontal mientras que las de limpieza manual varían de 30 a 75 grados. Para estas últimas, la inclinación facilita la limpieza y reduce la tendencia a obstrucciones (Metcalf y Eddy, 1996).

MC.2.2.2.2 Desmezuradores

El uso de estos aparatos acondiciona a la materia orgánica biodegradable para su posterior tratamiento. Los desmezuradores se instalan en la corriente del agua residual para cortar el material de 6 a 19 mm, sin que éste sea eliminado del flujo. Los sólidos de los desmezuradores y trituradores pueden generar depósitos en los tanques de digestión u obstrucciones en los difusores de aire.

MC.2.2.2.3 Mallas metálicas

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

MC.2.2.3 *Cribado de finos*

La abertura de las cribas para sólidos finos varía de 2.3 a 6.0 mm. Sin embargo, actualmente aberturas menores de 2.3 mm son utilizadas para el pretratamiento y/o tratamiento primario. Los cribadores con tambores giratorios ayudan a incrementar la eficiencia de remoción en las plantas de tratamiento secundarias. El plato perforado y las barras de espacio cerrado, normalmente, tienen aberturas mayores a 0.02 mm. Las mallas metálicas, al igual que en los cribadores de gruesos, se emplean cuando se requiere un tamizado muy fino. Los cribadores de finos se clasifican en fijos y móviles (Nalco, 1992).

MC.2.2.3.1 Cribadores fijos

La aplicación de los tamices estáticos en el tratamiento del agua residual municipal reduce la DBO y los sólidos sedimentables de 20 a 35 por ciento. De esta forma, el uso de estos cribadores es común para el pretratamiento; considerándose en algunos casos como un tratamiento primario. Se emplean platos perforados, mallas metálicas o rejillas de pequeña abertura.

MC. 2.2.3.2 Cribadores móviles

Se utilizan para el pulimento de los efluentes provenientes del tratamiento secundario y lagunas aireadas. Asimismo, se emplean para proteger el equipo mecánico, así como para tratar un agua residual proveniente de un sistema de alcantarillado combinado. Los cribadores móviles son tamices de limpieza continua. El filtro consiste de un cilindro rotatorio que tiene una malla adherida al área superficial de un tambor. Se han alcanzado remociones de sólidos suspendidos presentes en un efluente secundario de 57 a 89 por ciento con tamices de 0.20 mm y de 55 a 73 por ciento con tamiz de 0.035 mm.

MC.2.2.4 *Cantidad, calidad y manejo del material cribado*

El volumen del material cribado varía de acuerdo al sitio en el cual se localiza la planta de tratamiento de aguas residuales. La cantidad de residuos depende de la abertura del tamiz, del flujo de agua residual, del tipo de sistema de colección y de las características de disgregación del material presente.

De las variables que afectan la cantidad de residuos obtenidos, la de mayor importancia es la abertura del tamiz. Para claros de 25 a 50 mm, el volumen eliminado de material cribado por unidad de flujo o por persona es aproximadamente proporcional al tamaño de la abertura. En el caso de sistemas de drenaje combinados, la variación en la cantidad de material eliminado es muy grande a causa de los periodos de sequía y lluvia durante el año.

La composición y el volumen son las variables a considerar para la disposición del material cribado. Éste presenta una gran cantidad de material orgánico, el cual puede provenir de las plantas o animales. Una porción del material en los residuos es fácilmente degradada, mientras otra resiste a la descomposición bacteriana.

Aunque la materia fecal es el principal componente del material cribado, no es el único constituyente. De los materiales que mayor inquietud generan durante el cribado son los trapos o lazos provenientes de las casas.

El material cribado contiene cerca del 80 por ciento de humedad y pesa aproximadamente 960 kg/m^3 . En el caso de que los residuos provengan de tamices finos, el contenido de humedad puede ser mayor del 80 por ciento (Ramos y Vega, 1993).

El diseño de las plantas de tratamiento de agua residual no es completo si no se prevé el manejo del material cribado, incluyendo su disposición final, de acuerdo con las regulaciones para aire, agua y suelo. Las etapas más comúnmente empleadas, solas o combinadas, son trituración, disgregación, digestión anaerobia, incineración y entierro.

MC.2.3 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es uno de los procesos que primeramente se emplearon en la estabilización de lodos. En este proceso se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. Su principal aplicación ha sido, y sigue siendo hoy en día, la estabilización de lodos de purga producidos en el tratamiento del agua residual municipal y de determinados residuos industriales; sin embargo, recientemente se ha demostrado que los residuos orgánicos diluidos también se pueden tratar por vía anaerobia en forma económica.

En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica contenida en los lodos primarios y biológicos se convierte, bajo condiciones anaerobias, en metano (CH_4) y bióxido de carbono (CO_2). El proceso se lleva a cabo en un reactor cerrado en donde los lodos se introducen de forma continua o intermitente, y permanecen en su interior durante cierto tiempo. El lodo estabilizado que se extrae del proceso tiene un menor contenido de materia orgánica y patógenos, y no es propenso a la putrefacción (Noyola, 1998).

Las principales tecnologías utilizadas para la remoción de materia orgánica vía digestión anaerobia se agrupan en dos tipos: los reactores anaerobios de baja tasa (o de primera generación) y los de alta tasa (o de segunda y tercera generación); estos últimos están fundamentalmente dirigidos al tratamiento de efluentes líquidos. En el caso del tratamiento de lodos, la figura MC.2.3.1 muestra las dos variantes.

MC.2.3.1 Reactores anaerobios de baja tasa

En este tipo de reactores, los procesos se realizan generalmente sin agitación, con altos tiempos de retención hidráulica, operados en régimen semicontinuo y por lotes (batch). Los reactores de baja tasa utilizados más frecuentemente para tratar efluentes líquidos son la fosa séptica y el tanque Imhoff.

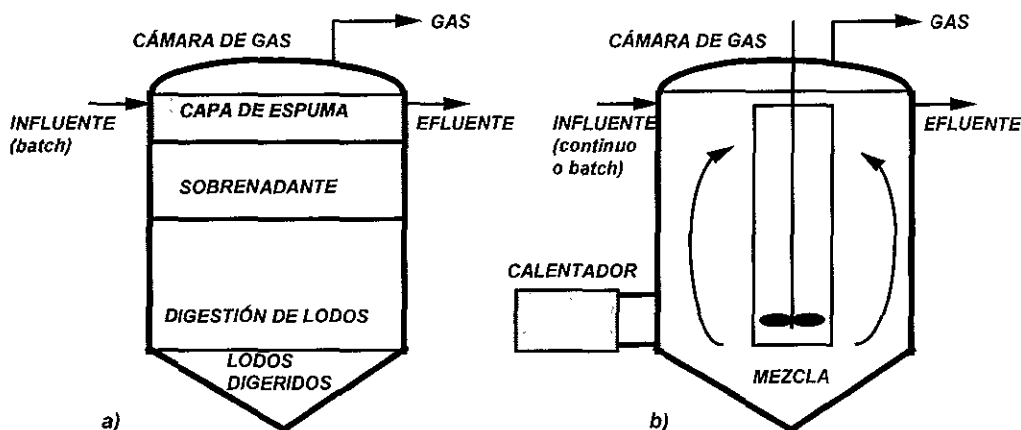
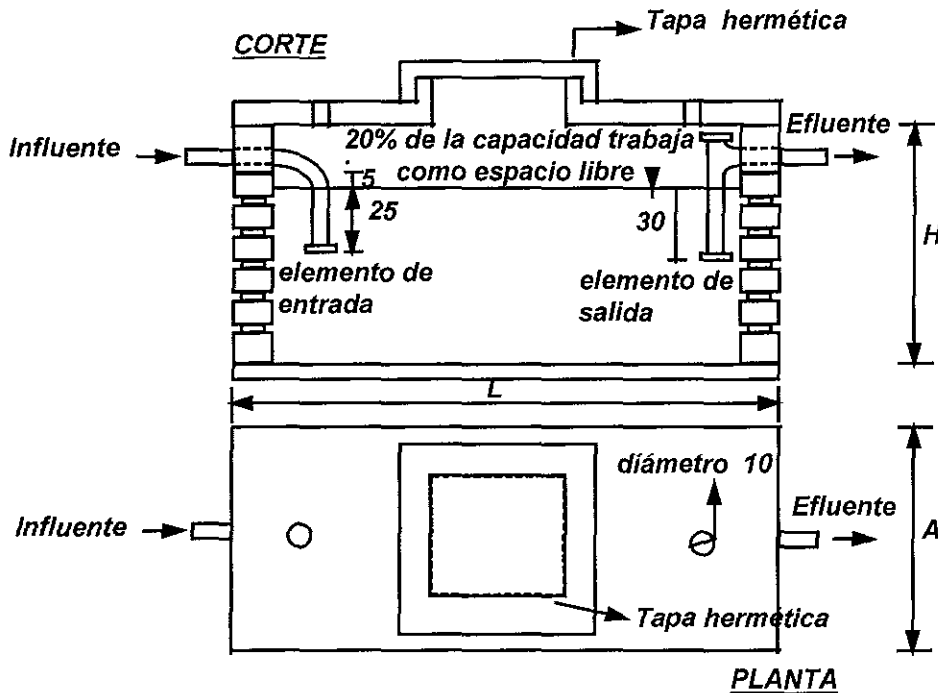


Figura MC.2.3.1 Reactor anaerobio de baja tasa (a) y reactor anaerobio de alta tasa (b) para la digestión de lodos (Metcalf y Eddy, 1996)

MC.2.3.1.1 Fosas sépticas: ventajas y desventajas

La acción séptica es un proceso biológico natural en el que las bacterias, transforman en ausencia de oxígeno las sustancias orgánicas a formas menos complejas, de tal forma que algunos sólidos se disuelven y se desprenden gases, que contienen principalmente anhídrido carbónico, metano y en menor medida ácido sulfhídrico. La principal ventaja de la acción séptica, en el tratamiento de las aguas residuales, es la cantidad relativamente pequeña de lodos que hay que manejar, en comparación con los que se producen en los procesos de sedimentación simple.

Una fosa séptica es un tanque horizontal, de escurrimiento continuo, de un sólo piso, a través del cual se dejan fluir las aguas residuales lentamente, para permitir que la materia sedimentable se precipite al fondo, donde queda retenida hasta que se establece la descomposición anaerobia, lo que resulta en que una parte de la materia orgánica en suspensión pasa de la forma sólida a la líquida o gaseosa y con ello se reduce la cantidad de lodo que es necesario eliminar posteriormente. Una fosa séptica convencional es capaz de proporcionar eficiencias de remoción de DBO_5 entre el 40% y el 60% (WEF, 1992). En la figura MC.2.3.2 se presenta el esquema de una fosa séptica convencional, mientras que en la tabla MC.2.3.1 se definen las capacidades recomendadas para las fosas sépticas.



Las medidas mostradas en la figura son mínimas en cm.

Figura MC.2.3.2 Fosa séptica convencional (Canter y Knox, 1985)

**Tabla MC.2.3.1 Capacidades recomendadas para fosas sépticas
(Canter y Knox, 1985)**

Dormitorios	No. máximo de personas	Capacidad del tanque (l)	Longitud L (m)	ancho H (m)	altura A (m)
2 o menos	4	1893	1.83	0.91	1.22
3	6	2271	2.13	0.91	1.22
4	8	2839	2.29	1.07	1.22
5	10	3407	2.59	1.07	1.22
6	12	4164	2.59	1.22	1.37
7	14	4542	2.74	1.22	1.37
8	16	5678	3.05	1.37	1.37

Durante el funcionamiento, el agua fluye al interior de la cámara a través del orificio de entrada situado en la parte central de la pared de la misma. Al entrar el influente al tanque, los sólidos más pesados sedimentan en el fondo formando una capa de lodo; los sólidos más livianos permanecen en la superficie del agua en donde en combinación con el biogás generado forman una capa de nata y espuma.

Una porción considerable de los lodos sedimentados se hidroliza por medio del proceso de digestión anaerobia y se convierte a compuestos y gases tales como CO₂, CH₄ y H₂S mismos que acarrean partículas a la superficie incorporándolas a la capa de espuma. Posteriormente, la digestión en dicha capa hará que estas partículas vuelvan a sedimentarse. Este último proceso se retardará considerablemente si hay un exceso de grasa en la capa de espuma. A pesar de que en las fosas sépticas se genera sulfuro de hidrógeno (H₂S), normalmente no se producen problemas de olores debido a que el sulfuro de hidrógeno se combina con los metales presentes en los sólidos sedimentados dando lugar a sulfuros metálicos insolubles, principalmente con el hierro. Finalmente, el líquido clarificado entre la capa de espuma y la capa de lodo, será el efluente de la fosa, el cual se evacuará por un dispositivo que impida la salida directa de espuma o de lodo del tanque (Alth, 1992).

A pesar de que la descomposición anaerobia reduce permanentemente el volumen de materia sólida acumulada en el fondo del tanque, siempre existe una acumulación neta de lodo. Por otro lado, la capa de espuma puede aumentar de grosor con el tiempo. Estos materiales se deberán extraer de forma periódica para evitar la reducción del volumen y de la capacidad efectiva provocada por la acumulación de espumas y lodo a largo plazo. Esta acción se realiza normalmente cada 1 a 4 años, en función del volumen de la fosa y la carga que recibe. Sin embargo Philip *et al*; (1993) mencionan que en una fosa séptica el proceso de metanogénesis solamente ocurre de manera efectiva después de dos años de operación, por lo que recomiendan que la extracción del lodo no se realice antes de este tiempo. En un estudio realizado con 33 sistemas sépticos obtuvieron que la frecuencia de extracción de lodos podría ser al menos cada cinco años, correspondiendo a una tasa de acumulación de lodo de 0.2 l / usuario / día.

Las fosas sépticas pueden estar compuestas de uno o varios compartimientos; en la actualidad se ha observado que los tanques de compartimientos múltiples (hasta 3)

vierten un agua tratada de mejor calidad que los convencionales (Brandes, 1978). En las figuras MC.2.3.2 y MC.2.3.3, se muestran los esquemas de una fosa séptica convencional y una fosa séptica de doble cámara respectivamente.

En el primer compartimiento hay una mezcla del agua residual, lodo y espuma producida por la turbulencia del influente y el proceso de digestión, en este compartimiento se realiza la sedimentación de la materia más densa y se deposita en el fondo en forma de lodo. En el segundo se recibe el efluente clarificado del primero con una turbulencia menor que permite la sedimentación de los sólidos menos densos, mejorando la eficiencia en el funcionamiento del sistema.

Los sólidos retenidos en la cámara séptica sufren una descomposición anaerobia debido a la acción de bacterias y hongos, el resultado más importante de este proceso es una considerable reducción en el volumen de los sedimentos, lo que permite que la cámara funcione por periodos de uno a cuatro años antes de que sea necesario limpiarla (Canter y Knox, 1985).

Ventajas y desventajas de las fosas sépticas

De acuerdo con Canter y Knox (1985), el uso de fosas sépticas presenta las siguientes ventajas:

- Requieren de un mantenimiento mínimo, siendo necesario desalojar los lodos en intervalos de tres a cinco años.
- Su costo es muy bajo en comparación con otras alternativas de tratamiento.
- El uso de energía eléctrica es nulo.

Las desventajas de utilizar el tratamiento séptico son:

- Por las características de su efluente, el potencial de contaminación del agua subterránea es grande en suelos donde no existe la posibilidad de darle un postratamiento adecuado.
- Algunos productos utilizados en la limpieza de los muebles sanitarios, pueden ocasionar problemas en su funcionamiento.
- Si bien su mantenimiento no necesita realizarse periódicamente, la falta total de éste puede hacer inútil el uso del sistema, al saturarse de lodo.

MC.2.3.1.2 Tanque Imhoff

El proceso de digestión anaerobia en un tanque Imhoff es similar al proceso que se produce en una fosa séptica; la diferencia radica en que el proceso Imhoff consiste en un tanque de dos pisos en el que la sedimentación se produce en el compartimiento superior y la digestión de los sólidos sedimentados en el inferior.

Como se puede observar en la figura MC.2.3.4, los sólidos pasan a través de una abertura situada en la parte inferior de la cámara de sedimentación al compartimiento inferior para su digestión sin calentamiento y sin mezclado. La acumulación de espuma se

produce en la cámara lateral de captación de gas y los gases producidos durante la digestión en el compartimiento inferior se evacuan a través del sistema de venteo.

La configuración de la abertura que comunica ambas cámaras impide el paso hacia la cámara de sedimentación de los gases generados en la digestión y de las partículas flotantes de lodo que ascienden desde la capa depositada en el fondo. Debido a que el influente no contiene partículas de lodo, el tanque Imhoff brinda una mejor calidad de agua tratada que la fosa séptica.

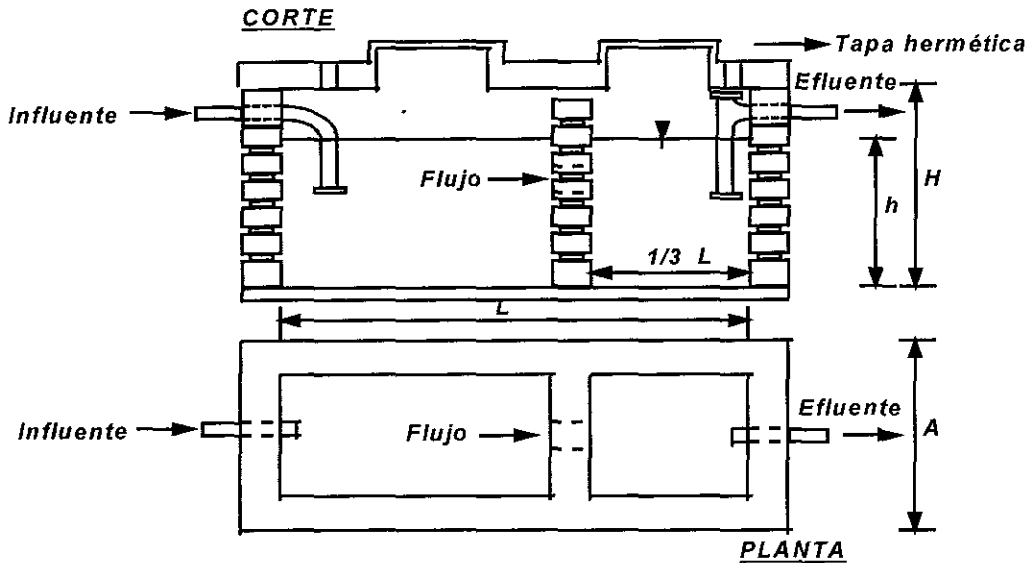


Figura MC.2.3.3 Esquema de una fosa séptica de doble compartimiento (Canter y Knox, 1985)

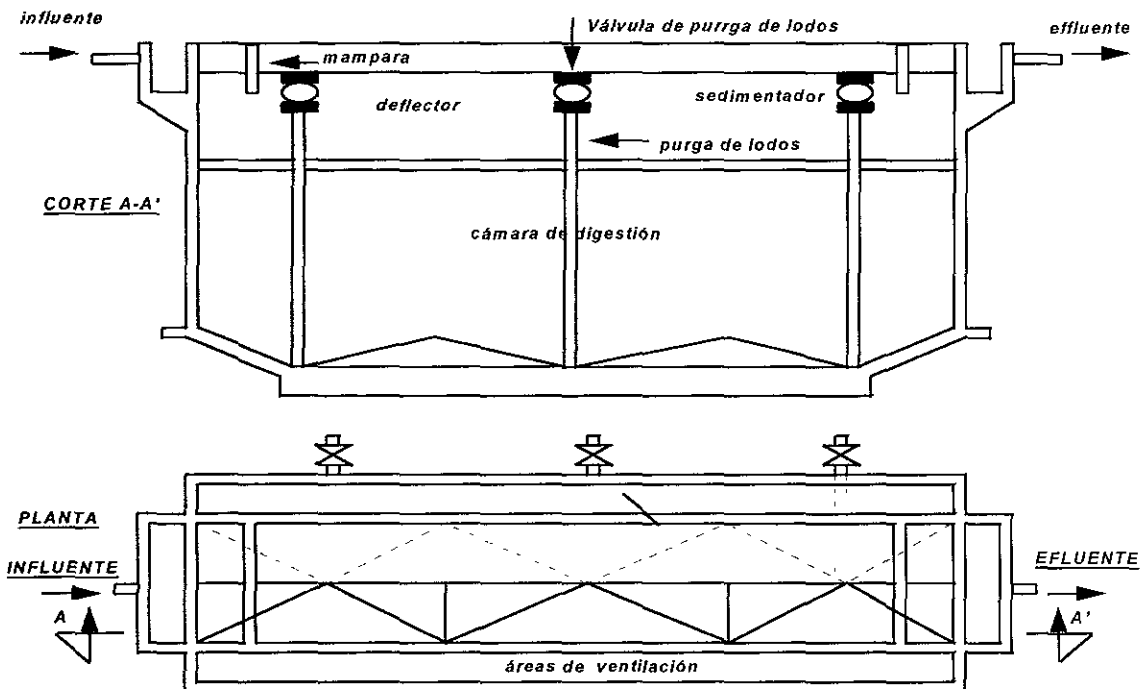


Figura MC.2.3.4 Tanque Imhoff (WEF, 1992)

MC.2.3.3 Reactores anaerobios de alta tasa

Los reactores de alta tasa pueden funcionar ya sea por medio de la formación de biomasa fija sobre un medio inerte o bien de biomasa sedimentada en forma de lecho de lodos. Una excepción es el proceso de contacto anaerobio, que utiliza biomasa suspendida en mezcla completa. Utilizan en ocasiones el calentamiento y requieren de tiempos de retención hidráulica menores. Entre las principales tecnologías de reactores de alta tasa se encuentran los de contacto anaerobio que es un reactor mezclado con recirculación de lodos, el reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos, el filtro anaerobio y el reactor de lecho expandido ó fluidizado (Speece, 1983).

MC.2.3.3.1 Proceso anaerobio de contacto

En el proceso anaerobio de contacto, que es un reactor de biomasa suspendida y agitada, el agua residual que se quiere tratar se mezcla con los sólidos del lodo recirculado y se introduce en un reactor en condiciones anaerobias. El contenido del reactor se mezcla completamente y, tras la digestión, la mezcla se separa en un clarificador; al sobrenadante del proceso, generalmente se le somete a un tratamiento posterior. El lodo anaerobio sedimentado, debido a las bajas tasas de producción, en la mayoría de los casos se recircula casi en su totalidad. La figura MC.2.3.5 presenta un esquema de este tipo de proceso anaerobio (Noyola, 1998a).

ESTA TESIS NO DEBE SALIR DE LA BIBLIOTECA

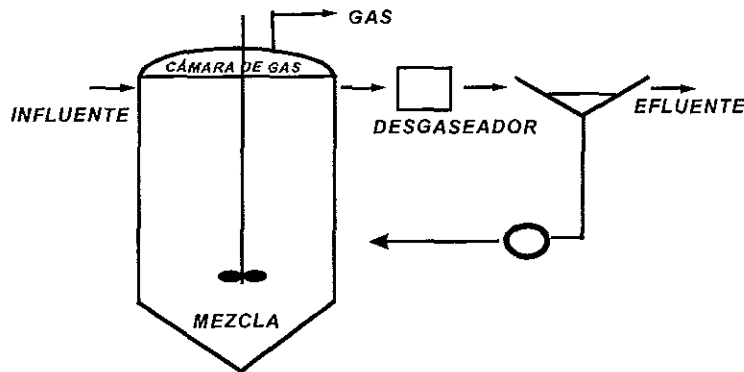


Figura MC.2.3.5 Reactor anaerobio de contacto (Metcalf y Eddy, 1996)

MC.2.3.3.2 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos

El desarrollo de este reactor, por su simplicidad, se ha difundido en varios países. Su gran ventaja consiste en que no requiere ningún tipo de soporte para retener la biomasa, lo que implica un ahorro importante. Su principio de funcionamiento se basa en la buena sedimentabilidad de la biomasa producida dentro del reactor, la cual se aglomera en forma de granos o pellets hasta de 5mm de diámetro. Estos granos cuentan además con una actividad metanogénica muy elevada, lo que explica los buenos resultados del proceso (Ramos y Vega, 1993).

En este proceso el agua residual se introduce al reactor por la parte inferior y fluye en sentido ascendente a través de un lecho de lodos. En la parte superior cuenta con un sistema de separación gas-líquido-sólido, el cual evita la salida de los sólidos

suspendidos en el efluente y favorece la evacuación del gas y la decantación de los flóculos que eventualmente llegan a la parte superior del reactor. Un punto importante en su diseño es la distribución de las entradas del agua residual, ya que una mala repartición puede provocar que ciertas zonas del lecho de lodos no sean alimentadas, desperdiciando así su actividad. Esto es particularmente cierto en el tratamiento de aguas residuales municipales, pues la limitada materia orgánica presente forma sólo pequeñas cantidades de biogás y por tanto la agitación del lecho, provocada por las burbujas, se ve reducida.

El punto débil del proceso consiste en la lentitud a la que se forman los granos, elemento indispensable del sistema. Esto puede ser solucionado mediante la inoculación importante con lodos adecuados (ver figura MC.2.3.6).



**Figura MC.2.3.6 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos
(Speece, 1983)**

MC.2.3.3.3 Filtro anaerobio

El filtro anaerobio es una columna rellena de diversos tipos de medios sólidos y se utiliza para el tratamiento de la materia orgánica contenida en el agua residual. El agua residual fluye en sentido ascendente o descendente, entrando en contacto con el medio sobre el que se desarrollan y fijan los microorganismos anaerobios degradadores de materia orgánica en forma de biopelícula (Noyola, 1998a). La figura MC.2.3.7 muestra un esquema del filtro anaerobio.

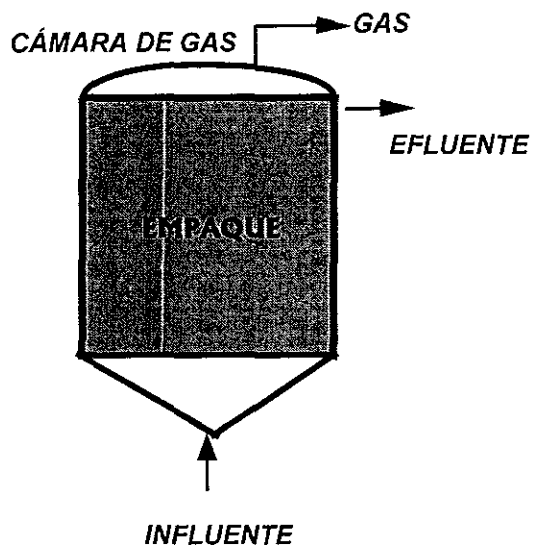


Figura MC.2.3.7 Filtro anaerobio de flujo ascendente

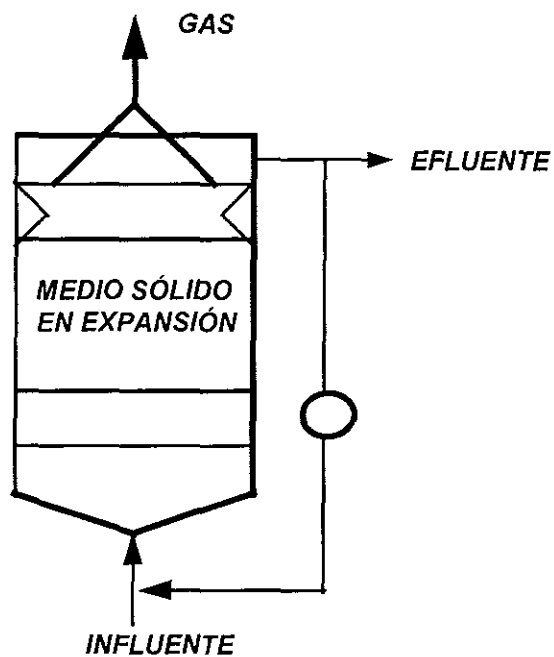


Figura MC.2.3.8 Reactor de lecho expandido o fluidificado

MC.2.3.3.4 Reactor de lecho expandido o fluidificado

En el proceso de lecho expandido (ver figura MC.2.3.8) el agua residual fluye de manera ascendente a través de un lecho de material adecuado como puede ser cerámica, PVC, poliéster, etc., el cual permite el desarrollo de una película fina de microorganismos anaerobios. El efluente se recircula para diluir el agua residual influente y mantener un caudal adecuado y una velocidad ascendente que asegure que el medio esté expandido.

MC.2.4 Procesos biológicos aerobios

Los procesos de tratamiento biológico se dividen en tres grupos: procesos aerobios, procesos anaerobios y procesos anóxicos. En este inciso se dará una descripción de los procesos aerobios.

Los procesos biológicos aerobios operan con biomasa suspendida o con película biológica. Los primeros incluyen el sistema de lodos activados y los reactores discontinuos con biomasa suspendida, mientras que la segunda clasificación está compuesta por los filtros percoladores, los reactores biológicos rotatorios y los filtros biológicos sumergidos.

MC.2.4.1 Sistemas de biomasa suspendida

En los sistemas de biomasa suspendida se tiene una concentración relativamente alta de microorganismos (biomasa), que convierten los componentes residuales orgánicos biodegradables y algunos inorgánicos en nuevas células y bioproductos, los cuales pueden ser removidos del sistema por sedimentación u otros medios físicos (Metcalf y Eddy, 1996).

En la figura MC.2.4.1 se presenta un esquema general del sistema. El agua residual y los sólidos del lodo biológico se combinan, mezclan y aerean en un reactor. Generalmente, el proceso opera con flujo continuo, pero también se puede operar como un proceso batch. El contenido del reactor, al que se refiere como "licor mezclado", consiste del agua residual en tratamiento, microorganismos y materia inerte, materia biodegradable y no-biodegradable coloidal y suspendida. La fracción de partículas en el licor mezclado se denomina "sólidos suspendidos en el licor mezclado" (SSLM).

Después de suficiente tiempo para las reacciones biológicas, el licor mezclado es transferido a un sedimentador o clarificador para lograr la separación por gravedad de los SSML del agua residual tratada. Éstos se recirculan al tanque de aireación para mantener la concentración de la población microbiana y continuar la degradación de los componentes del agua residual influente.

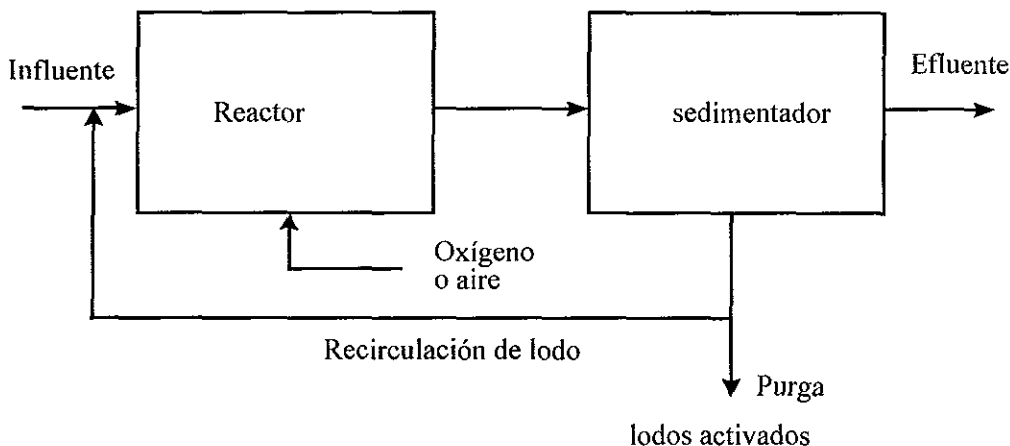


Figura MC.2.4.1 Diagrama de un proceso típico de lodos activados (WEF, 1992)

Un sistema básico de biomasa suspendida consiste de varios componentes interrelacionados:

- Un tanque de aireación o varios tanques diseñados para flujo mezclado o flujo intermitente y de un tamaño que proporcione un tiempo de retención hidráulico (*TRH*) variable, en función del diseño (de 3 a 24 horas).
- Una fuente de oxígeno en el tanque de aireación para mantener el sistema en condiciones aerobias.
- Un mezclador en el tanque de aireación para mantener los sólidos suspendidos del licor mezclado en suspensión.
- Un clarificador para separar los *SSLM* del agua tratada. En los SBR (secuencing batch reactor), el mezclado y la aireación se detienen por un tiempo para permitir que los *SSLM* sedimenten, por lo que este tipo de reactor evita un clarificador por separado. Este proceso se describirá más adelante.
- Un método de recolección de los sólidos suspendidos del licor mezclado sedimentados en el clarificador, y para su recirculación al tanque de aireación.
- Un medio para retirar el exceso de *SSLM* del sistema.

MC.2.4.1.1 Lodos activados

El principio básico del proceso de lodos activados consiste en poner en contacto el agua residual con una población microbiana mixta, en forma de suspensión floculenta en un sistema aerado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal se eliminan rápidamente de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen luego más lentamente por metabolismo microbiano, proceso conocido como "estabilización". En este proceso, parte del material nutriente se oxida a sustancias simples como el anhídrido carbónico (mineralización), y parte se convierte en una materia nueva celular microbiana (asimilación). Parte de la masa microbiana se descompone también de la misma manera, proceso denominado "respiración endógena". El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para la operación de los procesos de adsorción y de asimilación biológica.

Una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana floculenta conocida como "lodo", se separa del agua residual por asentamiento, por lo general, en recipientes separados, especialmente diseñados.

La etapa de separación se conoce también como "clarificación", "asentamiento" o "sedimentación". El sobrenadante de la etapa de separación resulta entonces el agua residual tratada y debe estar virtualmente libre de sólidos suspendidos. La mayor parte del lodo asentado en la etapa de separación se recircula a la etapa de aireación para mantener la concentración de los lodos en ese tanque al nivel necesario para un tratamiento efectivo y para que actúe como un inóculo microbiano. Parte de los lodos se extraen para su descarga. En un sistema balanceado, el lodo desechado representa la cantidad neta de masa microbiana producida por asimilación en la etapa de aireación y es efectivamente el concentrado de la contaminación eliminada del sistema.

La población microbiana normalmente se denomina organismos heterótrofos, ya que requieren de materia orgánica biodegradable para obtener energía y sintetizar nuevas células. Estos microorganismos incluyen bacterias, hongos y algunos protozoarios. Las bacterias autótrofas, incluyendo aquellas que oxidan el amonio a nitratos y nitritos, tienen la habilidad de usar el

material inorgánico para obtener energía y sintetizar nuevas células. En los sistemas de biomasa suspendida muchos protozoarios y todos los rotíferos son depredadores, que se alimentan de bacterias y mejoran la floculación y clarificación.

La concentración de los lodos se puede expresar como una concentración de sólidos en suspensión, de manera que la concentración en el tanque de aeración se menciona en términos del valor de los "sólidos suspendidos en el licor mezclado" (SSLM). Sin embargo algunos de los sólidos en suspensión pueden ser inorgánicos, y un parámetro más usual es el contenido del material orgánico presente, conocido como los "sólidos suspendidos volátiles" (SSV), como un indicador de la concentración microbiana. La concentración de los lodos en la etapa de aireación se expresa entonces como "sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado" (SSVLM). Esto indicará la cantidad de materia orgánica presente, pero no establece distinción entre el material bioquímicamente activo y el material inerte presente en los lodos. La proporción de SSV debida a los microorganismos activos dependerá de las condiciones de operación de la planta y de la cantidad de SSV en el agua residual influente. Los valores más altos de SSVLM están limitados por la capacidad de la etapa de sedimentación, pero son valores típicos de operación de 2 a 3 kg de sólidos de los lodos por metro cúbico (WEF, 1992).

El crecimiento floculante de los lodos es importante, en primer lugar para la adsorción y aglomeración de materias iónicas, coloidales y en suspensión presentes en las aguas residuales, y en segundo lugar para la rápida, eficiente y económica separación de los lodos procedentes de las aguas residuales tratadas.

MC.2.4.1.1.1 Problemas de los lodos

Los problemas más obvios que le ocurren a los lodos son los que afectan su separación de las aguas residuales tratadas. Por lo general, esto implica la capacidad de los lodos para asentarse rápidamente. Un patrón, desde hace mucho tiempo establecido, para medir la capacidad de asentamiento es el "índice del volumen de los lodos" (IVL), obtenido al permitir que una muestra de lodos se asiente en condiciones normadas. La proporción del volumen ocupado por el lodo asentado, comparado con el volumen total de la muestra, después de 30 minutos, se divide por el contenido de los sólidos en suspensión, para dar el IVL:

$$IVL = \frac{\text{Volumen de lodo asentado después de 30 minutos (ml)}}{\text{Contenido de los sólidos en suspensión en la muestra (g)}}$$

de manera que un alto valor de IVL indica un lodo con malas características de asentamiento.

MC.2.4.1.2 Reactores discontinuos con biomasa suspendida

El reactor de operación discontinua es un sistema de lodos activados cuyos objetivos iniciales no contemplaban la remoción de fósforo. Debido a sus características de operación, que generan condiciones apropiadas para la solubilización y captura de fósforo en exceso, una modificación al sistema original de llenado y vaciado de lodos permite la remoción de material carbonoso junto con la remoción de fósforo (González y González, 1994).

Además de la capacidad de remoción de carbono y fósforo, los reactores de operación discontinua pueden ser diseñados para eliminar también nitrógeno; esta flexibilidad para

cambiar las etapas en que se divide un ciclo de tratamiento permite lograr los diversos requerimientos de calidad del agua tratada (McWhorter, 1992; Palis e Irvine, 1985).

Este proceso es diferente porque regularización, aireación y sedimentación se realizan dentro de un solo tanque a lo largo de un cierto tiempo. En sistemas con flujo continuo, estas funciones se realizan en tanques separados, es decir es una secuencia de espacio y los volúmenes de tanque son fijos y no pueden ser divididos o redistribuidos fácilmente (Halmos, 1986; McWhorter, 1992; Irvine y Busch, 1979).

A continuación se mencionan algunas de las ventajas de los reactores de operación discontinua para el tratamiento de aguas residuales (Norcross, 1992; McWhorter, 1992):

- Presentan mayor flexibilidad para ajustar las condiciones de operación.
- Aceptan altas concentraciones de contaminantes permaneciendo estables bajo condiciones cambiantes de caudal y de concentración de contaminantes.
- Operan con mayor eficiencia de transferencia de oxígeno durante gran parte de la fase de aireación.
- Son capaces de producir lodo más sedimentable por su capacidad para inhibir el crecimiento de organismos filamentosos.
- No requieren de tanques de sedimentación.
- No necesitan los sistemas de bombeo para recirculación de lodos.
- Tienen la capacidad para remover fósforo y nitrógeno junto con el material carbonoso.

Las desventajas de los reactores de operación discontinua son (McWhorter, 1992):

- La gran pérdida de carga hidráulica en el reactor debido al nivel variable de agua tratada durante cada ciclo.
- La posibilidad de requerir un volumen total mayor que el volumen de un sistema de flujo continuo para aguas residuales diluidas.

MC.2.4.1.2.1 Tratamiento

Los reactores discontinuos tienen la flexibilidad de aceptar cambios en la secuencia de sus etapas de llenado y de reacción dependiendo de si el objetivo del tratamiento es solamente degradar la materia orgánica o si incluye también nitrificación, eliminación de nitrógeno o remoción tanto de nitrógeno como de fósforo. La tabla MC.2.4.1 muestra las diferentes secuencias en los reactores discontinuos de acuerdo al tipo de remoción buscada.

MC.2.4.2 Sistemas de película biológica

En los sistemas de película biológica, el medio sólido de soporte está dispuesto en forma de un lecho empacado a través del cual fluye el agua residual. Las superficies del medio de empaque desarrollan una película microbiana, y el agua residual entra en contacto con la película microbiana por un lado y en el caso de los filtros percoladores, con la atmósfera en los espacios intersticiales del empaque por el otro (figura MC.2.4.2).

El oxígeno se disuelve en la superficie de la capa del líquido en movimiento y es transferido a través de la capa líquida a la capa microbiana. El oxígeno y los nutrientes del líquido se difunden hacia adentro de la película microbiana para ser metabolizados por la población

microbiana de la biopelícula. La materia en suspensión y la coloidal presente en el agua residual se aglomeran y adsorben también en la película microbiana. Los medios de empaque usados en estos sistemas están diseñados de manera que presenten un área de contacto muy grande entre la capa de líquido y el aire, aumentando la absorción del oxígeno por la capa líquida y presentando de manera similar una gran área de contacto entre el líquido y la capa microbiana, con lo que se aumenta la transferencia de nutrientes y oxígeno a los microorganismos.

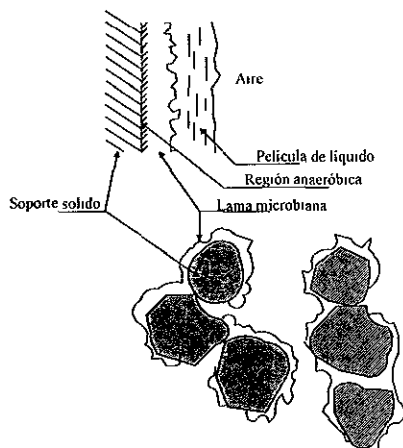


Figura MC.2.4.2 Película microbiana (Winkler, 1994)

Tabla MC.2.4.1 Remoción de diferentes contaminantes en los reactores SBR

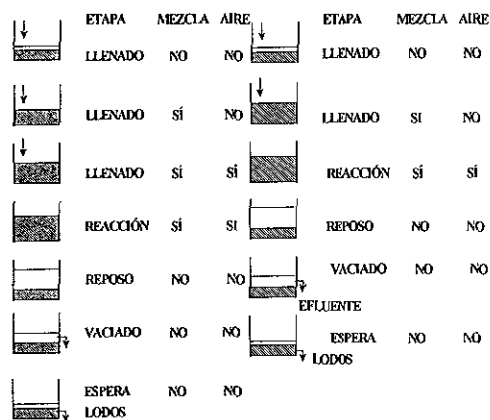
Características	Diagrama																																										
Eliminación de materia orgánica																																											
<p>Para eliminar solamente material carbonoso de las aguas residuales se tiene una secuencia simple de llenado seguida por reacción aireada completamente mezclada.</p> <p>Con el objeto de controlar el abultamiento de lodos existen dos teorías:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Llenado sin mezclado, conocido como estático (Chiesa e Irvine, 1982) • Inicio del llenado con mezclado, conocido como anóxico, finalizando con aplicación de aire (McWhorter, 1992). 	<table border="1"> <thead> <tr> <th>ETAPA</th> <th>MEZCLA</th> <th>AIRE</th> <th>ETAPA</th> <th>MEZCLA</th> <th>AIRE</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> <td></td> <td>SÍ</td> <td>NO</td> </tr> <tr> <td></td> <td>SÍ</td> <td>SÍ</td> <td></td> <td>SÍ</td> <td>SÍ</td> </tr> <tr> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> <td></td> <td>SÍ</td> <td>SÍ</td> </tr> <tr> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> </tr> <tr> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> </tr> <tr> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> <td></td> <td>NO</td> <td>NO</td> </tr> </tbody> </table> <p>a) Llenado estático b) Llenado con inicio anóxico</p> <p style="text-align: center;">Alternativas para el control del abultamiento de lodos en un reactor discontinuo que remueve materia orgánica (González y González, 1994)</p>	ETAPA	MEZCLA	AIRE	ETAPA	MEZCLA	AIRE		NO	NO		SÍ	NO		SÍ	SÍ		SÍ	SÍ		NO	NO		SÍ	SÍ		NO	NO		NO	NO		NO	NO		NO	NO		NO	NO		NO	NO
ETAPA	MEZCLA	AIRE	ETAPA	MEZCLA	AIRE																																						
	NO	NO		SÍ	NO																																						
	SÍ	SÍ		SÍ	SÍ																																						
	NO	NO		SÍ	SÍ																																						
	NO	NO		NO	NO																																						
	NO	NO		NO	NO																																						
	NO	NO		NO	NO																																						

Nitrificación junto con eliminación de material carbonoso

Los reactores de operación discontinua tienen la capacidad de aceptar reajustes en sus etapas básicas de operación para llevar a cabo la nitrificación (oxidación del amoniaco produciendo nitratos y nitritos) junto con la remoción de materia orgánica carbonosa (Goronszy, 1979; Halmos, 1986).

Existe la posibilidad de llevar a cabo las reacciones de nitrificación junto con la eliminación de material carbonoso si se proporciona aireación durante un intervalo suficientemente largo con concentraciones de oxígeno disuelto mayores de 1mg/l y microorganismos con una tasa de crecimiento específico considerablemente baja, como se muestra en la figura (Manning e Irvine, 1985). La nitrificación puede llevarse a cabo por dos formas: 1) incrementando la duración de la reacción aireada o 2) iniciando el periodo de mezcla y aireación (reacción antes de finalizar la fase de llenado (ver figura).

Según McWhorter (1992), durante la fase de aireación una vez que decae la cantidad de materia carbonosa por unidad de biomasa, también declina la tasa de utilización de sustrato y aumenta la concentración de oxígeno disuelto, permitiendo que las bacterias autótrofas lleven a cabo la nitrificación.



a) Aireación desde final de llenado

b) Aireación en etapa de reacción

Alternativas para nitrificación junto con remoción de materia orgánica en un reactor de operación discontinua (González y González, 1994)

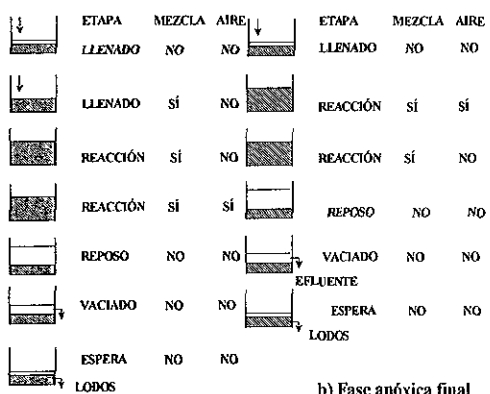
Remoción de nitrógeno y carbono

Para remover nitrógeno de las aguas residuales se requieren dos etapas:

1. La nitrificación, en donde el amoniaco es oxidado por bacterias autótrofas en presencia de oxígeno disuelto para producir nitrógeno oxidado (nitratos y nitritos).

2. La desnitrificación, en la cual en ausencia de oxígeno disuelto y con el nitrato como fuente de oxígeno (condiciones anóxicas) las bacterias facultativas producen nitrógeno molecular.

Para lograr la remoción de nitrógeno la fase anóxica se puede encontrar al inicio, al final o alternada al inicio y en posiciones intermedias durante el periodo de reacción. Cuando la fase anóxica se encuentra al inicio, el periodo de reacción culmina con una fase final de aireación para oxidar el nitrógeno amoniacal a nitratos y nitritos, proceso denominado nitrificación.












a) fase anóxica inicial

b) Fase anóxica final

Alternativas para remoción de nitrógeno junto con material carbonoso en un reactor de operación discontinua (González y González, 1994)

Remoción de nitrógeno y carbono (continuación)

De esta manera, en el próximo ciclo las nuevas aguas residuales se mezclan con los lodos sedimentados iniciando entonces la etapa de reacción bajo condiciones anóxicas, proceso que consiste de mezclado y ausencia de oxígeno disuelto, para que las bacterias facultativas consuman la materia orgánica y utilicen como fuente de oxígeno el nitrógeno oxidado presente en el volumen remanente del ciclo anterior, tal como se ilustra en la figura. (Norcross, 1992; McWhorter, 1992; Ellis, 1992; Halmos, 1986; Bortone y Gemelli, 1992).









ETAPA	MEZCLA	AIRE	CARACTERÍSTICA
 LLENADO	NO	NO	INICIO DEL CICLO
 REACCIÓN	SÍ	NO	DESINITRIFICACIÓN
 REACCIÓN	SÍ	SÍ	REMOCIÓN - C NITRIFICACIÓN
 LLENADO	SÍ	NO	DESINITRIFICACIÓN
 REACCIÓN	SÍ	NO	DESINITRIFICACIÓN
 REACCIÓN	SÍ	SÍ	REMOCIÓN - C NITRIFICACIÓN
 REPOSO	NO	NO	SEDIMENTACIÓN
 VACIADO	NO	NO	DECANTACIÓN DE AGUA CLARIFICADA
 ESPERA	NO	NO	PURGA DE LIDOS

Secuencia alternada de fases anóxicas para nitrificar y desnitrificar en un reactor de operación discontinua (González y González, 1994)

Remoción de fosfatos

Es necesario iniciar el proceso de tratamiento con una etapa de llenado bajo un régimen de mezcla completa sin aplicación de aire con el objeto de aprovechar cualquier presencia de nitrógeno oxidado y reducirlo a nitrógeno molecular (desnitrificación) y a continuación incluir una etapa de mezclado anaerobia. Con este arreglo se favorece la liberación de fósforo por parte de los microorganismos acumuladores del mismo simultáneamente con un apreciable consumo de sustrato orgánico (eliminación de DBO) y que no ocurre a menos que el oxígeno disuelto y el nitrógeno oxidado están ambos ausentes al iniciarse esta etapa del periodo de reacción.

Después de las fases de llenado y mezclado bajo condiciones anaerobias el contenido del reactor se somete a aeración para llevar a cabo la conversión metabólica de materia carbonosa, la nitrificación y la captura de fósforo por las células almacenadoras del mismo, (ver figura). (Manning e Irvine, 1985; Ellis, 1992; McWhorter, 1992; Wilderer, 1991; Arora *et al*, 1985; González y González, 1994).

ETAPA	MEZCLA	AIRE	CARACTERÍSTICA
 LLENADO	NO	NO	INICIO DEL CICLO
 LLENADO	SÍ	NO	FASE ANAEROBIA LIBERACION - P
 REACCIÓN	SÍ	NO	FASE ANAEROBIA LIBERACION - P
 REACCIÓN	SÍ	SÍ	NITRIFICACION CAPTURA - P REMOCIÓN - C
 REACCIÓN	SÍ	NO	FASE ANÓXICA DESINITRIFICACION
 REPOSO	NO	NO	SEDIMENTACIÓN
 VACIADO	NO	NO	DECANTACION DE AGUA CLARIFICADA
 ESPERA	NO	NO	PURGA DE LIDOS

Remoción biológica de nitrógeno y fósforo junto con material orgánico carbonoso (González y González, 1994)

MC.2.4.2.1 Filtros percoladores

La forma más simple de esta unidad de tratamiento biológico consiste básicamente de un lecho de piedra, circular o rectangular, como el de la figura MC.2.4.3, con adición intermitente o continua en la superficie de agua residual sedimentada. Las dimensiones del lecho en el que se

El medio sólido de soporte depende de la naturaleza del medio y de la concentración y tipo del agua residual por tratar.

El agua residual se distribuye sobre la parte superior del lecho por medio de rociadores fijos o conjuntos móviles de aspersores, y gotea a través del empaque para caer en un tanque colector situado debajo del lecho. La aireación del lecho tiene lugar por convección natural debido a la diferencia de temperatura entre el aire en el empaque y el de la atmósfera circundante (figura MC.2.4.4), a pesar de que a veces se usa convección forzada.

Si se comienza con un medio de soporte limpio, el crecimiento inicial de la lama podrá necesitar varias semanas para alcanzar su desarrollo sobre la superficie del empaque, proceso que se conoce como maduración. La biopelícula se desarrolla a partir de los microorganismos presentes en las aguas residuales o inoculados a ellas. Al principio la eficiencia de purificación es baja pero aumenta según se acumula la película de microorganismos sobre las superficies del empaque. Según se consumen los nutrientes, la película de lama se hace más gruesa hasta que es suficientemente pesada para separarse del empaque por su propio peso y el flujo del líquido lo arrastra fuera del sistema. Por tanto, los procesos de purificación que tienen lugar en un filtro percolador son, como los de un proceso de lodos activados, una combinación y aglomeración del material en la masa microbiana, oxidación microbiana de los nutrientes y conversión de los nutrientes a masa microbiana. La proporción con que cada componente contribuye al efecto global de purificación depende de la carga del sistema y de la naturaleza de las aguas residuales sometidas a tratamiento.

Las diferencias entre las versiones alternativas del sistema de percolación se basan principalmente en el material utilizado como empaque para formar el lecho y proveer al sólido soporte de la película de lama microbiana, y en la tasa y manera como se aplica al lecho la carga del agua residual.

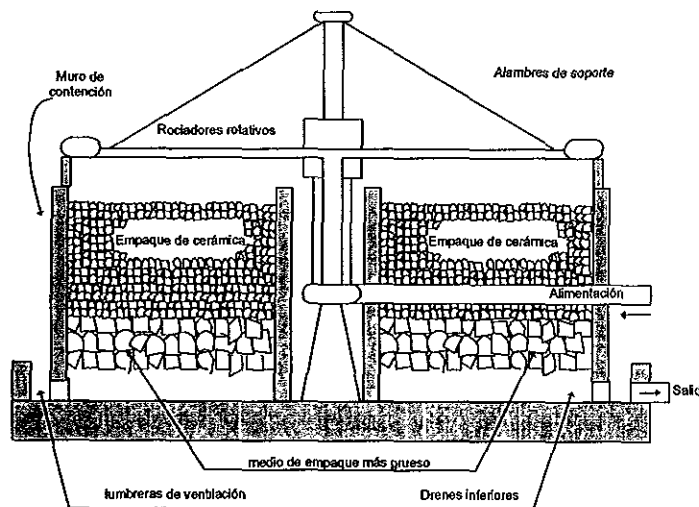


Figura MC.2.4.3 Filtro percolador convencional (Winkler, 1994)

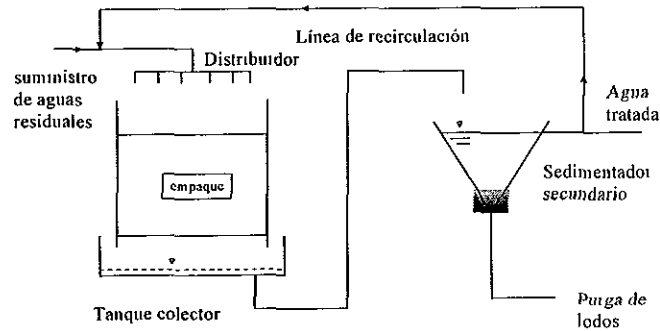


Figura MC.2.4.4 Diagrama de flujo de un filtro percolador con recirculación (Winkler, 1994)

MC.2.4.2.2 Reactores biológicos rotatorios

En los reactores biológicos rotatorios (RBR), una película microbiana se acumula sobre un medio de soporte parcialmente sumergido que gira lentamente sobre un eje horizontal, dentro de un tanque, a través del cual fluyen las aguas residuales. La película se ve así expuesta sucesivamente a los nutrientes en las aguas residuales y al aire, según gira el medio. El medio de soporte se puede obtener con diversas configuraciones, como discos, construcción de retículas o un recipiente de rejilla de alambre con un medio plástico aleatorio. Los discos pueden ser de 2 a 3 metros de diámetro, fabricados de poliestireno o polietileno desplegado o *corrugado*, o de metal desplegado, de 10 a 20 mm de ancho, y montados en el eje horizontal con un espaciamiento de 20 mm entre los discos adyacentes. El medio gira a una velocidad aproximada de 1 a 7 revoluciones por minuto usando sistemas de impulsión mecánicos o inducidos por aire. En los sistemas de impulsión por aire, éste se aplica sobre el medio rotatorio, desde abajo y hacia un lado del eje horizontal. El movimiento del líquido y la flotación asimétrica del aire que se acumula a un lado del medio induce la rotación del mismo (figura MC.2.4.5). A continuación se mencionan las principales ventajas y desventajas de los biodiscos (González y Elías, 1989).

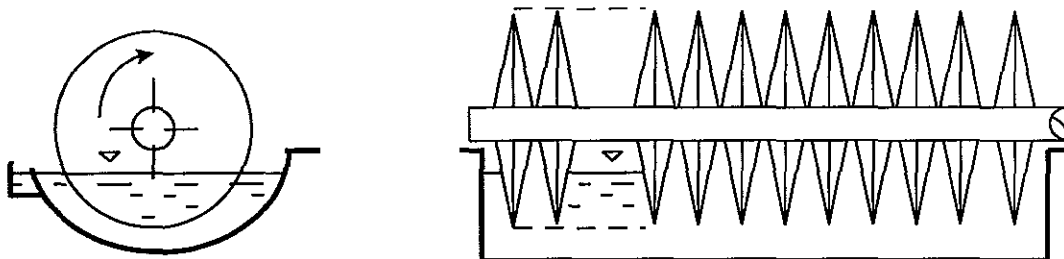


Figura MC.2.4.5 Reactor biológico rotatorio (WEF, 1992)

Ventajas:

1. Entre las principales ventajas del proceso de biodiscos sobre otros tratamientos biológicos de aguas de desecho son el bajo consumo de energía y la simplicidad de operación y mantenimiento. Antonie (1976) asegura que el bajo consumo requerimiento energético del proceso de biodiscos se debe a una disminución del peso originada por la fuerza boyante del material plástico sumergido en el agua y a que el peso de la película sumergida se vuelve despreciable. Por su baja demanda de energía eléctrica, este proceso resulta más económico que otros sistemas tradicionales.
2. El proceso no necesita recircular lodos desde el sedimentador secundario, con lo cual se ahorran las bombas de recirculación y la tubería correspondiente. Además, el control del proceso es muy simple.
3. El biodisco no presenta efectos negativos por sobrecargas hidráulicas, ya que tiene una población de microorganismos adherida. Antonie (1976) informa que una sobrecarga hidráulica con duración de tres minutos no causa un desprendimiento significativo de la biomasa; sin embargo, un impacto de la misma magnitud en el sistema de lodos activados puede provocar la dilución de las poblaciones de microorganismos suspendidos.
4. En gran número de casos, se informa que el tiempo de retención hidráulica en un biodisco es menor de sesenta minutos, mientras que resulta de más de seis horas para el proceso de lodos activados; por tanto, utilizando un menor volumen, el biodisco puede tratar un caudal mayor en un tiempo equivalente (Benefield y Randall, 1980).
5. La concentración de sólidos en el efluente de un biodisco es menor que la DBO o igual a ésta (Antonie, 1976); esto significa que, para aguas de desecho de tipo doméstico, dicha concentración es igual a 30 mgSST/l o menor. Aunque en algunos casos la concentración de sólidos alcanza valores de 200 mg/l, resulta mucho menor que los 3000 mgSST/l del efluente de un tanque de aireación de un sistema de lodos activados. Lo anterior implica que el tamaño del sedimentador secundario debe ser más pequeño para el proceso de biodiscos, ya que la carga de sólidos es menor. Además, la biomasa desprendida de los discos se presenta en forma de agregados grandes y densos, los cuales sedimentan fácilmente.
6. Este proceso no es susceptible de taponamiento por desarrollo excesivo de la biopelícula como puede suceder en filtros percoladores (Welch, 1969). Además, no es necesario lavar el biodisco para eliminar el exceso de biomasa, ya que no hay acumulación.
7. El proceso de biodiscos carece de los problemas de aerosol y ruido que se presentan en todos los sistemas de lodos activados.
8. Cuando se tratan aguas de desecho con agentes tensoactivos, se produce el problema de la espuma, el cual es más severo en el sistema de lodos activados (sobre todo en el aerado mecánicamente) que en el de biodiscos.

Desventajas:

1. Entre las principales desventajas de los biodiscos con hojas corrugadas de polietileno es su difícil fabricación. Por otra parte, el diseño mecánico del sistema debe ser riguroso, pues se

han registrado varios casos de rompimiento y desanclaje de la flecha que soporta los discos (Josephson, 1982). Además, para efectuar la instalación se requieren grandes grúas y personal especializado.

2. Como el proceso involucra tres fases -líquida, sólida y gaseosa- no se ha podido desarrollar un modelo matemático que lo represente satisfactoriamente. Los modelos simples resultan insuficientes y los complicados involucran tantas variables que es necesario invertir tiempo y capital en su calibración. Por ello, el diseño se sigue basando en forma importante en la experiencia del ingeniero.
3. Otro inconveniente de los biodiscos es que sus costos se comportan de una manera casi lineal con respecto a los caudales de agua por tratar, lo cual no sucede en otros sistemas convencionales.

MC.2.4.3 *Filtros biológicos sumergidos*

Los filtros biológicos sumergidos se pueden definir como un sistema de tratamiento para purificar el agua mediante el contacto con la biopelícula, que se desarrolla sobre la superficie de algunos sólidos sumergidos en el agua residual. Los filtros biológicos sumergidos se dividen en lecho fijo, lecho expandido y lecho fluidizado, dependiendo de las características del medio sumergido (llamado medio del filtro, medio de contacto, medio empacado o medio de soporte) en el cual la biopelícula se desarrolla (Iwai y Kitao, 1994).

MC.2.4.3.1 Filtro biológico de lecho fijo

En el filtro biológico de lecho fijo, el medio de soporte en el cual se adhiere la biopelícula de microorganismos está fijo. Los medios de soporte utilizados en estos sistemas pueden ser placas de plástico corrugado o tubos de plástico con un área específica desde algunas decenas hasta cientos de m^2/m^3 . En estos sistemas es indispensable la aeración, para aportar el oxígeno que requiere la biopelícula, ya que el lecho se encuentra sumergido. Con esta difusión de aire, no sólo se consigue suministrar el oxígeno necesario para que el lecho se encuentre en condiciones aerobias, sino que, además, consigue mantener las condiciones de mezcla del reactor.

MC.2.4.3.2 Filtros biológicos de lecho expandido

Los filtros de lecho expandido o lecho flotante emplean partículas finas con diámetros similares a las de la arena empleada en la filtración rápida. El medio se expande debido a la presión ejercida por el agua que entra de forma ascendente. Una velocidad apropiada resulta en una expansión del 20 al 30% con respecto al volumen asentado del medio filtrante.

MC.2.4.3.3 Sistemas de lecho fluidificado

Los sistemas de lecho fluidificado se pueden considerar como una combinación de los sistemas de crecimiento adherido y de crecimiento en suspensión. En éstos se desarrolla una película biológica sobre un medio sólido de soporte que consiste de partículas suficientemente pequeñas para ser mantenidas en suspensión por medio del flujo ascendente del líquido en tratamiento. Existen ventajas que resultan de estas condiciones, se elimina el peligro de taponamiento del lecho por la acumulación de biopelícula sobre el medio de soporte, como

sucede en los sistemas de lecho fijo, ya que las partículas tienen libertad de movimiento (figura MC.2.4.6).

Se puede mantener una muy alta densidad de biomasa en contacto con las aguas residuales, varias veces mayor que la que se puede obtener con sistemas de lecho fijo o de crecimiento floculento. Esto representa una intensificación del proceso de tratamiento de manera que se puede obtener el grado requerido de tratamiento en un volumen de reactor mucho más pequeño, lo que produce un sistema compacto de tratamiento con ahorro considerable de terreno.

Las principales diferencias entre las varias versiones del sistema de lechos fluidificados para el tratamiento de aguas residuales, se basa en el tipo de medios sólidos de soporte, el sistema utilizado de oxigenación y el sistema de recuperación de biomasa que se utilice.

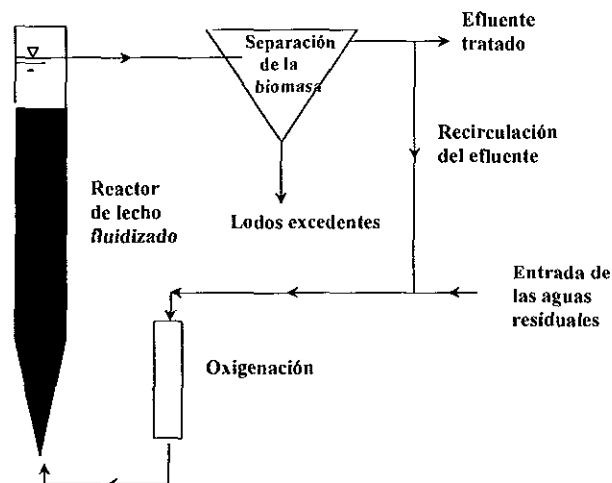


Figura MC.2.4.6 Esquema de un reactor de lecho fluidificado (Winkler, 1994)

MC.2.5 Tratamiento fisicoquímico (coagulación-floculación)

En el tratamiento del agua residual, comúnmente la eliminación de la materia en suspensión se realiza por sedimentación. Sin embargo, debido a que muchas de estas impurezas son demasiado pequeñas para eliminarlas mediante este proceso, del orden de 0.1 μm para sustancias coloidales hasta 10 μm para materia en suspensión (CEPIS, 1992), es necesario llevar a cabo la agregación de estas partículas en floculos de mayor tamaño, con la finalidad de obtener una separación satisfactoria por sedimentación. A este proceso de agregación se le llama coagulación-floculación.

El proceso de coagulación-floculación es efectivo en la remoción de color y otras macromoléculas orgánicas y partículas coloidales presentes en el agua. Se remueven microorganismos grandes incluyendo algas y quistes, también se alcanza una remoción bacteriana del 99 por ciento (Morrissey *et al*; 1992; WEF, 1992).

MC.2.5.1 Descripción del proceso

Un proceso de coagulación-floculación consta de dos etapas en serie: desestabilización y transporte.

En la desestabilización, las partículas presentes en el agua deben recibir un tratamiento químico para volverlas inestables. Este tratamiento involucra la adición de iones de carga opuesta para reducir la carga electrostática superficial (potencial Zeta) de las partículas suspendidas, la cual evita la aproximación física de las mismas. El agua que va a ser tratada se introduce en un tanque bien mezclado en donde se agregan los desestabilizadores químicos (coagulantes); se efectúa el mezclado vigoroso durante un tiempo corto, normalmente un minuto o menos. Generalmente esta operación se lleva a cabo en un solo tanque, si bien ocasionalmente se pueden usar dos tanques en serie cuando se requieren dos tipos de coagulantes. La desestabilización de las partículas es rápida y esencialmente se completa después de un fuerte mezclado.

En el proceso de transporte, las partículas desestabilizadas deben entrar en contacto unas con otras para que se formen los agregados. Esto se logra con una agitación lenta del agua en el tanque de floculación. Si alguno de estos dos pasos no es diseñado apropiadamente, el proceso de coagulación-floculación no funcionará y por lo tanto la formación de los agregados no ocurrirá adecuadamente (CEPIS, 1978). En la figura MC.2.5.1 se presenta un diagrama en donde se puede apreciar la aplicación del proceso de coagulación-floculación.

La materia particulada, en realidad, no es removida en estos tanques, de hecho, durante el proceso sólo se agregan los coagulantes, los sólidos son removidos del agua residual en una subsecuente sedimentación y filtración. El proceso de separación sólido-líquido debe remover las partículas presentes en el agua y los compuestos químicos agregados durante la coagulación. Este material que se remueve abandona el sistema de tratamiento en los lodos de los sedimentadores y en el agua del retrolavado del filtro.

La desestabilización de los coloides se puede llevar a cabo con diferentes coagulantes químicos y por diferentes caminos. Según las condiciones de uso, algunos materiales

funcionan como coagulantes o ayuda de coagulante, y algunos coagulantes pueden alcanzar la desestabilización de diferente manera (Weber, 1979).

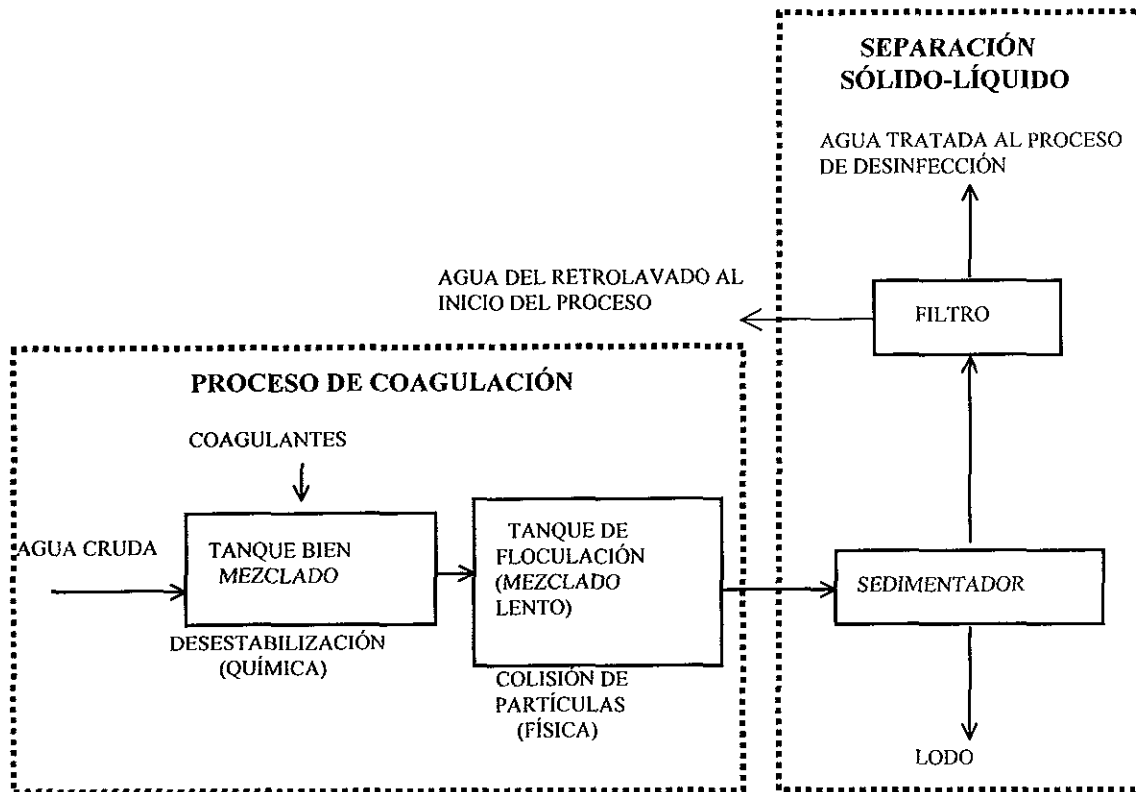


Figura MC.2.5.1. Esquema del sistema de coagulación-floculación (CEPIS, 1978)

MC.2.5.1.1 Fuerzas de atracción y repulsión en los coloides

Las partículas coloidales sólidas (arcillas, óxidos metálicos hidratados, bacterias, fibras de celulosa, proteínas) de una dispersión acuosa se mueven al aplicar un campo eléctrico, lo cual indica que estas partículas son portadoras de una carga eléctrica. El signo y la magnitud de esta carga primaria frecuentemente es afectada por el pH y el contenido iónico de la fase acuosa (CEPIS, 1992).

Una dispersión coloidal (fase sólida y acuosa juntas) no tiene una carga eléctrica neta, por lo tanto, la carga primaria de las partículas debe equilibrarse en la solución acuosa. Como resultado, existe una doble capa eléctrica en cada interfase entre un sólido y el agua. Esta doble capa consiste en la partícula cargada y un exceso equivalente de iones de carga opuesta (contra-iones) que se acumulan en el agua cerca de la superficie de la partícula.

Estos contra-iones son atraídos electrostáticamente hacia la región de interfase; dicha atracción da lugar a un gradiente de concentración, de tal modo que la agitación térmica

al azar ocasiona que estos iones se difundan desde la superficie de la partícula hacia la masa principal de la solución en donde su concentración es menor.

Estos dos procesos competitivos (difusión y atracción electrostática) extienden la carga en el agua sobre una capa difusa, dentro de la cual la concentración en exceso de los contra-iones es mayor en la zona adyacente a la superficie de la partícula y disminuye gradualmente al alejarse de la interfase sólido-agua.

MC.2.5.2 Coagulantes

Los coagulantes se pueden clasificar en dos grande grupos: las sales de iones metálicos hidrolizados como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico y los polielectrolitos (tabla MC.2.5.1).

Básicamente, ambos grupos actúan como polímeros, además de la carga eléctrica que poseen. En los primeros, la polimerización se inicia cuando se pone el coagulante en contacto con el agua, después de lo cual viene la etapa de adsorción por los coloides presentes en la fase acuosa. En los segundos las cadenas poliméricas están ya formadas cuando se agregan al agua.

Tabla MC.2.5.1 Tipos de coagulantes

Coagulante	Características
<p>Sales de Aluminio (alumbre)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sulfato de aluminio sólido $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 8 H_2O]$ • Solución de sulfato de aluminio • Aluminato sódico sólido $[Na_3AlO_3]$ • Solución de aluminato sódico 	<p>Las sales de aluminio reaccionan con el agua para formar el ion aluminio hidratado $[Al(H_2O)_6]^{3+}$. Al agregarlo al agua residual, y bajo las condiciones de pH utilizadas en los procesos de tratamiento, reacciona inmediatamente para formar varias especies: $AlOH^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ y $Al(OH)_3(s)$. Las dos primeras son coagulantes muy efectivos para coloides negativos porque son adsorbidos sobre la superficie de muchos sólidos. El tercer ion se asemeja a los polímeros, ya que contiene varios iones de aluminio, es un buen coagulante ya que es adsorbido fuertemente sobre los coloides más negativos. El último, es un sólido amorfo, precipitado gelatinoso que se forma en la mayoría de los procesos de coagulación (Weber, 1979).</p>
<p>Sales de Hierro</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cloruro de hierro III sólido $[FeCl_3 \cdot 6 H_2O]$ • Solución de cloruro de hierro III • Solución de sulfato de hierro III $[Fe_2(SO_4)_3]$ • Sulfato de hierro II sólido $[Fe(SO_4)]$ 	<p>Las sales de hierro, en algunos casos presentan ciertas ventajas sobre las sales de aluminio, ya que forman un flóculo más pesado y de mayor velocidad de asentamiento, y porque pueden trabajar con un intervalo de pH mucho más amplio.</p> <p>Se utilizan cuando las sales de aluminio no producen una coagulación adecuada o cuando los sedimentadores están demasiado recargados y resulta económico aumentar el peso del flóculo para incrementar su eficiencia</p> <p>La química de la coagulación con sales de hierro es muy similar a la del aluminio. El Fe(III) en solución acuosa está hidratado $[Fe(H_2O)_6]^{3+}$ y al agregarlo al agua residual reacciona, primero con la alcalinidad (OH^-, CO_3^{2-} y HCO_3^-) y luego con la molécula de H_2O (Snoeyink y Jenkins, 1987).</p>

Tabla MC.2.5.1 Continuación

Coagulante	Características
<p>Hidróxido de calcio (cal) como CaO</p> <ul style="list-style-type: none"> • [Ca(OH)₂] 	<p>Cuando se añade cal como precipitante, los principios de clarificación quedan explicados por las siguientes reacciones:</p> $\text{Ca(OH)}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3 \longrightarrow \text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{Ca(OH)}_2 + \text{Ca(HCO}_3)_2 \longrightarrow 2\text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$ <p>Para producir el carbonato de calcio que actúa como coagulante, es necesario añadir una cantidad de cal suficiente para la combinación con todo el CO₂ libre y con el ácido carbónico de los carbonatos ácidos. Por lo general, la cantidad de cal que hay que añadir suele ser mucho mayor cuando se emplea sola que cuando se emplea la cal en combinación con sulfato ferroso (Metcalf y Eddy, 1996).</p>
<p>Polímeros sintéticos o polielectrolitos</p> <ul style="list-style-type: none"> • Polielectrolitos aniónicos • Polielectrolitos catiónicos • Polielectrolitos no iónicos 	<p>Los polímeros pueden tener cargas positivas (catiónicos), negativas (aniónicos) o pueden no tener carga (noiónicos). La carga del polímero se debe a los diferentes grupos funcionales (carboxil, sulfonato, etc.) y puede variar con el pH del agua.</p> <p>El polímero que se va a usar como desestabilizador químico se debe adsorber sobre las partículas suspendidas que se van a remover, por lo tanto hay una relación directa (por estequiometría) entre la concentración de partículas a desestabilizar y la concentración del polímero necesario para dicho proceso (Sanks, 1978).</p>
<p>Ayudantes de la coagulación</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sílice activado 	<p>El sílice activado puede ser adicionado antes o después del alumbre. En el primer caso, permite la reducción en la dosis de alumbre produciendo un flóculo denso. En el segundo caso, ayuda en la unión de los pequeños flóculos de alumbre en agregados grandes y densos (Sanks, 1978).</p>

MC.2.6 Sedimentación

La mayor parte de las sustancias en suspensión en las aguas residuales no pueden retenerse, debido a su tamaño o densidad, en las rejillas, desarenadores y cámaras desgrasadoras, por tal motivo es común incorporar una operación de sedimentación en el tratamiento de aguas residuales.

La sedimentación consiste en la separación, por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Esta operación se emplea para eliminar arenas, materia en suspensión en forma de flóculos biológicos en los sedimentadores secundarios en el proceso de lodos activados y de los flóculos químicos cuando se emplea la cuagulación y, para la concentración de sólidos en los espesadores de lodo (Metcalf y Eddy, 1996).

El sistema de sedimentación consiste de tanques por los que fluye un efluente cuya velocidad de flujo ha sido reducida para que las sustancias sedimentables puedan precipitar y las sustancias flotantes puedan agruparse en la superficie del agua.

En esta operación unitaria existen cuatro tipos de sedimentación que se pueden producir dependiendo de la concentración de la suspensión y, de las características de las partículas y sus propiedades floculantes. Frecuentemente la sedimentación se produce por diferentes mecanismos en cada fase, y también es posible que los cuatro mecanismos se lleven a cabo simultáneamente (Sanks, 1978). En la tabla MC.2.6.1 se describe brevemente: la sedimentación de partículas discretas (tipo 1), de partículas floculentas (tipo 2), la sedimentación retardada (tipo 3) y la sedimentación por compresión (tipo 4).

MC.2.6.1 Clasificación de los sedimentadores

Los sedimentadores se diseñan para la separación de partículas aglomeradas. El fenómeno que se lleva a cabo en esos tanques es muy complejo debido a que la velocidad de asentamiento de los flóculos no es constante, sino creciente con el tiempo ya que éstos aumentan de tamaño con la profundidad, al irse aglomerando con otros flóculos que encuentran a su paso.

Los sedimentadores según su carga superficial pueden clasificarse en dos tipos: de baja y alta velocidad de separación. Los primeros pueden ser de flujo horizontal y de flujo vertical o manto de lodos, mientras que los segundos pueden ser de placas paralelas o celdas.

Tabla MC.2.6.1 Tipos de sedimentación que intervienen en el tratamiento del agua

Tipo de sedimentación	Características
Sedimentación tipo 1 De partículas discretas	<p>Es la sedimentación de una suspensión diluida de partículas que tienen poca o nula tendencia a flocular. Las partículas sedimentan como entidades individuales y no existe interacción sustancial con las partículas vecinas.</p> <p>Este tipo de sedimentación es característico en procesos de sedimentación simple, como el caso de desarenadores, y en sedimentadores primarios, específicamente cuando se encuentran partículas discretas que no han sido retenidas en los desarenadores.</p>
Sedimentación tipo 2 Floculenta	<p>Es la sedimentación de una suspensión diluida de partículas floculantes, las cuales al unirse aumentan de masa y sedimentan a mayor velocidad.</p> <p>Este tipo de sedimentación se lleva a cabo en los sedimentadores primarios, donde existen todo tipo de partículas en tamaño, densidad, constitución (Weber, 1979).</p>
Sedimentación tipo 3 Sedimentación en bloque, retardada o frenada	<p>Cuando las partículas están suficientemente cerca unas de otras, las fuerzas entre partículas son capaces de mantenerlas en posiciones relativamente fijas con respecto a cada una. Como resultado, las partículas sedimentan como una masa y no como partículas discretas.</p> <p>La sedimentación tipo 3 se presenta fundamentalmente en los sedimentadores secundarios de tratamientos biológicos, y en particular los que se usan en el tratamiento con lodos activados. También se presenta, junto con los tipos 1 y 2, en los sedimentadores primarios con recirculación de lodos de los secundarios. La sedimentación tipo 3 tiene lugar en todos los sedimentadores, pues corresponde prácticamente con el proceso real que se verifica en las zonas inferiores de los tanques (Montgomery, 1985).</p>
Sedimentación tipo 4. Compresión	<p>La zona de compresión ocurre cuando las partículas que sedimentan se acumulan en el fondo del tanque de sedimentación. El peso de las partículas está soportado por la estructura de la masa compacta.</p> <p>La sedimentación por compresión se produce también prácticamente en todos los sedimentadores, en la parte más baja de la zona de sedimentación de lodos.</p>

MC.2.6.1.1 Sedimentadores de baja velocidad con flujo horizontal

La sedimentación con flujo horizontal se lleva a cabo en tanques rectangulares o circulares, en los cuales el agua se traslada de un punto a otro con una velocidad v_o , mientras que las partículas caen con una velocidad v_s . Estos sedimentadores presentan cuatro zonas dentro del proceso: la zona de sedimentación, la zona de entrada, la zona de salida y la zona de los lodos (figura MC.2.6.1).

Las partículas en la zona de sedimentación de un sedimentador se asientan independientemente unas de otras, cuando la concentración de ellas en el flujo no excede de un determinado límite crítico (Montgomery, 1985).

De acuerdo con la figura MC.2.6.1 una partícula queda removida cuando tiene una velocidad de caída V_{sc} tal, que si entra a la zona de sedimentación a nivel con la superficie del líquido, sale de ella cuando la lámina de agua que la transportaba pasa de la zona de sedimentación a la de salida. (Línea A-B en figura MC.2.6.1). Esta partícula es llamada partícula crítica. Las partículas con velocidad menor que V_{sc} (V'_s) quedarán removidas en una proporción V_s/V_{sc} . (Línea A-C). Las de velocidad mayor que V_{sc} (V'_s) quedarán, en cambio, todas removidas. (Línea A-D).

El proceso de sedimentación puede verse afectado por una serie de variables como las corrientes de densidad térmica y de concentración, las cuales se producen dentro del tanque por efecto de las diferencias de densidad en la masa de agua.

Las corrientes debidas al viento también pueden afectar al proceso cuando el viento, al soplar sobre la superficie de los sedimentadores, produce corrientes de suficiente intensidad, como para inducir cambios en la dirección del flujo y alterar el equilibrio de las masas de agua. Finalmente, las corrientes cinéticas afectan al proceso mediante alteraciones en la entrada, obstrucciones de la sedimentación y alteraciones en la salida.

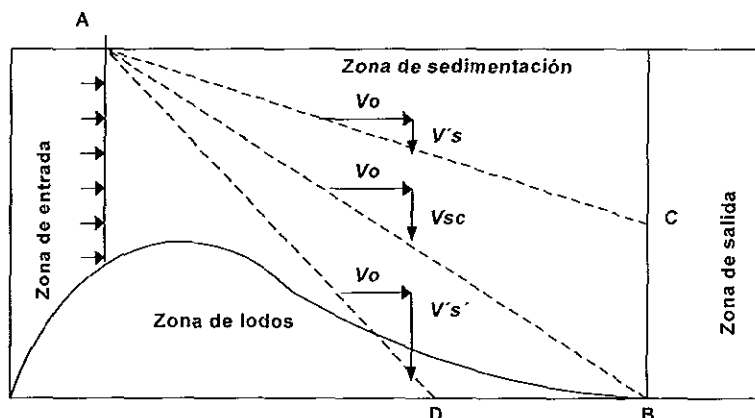


Figura MC.2.6.1 Zonas de un sedimentador (Montgomery, 1985)

MC.2.6.1.2 Sedimentadores de baja velocidad con flujo vertical y manto de lodos

Los sedimentadores de flujo vertical pueden clasificarse básicamente en dos tipos: los de manto de lodos de suspensión hidráulica, y los de manto de lodos de suspensión mecánica (tabla MC.2.6.2). En ambos casos los procesos de mezcla, floculación y sedimentación se realizan en la misma unidad.

MC.2.6.1.2.1 Sedimentadores con manto de lodos de suspensión hidráulica

En los sedimentadores con manto de lodos de suspensión hidráulica, las partículas de lodo quedan suspendidas debido a la fuerza de arrastre del agua que asciende hasta las canaletas de salida.

Consisten esencialmente en un tanque de fondo cónico o tronco piramidal en la parte inferior, de donde se inyecta el agua cruda que asciende, disminuyendo la velocidad a medida que el área aumenta y manteniendo así un manto de lodos hidráulicamente suspendido. Los lodos se extraen periódicamente por un tubo que baja hasta el fondo, dicha extracción puede hacerse manual o mecánicamente (CEPIS, 1991).

La entrada del agua se hace inyectando el flujo directamente en el fondo para que produzca turbulencia al chocar contra las paredes del tanque, o por medio de un elemento que se inserta en el tubo afluente para que produzca recirculación de lodos, succionándolos en un punto superior y arrojándolos de nuevo al fondo. La ventaja de estas unidades es que por lo general no tienen ninguna pieza móvil dentro del tanque, por lo que no requieren de energía eléctrica para su funcionamiento.

Tabla MC.2.6.2. Clasificación de los sedimentadores de flujo vertical.

Forma de mantener el manto suspendido	Sistema de mezcla de los lodos	Sistema de control de la altura del manto	Tipo de flujo
Hidráulica	Sin recirculación	Con vertedero de lodos	Constante Pulsante
		Sin vertedero de lodos	
Mecánica	Sin recirculación	Con vertedero de lodos	Constante con separación dinámica Constante con agitación simple
	Con recirculación	Sin vertedero de lodos	

MC.2.6.1.2.2 Sedimentadores con manto de lodos de suspensión mecánica

En los sedimentadores con manto de lodos de suspensión mecánica, el sistema de agitación mecánica es el que produce la turbulencia necesaria para mantener cierta proporción de sólidos en suspensión. Las unidades que usan sistemas mecánicos para mantener el manto de lodos en suspensión pueden ser de tres clases: pulsantes o de vacío, de separación dinámica, y de agitación simple.

Las unidades pulsantes o de vacío consisten esencialmente en un tanque cuadrado o circular, en cuyo centro se coloca una campana o cápsula de vacío, en la cual periódicamente se disminuye la presión interna con una bomba especial, de modo que el agua ascienda por la campana hasta cierto nivel y luego se descargue en el tanque produciendo expansión de los lodos y botando el exceso de los mismos a los concentradores.

Las unidades con separación dinámica utilizan una turbina que gira a alta velocidad, colocada en el centro del tanque, la cual impulsa el flujo hacia abajo de manera que las partículas que descienden empujadas por la energía mecánica de la turbina, choquen con las otras que ascienden con el flujo del tanque.

En estos tanques se consideran cuatro zonas. Una primera zona de mezcla y reacción en la parte inferior donde se inyectan los coagulantes. Una segunda zona de mezcla lenta y floculación. Una tercera zona en donde se establece el manto de lodos y, por último, una cuarta zona en la que el agua clarificada sube hasta las canaletas de salida (CEPIS, 1978).

Las unidades con agitación simple consisten en tanques por lo general circulares, en los cuales el agua se inyecta por abajo, de tal forma que se distribuya en el fondo. Un agitador mecánico que gira lentamente en el fondo, movido por un motor o por agua a presión, mantiene las partículas en suspensión y recolecta los lodos en un concentrador, de donde son removidos periódicamente. El agua tiene que ascender hasta las canaletas periféricas superiores, filtrándose en el manto de lodos. En estas unidades no existe recirculación de lodos como en las anteriores.

MC.2.6.1.3 Sedimentación a alta velocidad

Los sedimentadores de alta velocidad consisten esencialmente en una serie de tubos (circulares, cuadrados o hexagonales) o láminas planas paralelas colocadas en un tanque apropiado con un ángulo de inclinación, de modo que el agua ascienda por las celdas con flujo laminar. Los sedimentadores de alta velocidad pueden trabajar con flujo ascendente o con flujo descendente.

Los sedimentadores de alta velocidad pueden usarse para aumentar el flujo en sedimentadores sobrecargados sin perder eficiencia y disminuir el área de sedimentación y, por lo tanto, la inversión de capital en nuevos diseños (Sanks, 1978).

MC.2.7 Proceso de filtración

MC.2.7.1 Descripción de la operación

La operación completa de filtración esencialmente involucra dos fases: filtración y retrolavado.

La filtración se realiza pasando el agua residual a través de un lecho filtrante compuesto de material granular con o sin la adición previa de químicos. En el lecho filtrante, la remoción de los sólidos suspendidos se lleva a cabo mediante un proceso complejo que involucra varios mecanismos. La fase final de la filtración se alcanza cuando la concentración de sólidos suspendidos en el efluente se incrementa más allá del nivel aceptado, o cuando una pérdida de carga ocurre a través del lecho filtrante. Teóricamente ambas cosas deben ocurrir al mismo tiempo.

Una vez que alguna de estas condiciones se ha alcanzado, la fase de filtración ha terminado, y el filtro debe ser retrolavado para remover el material (sólidos suspendidos) que se acumuló en el lecho filtrante. Generalmente, esto se hace pasando un flujo de agua limpia a través del filtro, pero en sentido contrario al flujo del influente. Se debe aplicar suficiente agua hasta que el medio filtrante granular sea expandido y el material acumulado pueda ser eliminado. El proceso del retrolavado también elimina el material adherido a los granos del medio granular.

En este proceso se debe cuidar de no expandir demasiado el lecho filtrante y que la efectividad de la acción de desprendimiento se reduzca. En la mayoría de las plantas de tratamiento, el agua del retrolavado que contiene los sólidos suspendidos que se remueven durante la limpieza del filtro, se recircula al sedimentador primario o al tratamiento biológico.

MC.2.7.2 Mecanismos de filtración

El agua, ya sea sedimentada o no, que entra a un filtro, contiene una variedad muy grande de partículas en suspensión. Su tamaño puede variar desde flóculos relativamente grandes de 1 mm de diámetro hasta coloides, bacterias y virus con tamaños inferiores a 10^{-3} mm (1μ). Dentro de esta gama, se puede encontrar partículas electropositivas, electronegativas y neutras, o microflóculos con polímeros adsorbidos (CEPIS, 1992).

Todo este conjunto queda en mayor o menor proporción retenido en el lecho filtrante, preferentemente adherido a la superficie de sus granos formando una película alrededor de ellos, cuya resistencia al esfuerzo cortante producido por la fuerza de arrastre del flujo, es función de la magnitud de las fuerzas que mantienen pegadas las partículas a cada elemento del medio granular. Si estas fuerzas son débiles, el flóculo será arrastrado por el flujo y penetrará cada vez más hondo, hasta que eventualmente aparecerá en el efluente. Si son en cambio fuertes, el flóculo quedará retenido obstaculizando el paso del agua, temporalmente.

Resulta de aquí, que el mecanismo que transporta la materia en suspensión dentro del lecho filtrante y lo adhiere con mayor o menor eficiencia a él, tiene que ser distinto según

sea el tamaño de las partículas, su densidad y las características electroquímicas que posee.

El flóculo grande, cuyo volumen es mayor que el de los poros del medio granular, queda removido por simple cernido en los intersticios del lecho; en cambio, el material finamente dividido, cuyo orden de magnitud es varias veces menor que el de los poros (las bacterias son hasta 100 veces menores que ellos), queda retenido debido a una variedad de fenómenos, y que pueden actuar separada o simultáneamente.

Las partículas de menor diámetro que los poros del medio filtrante, entran libremente en el material granular, y tienen que atravesar una distancia relativamente grande antes de poderse adherir a los granos que forman dichos poros. Por lo tanto, la filtración involucra dos procesos distintos pero complementarios (CEPIS, 1978):

1. La de transporte de las partículas dentro de los poros
2. La de adherencia a los granos del medio.

Los distintos mecanismos de transporte de las partículas dentro de los poros del medio filtrante están esquematizados en la figura MC.2.7.1.

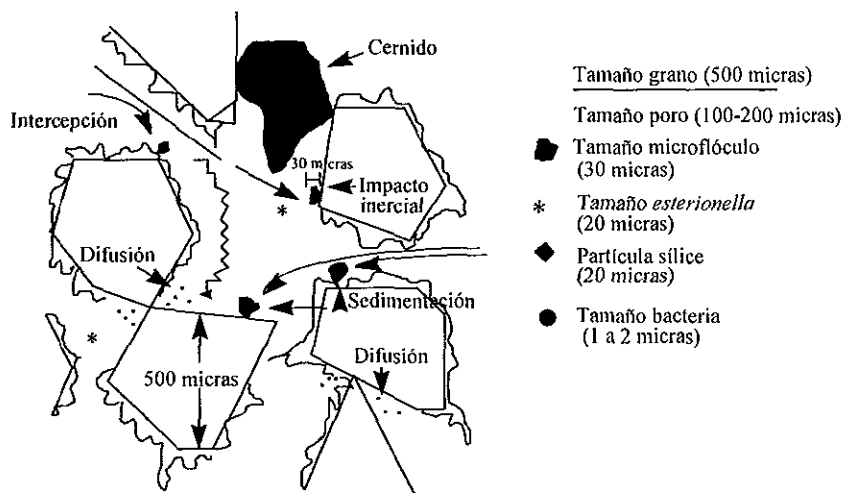


Figura MC.2.7.1 Diferentes mecanismos de transporte de las partículas de un medio filtrante (CEPIS, 1978)

El transporte de las partículas es un fenómeno físico e hidráulico, afectado principalmente, por los parámetros que gobiernan la transferencia de masas, mientras que la adherencia entre partículas y granos es básicamente un fenómeno de acción superficial influenciado por las características físicas y químicas del medio filtrante.

Las partículas suspendidas se pueden adherir directamente tanto a la superficie de los granos como a las partículas previamente retenidas. Los mecanismos de filtración se representan en la tabla MC.2.7.1.

Tabla MC.2.7.1 Mecanismos de remoción de partículas

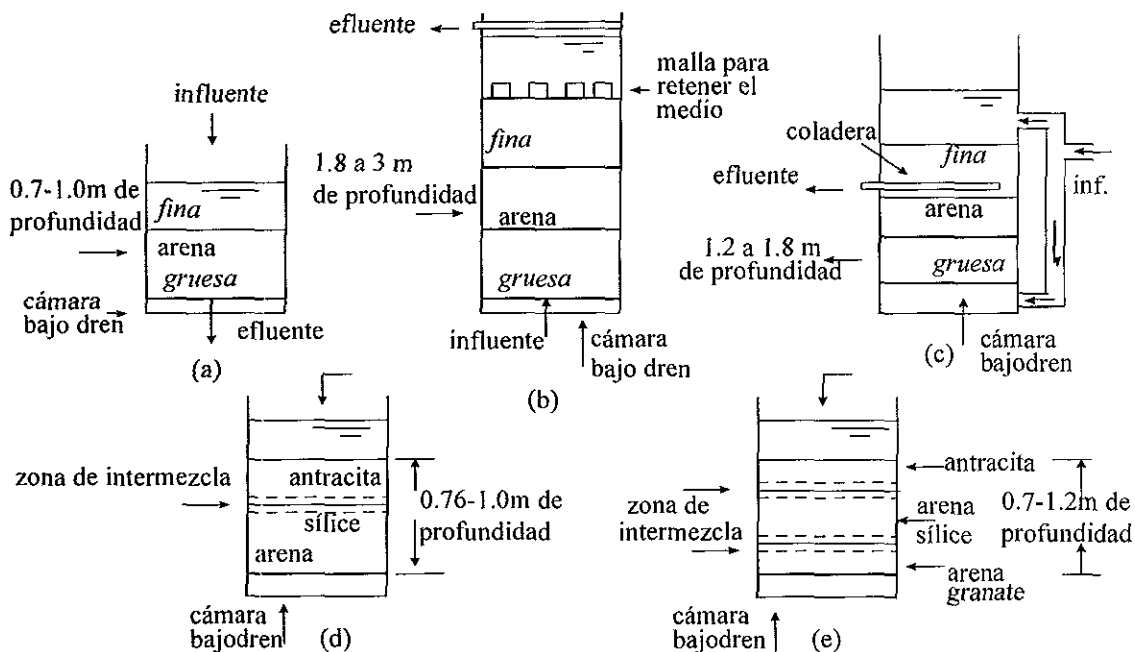
Mecanismo	Descripción
1. Transporte	Las partículas pesadas que no siguen las líneas de corriente son atrapadas por el filtro. En los medios filtrantes que generalmente se utilizan en la práctica, el tamaño de los poros es directamente proporcional al tamaño de los granos y, por lo tanto, la eficiencia del mecanismo aumenta con la disminución del tamaño de los poros
a) Impacto inercial	
b) Intercepción	Las partículas viajan con las líneas de corriente, lo cual es cierto para velocidades bajas (5 a $14 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{s}$), al producirse un estrechamiento de dichas líneas, éstas se ven forzadas a ponerse en contacto entre sí y con el medio filtrante, quedando entonces interceptadas por el medio
c) Sedimentación	Los sólidos suspendidos inestables o inestabilizados en el agua se pueden separar por fuerzas gravitacionales. Las partículas sedimentan de una suspensión en formas distintas, según la concentración de la suspensión y las características de las partículas
d) Difusión	Debido al movimiento browniano, el cual se debe al aumento de energía termodinámica y a la disminución de la viscosidad del agua, existe una tendencia de las partículas pequeñas a difundirse desde las áreas de mayor concentración a las de menor concentración
2. Adhesión	Los enlaces químicos entre los flóculos y la superficie de los granos se pueden formar de diversas maneras, destacando el intercambio iónico y los enlaces de hidrógeno.
a) Enlace químico	
b) Enlace físico	Interacción combinada de las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals debido a: disociación de iones en la superficie de las partículas, cargas no balanceadas por las imperfecciones de la estructura de las partículas, reacciones químicas con iones específicos en suspensión y, sustitución isomórfica en la estructura de las partículas

MC.2.7.3 Tipos de filtros

Los filtros granulares generalmente se clasifican de acuerdo a la dirección del flujo de agua, al tipo y número de medios filtrantes que componen el lecho, a la fuerza de transporte y al método de control de flujo. (WEF, 1992). Un esquema de estas tres variaciones se presenta en la figura MC.2.7.2.

Hay dos clases de filtros de arena: los de acción lenta y los de acción rápida, y estos últimos se dividen en filtros por gravedad y filtros de presión (tabla MC.2.7.2).

La fuerza de transporte para el proceso de filtración puede ser por gravedad o aplicando presión a través de un sistema de bombeo. Los filtros por gravedad comúnmente son utilizados en plantas de tratamiento grandes, mientras que los filtros de presión se utilizan mejor en plantas de tratamiento pequeñas.



- a) medio simple convencional, b) medio simple de flujo ascendente
c) medio simple con biflujo, d) medio dual convencional, y
e) medio mixto convencional.

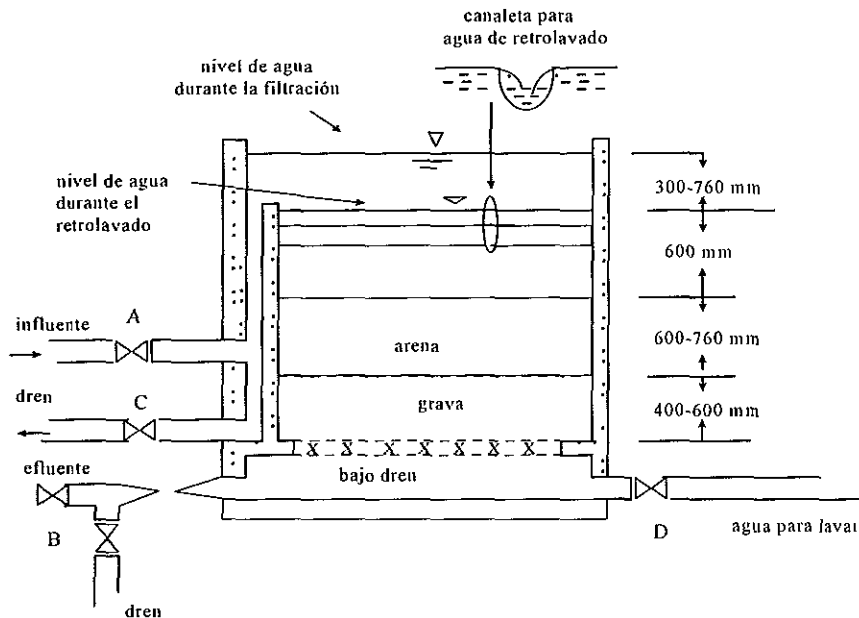
Figura MC.2.7.2 Variaciones del proceso de filtración (WEF, 1992)

Tabla MC.2.7.2 Clasificación de los filtros

Tipos de filtros	Características
Filtros de acción lenta	<p>El agua pasa por gravedad a través de la arena a baja velocidad, que generalmente varía de 0.01 a 0.03 l/m²/s. Son muy eficaces para quitar sabores y olores debido a la actividad biológica en el filtro que modifica las formas del nitrógeno y destruye algunas otras formas de materia orgánica. Consisten generalmente, de una capa de arena de 150 a 380mm de profundidad, con un tamaño efectivo de 0.4 a 0.8 mm y un coeficiente de uniformidad de 1.2 a 1.6 La capa de arena se coloca sobre un sistema de drenes apropiados. Estos filtros se regeneran dejándolos sin funcionar un tiempo y limpiándolos manualmente raspando uno o dos centímetros de la superficie del lecho y extrayéndolos. Generalmente después de 10 a 15 raspados se reduce la profundidad el lecho y debe colocarse nueva arena en el filtro.</p>
Filtros de acción rápida <ul style="list-style-type: none"> • Filtros por gravedad 	<p>El agua desciende por gravedad a través de la arena con velocidades que varían de 1.4 a 4.1 l/m²/s en efluentes que presentan una concentración de sólidos suspendidos de 5 a 7 mg/l. Es indispensable el pretratamiento con un coagulante para quitar la mayor parte de las materias en suspensión por asentamiento. Generalmente no realizan una buena eliminación de sabores y olores a menos que el agua se someta a un pretratamiento con cloro, con carbón activado o algún otro proceso similar. Sin embargo, con medios adecuados de pretratamiento para una demanda diaria máxima de agua, las plantas con filtros de arena de acción rápida son adecuadas para el tratamiento de casi todas las aguas superficiales, incluyendo las que están sujetas a casi todas las formas de contaminación bacteriana, a turbiedad alta o variable y al desarrollo excesivo de algas. La capa de grava se forma de piedras cuyo diámetro varía de 7.6cm a 1.6mm, separadas según el tamaño y colocadas cuidadosamente con las piedras más grandes en el fondo. Esta capa tiene dos fines: primero, evita que la arena penetre en las tuberías inferiores y por lo tanto en el agua filtrada; segundo, ayuda a distribuir el agua de lavado. La profundidad total de la capa de grava puede variar desde 15 hasta 60cm. El filtro de acción rápida se limpia con una corriente de agua en dirección contraria al flujo que expande y lava la arena</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Filtros de presión 	<p>Operan con velocidades del orden de 6.8 l/m²/s. El filtro a presión se ha utilizado para el tratamiento del agua superficial, sin coagulación y floculación previos. Un filtro a presión consta de un tanque cerrado y hermético. Estos tanques son generalmente cilíndricos con cabezas bombeadas, y pueden colocarse horizontal o verticalmente. Se utiliza arena u otro medio granular. La acción de un filtro a presión es idéntica a la de un filtro de gravedad, excepto en que el agua entra y sale del filtro a una presión muy superior que la atmosférica.</p>

MC.2.7.4 Elementos básicos de un filtro granular

Básicamente, una unidad de filtración consta de un tanque que contiene una capa sobrenadante de agua cruda, de un lecho de arena filtrante, de un sistema de drenaje y de un juego de dispositivos de regulación y control del filtro (figura MC.2.7.3).



Operación del filtro

1. Válvula A; permite la entrada de agua al filtro
2. Válvula B; salida de agua filtrada

Retrolavado del filtro

1. Válvula D; permite la entrada de agua limpia en sentido opuesto al filtrado
2. Válvula C; permite la salida de agua de retrolavado que arrastra sólidos retenidos y sólidos desprendidos de la superficie en suspensión del material filtrante

Figura MC.2.7.3 Unidad de filtración (Metcalf y Eddy, 1996)

MC.2.7.5 Características del medio filtrante

El medio filtrante debe estar compuesto por material granular, inerte y durable. De los diferentes tipos de medio filtrante empleados para eliminar sólidos suspendidos, el más común es la arena de sílice, aunque la antracita triturada también se usa con frecuencia.

Cuando se emplea un solo medio, como arena de sílice, ésta se dispone en el recipiente conforme al tamaño, encontrándose en la parte superior las partículas muy pequeñas. Cuando el agua pasa a través de la arena de forma tradicional (flujo descendente), los

sólidos forman un colchón en la superficie del medio filtrante, y la filtración tiene lugar en los primeros centímetros superiores del filtro.

En un lecho múltiple (medio dual), se proporciona una filtración de gruesa a fina con un patrón de flujo descendente. Los dos materiales seleccionados tienen distinto tamaño de grano y diferente densidad específica. Generalmente, se utiliza antracita molida con arena de sílice. La antracita, con una densidad específica de 1.6 y un tamaño de grano de 1 mm, se asienta más lentamente que la arena, con una densidad específica de 2.65 y un tamaño de grano de 0.5 mm, de tal forma que la antracita descansa sobre la arena después del retrolavado. En un lecho típico múltiple se colocan 20 pulgadas de antracita encima de 10 pulgadas de arena. La antracita gruesa permite una penetración más profunda y proporciona ciclos de filtrado más largos a velocidades de filtración mayores. La arena fina pule al efluente (Metcalf y Eddy, 1996).

Así como el medio dual es más efectivo que el filtro de lecho simple, pueden lograrse mejoras posteriores introduciendo bajo la arena un tercer medio de grano más pequeño y más pesado. El granate, con una densidad específica de 4.5 y un grano muy fino, se asienta más rápidamente que la arena de sílice y puede emplearse como capa de fondo.

En la selección del medio filtrante se deben considerar el tamaño del medio, la forma, composición, densidad, dureza, relación entre tamaño y profundidad del medio y el impacto de estas características sobre la operación del filtro.

MC.2.7.6 Limpieza de los filtros

El principal problema en la operación de un filtro es mantener el lecho filtrante en buenas condiciones; si la limpieza del lecho es mala, se forma una capa delgada de lodo y flóculos alrededor de los granos del medio, y debido a esto, la presión disminuye a través del medio filtrante. Conforme avanza el proceso de filtración esta capa aumenta de tamaño ocasionando que los granos de arena se compriman y rompan depositándose sobre la superficie del medio. Este depósito pesado de sólidos cerca de la superficie del medio se rompe durante el retrolavado formándose pequeños aglomerados que van de 1 a 3 cm. Estos aglomerados durante el proceso del retrolavado no se desintegran y deben retirarse del filtro ya que reducen la efectividad de la filtración o provocan que las corridas de filtración sean cortas por pérdidas de carga (Iwai y Kitao, 1994).

Como se mencionó con anterioridad, para que la filtración se lleve a cabo es necesario disponer de una fuerza que provoque el paso del fluido a través del medio. Para mantener la tasa de filtración constante es necesario que esta fuerza vaya en aumento y venza la resistencia que crean los sólidos gradualmente retenidos. El medio filtrante retiene y soporta a las partículas sólidas, lo que provoca el taponamiento progresivo de los filtros, ocasionando un incremento en la fuerza necesaria para que la operación se realice, lo que se refleja en un aumento de la columna de agua sobre el filtro o bien hace necesario el empleo de una mayor presión de bombeo, por esta razón se encuentran instalados piezómetros antes y después del medio filtrante para observar la diferencia de presión a la cual se le llama pérdida de carga.

Para el lavado del filtro se puede emplear agua, o agua y aire, introducidos en sentido contrario al del flujo de agua cruda, en cantidad suficiente para provocar una expansión del lecho y por ende la salida de los sólidos retenidos. La velocidad del paso del fluido no debe de ser tan alta como para impedir la fricción entre los granos y evitar las pérdidas de material por fluidización.

En el primer caso, el agua se inyecta por los drenes con una velocidad tal que pueda producir una expansión del lecho de 10 al 50%. Sin embargo, hay que hacer notar que la expansión exagerada del medio filtrante no beneficia al lavado, pues impide el roce o frotamiento de unos granos con otros, evitando el desprendimiento de la película adherida a ellos durante el proceso de filtración. Por otra parte si la expansión no es suficiente, el floculo retenido en el lecho no puede escapar y alcanzar las canaletas de salida.

La técnica utilizada en el lavado debe condicionarse al tipo de medio filtrante que se use. Los lechos uniformes gruesos (diámetros de 0.8 a 1.0 mm) se pueden lavarse adecuadamente con aire y agua con velocidades que no produzcan fluidización. Los lechos de arena finos (diámetro de 0.45 a 0.55) y estratificados necesitan expandirse como se indicó y complementarse la limpieza con lavado superficial. Los lechos mixtos de antracita y arena deben fluidificarse siempre, con expansiones no inferiores al 20%, para reestratificar las capas de acuerdo con su densidad, y nunca deben lavarse con aire y agua simultáneamente, pues las capas se entremezclarían por completo. Si se usan aire y agua, hay que lavar primero con aire para desprender la película adherida, y luego independientemente con agua para expandir el medio (Sanks, 1978).

Al lavar medios filtrantes de diferentes densidades debe tenerse en cuenta que la expansión de cada capa es distinta, según el material y peso específico de la misma. Si la expansión de la capa inferior del lecho de arena es mayor que la de la capa superior del lecho de antracita, la primera se intermezclará con la segunda durante el lavado. El grado en que quedan mezcladas dependerá de la velocidad ascensional que se use, y, por tanto, ésta modificará la porosidad de la interfase (Landa, 1996).

MC.2.8 Desinfección

En el agua residual existen tres categorías de organismos entéricos de origen humano causantes de enfermedades; las bacterias, los virus y los quistes amebianos. La desinfección del agua es un proceso unitario de tratamiento que tiene como objetivo la destrucción de estos organismos. Cabe mencionar que durante este proceso no se destruyen todos los organismos, mientras que en el proceso de esterilización se consigue la eliminación de la totalidad de los organismos.

Se considera fundamental este proceso de tratamiento dentro de la tecnología del tratamiento del agua, debido a que es conocido el hecho de que los otros procesos de tratamiento, como la sedimentación y filtración, no remueven el cien por ciento de los microorganismos patógenos presentes en las aguas sujetas al tratamiento.

En la desinfección se utiliza un agente físico o químico para destruir microorganismos patógenos, que puedan transmitir enfermedades utilizando el agua como vehículo pasivo.

A) Agentes físicos

Aplicación directa de energía en forma de calor o luz. La luz ultravioleta mata las bacterias, por lo cual puede ser utilizada como desinfectante. La profundidad de penetración de esta radiación en el agua es limitada, lo que permite que sólo delgadas láminas de agua puedan ser irradiadas. Por esta razón, el efecto en aguas turbias no es el adecuado y su aplicación se reduce a aguas claras y que no estén altamente contaminadas.

B) Agentes químicos

El cloro y sus compuestos, el bromo, el yodo, el ozono, el fenol y sus compuestos, los alcohóles, los metales pesados y compuestos afines, los colorantes, los jabones, los compuestos amoniacales, el agua oxigenada y algunos ácidos y bases.

En las técnicas de desinfección del agua para abastecimiento público, generalmente se usan los siguientes agentes, en orden de frecuencia:

- El cloro
- El ozono
- La luz ultravioleta
- Los iones plata

MC.2.8.1 Acción de los desinfectantes

La acción de los desinfectantes se explica mediante cuatro mecanismos, los cuales se presentan en la tabla MC.2.8.1.

Tabla MC.2.8.1 Mecanismos de acción de los desinfectantes

Mecanismo	Características
Daño a la pared celular	Algunos agentes inhiben la síntesis de la pared celular de las bacterias, dando lugar a la lisis celular y a la muerte de la célula.
Alteración de la permeabilidad de las células	Algunos agentes, como compuestos fenólicos y detergentes, destruyen la permeabilidad selectiva de la membrana y permiten que se escapen algunos nutrientes vitales, como nitrógeno y fósforo.
Alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma	Los agentes, como el calor, la radiación, y ácidos y bases fuertes, alteran la naturaleza coloidal del protoplasma dando lugar a la coagulación de la proteína celular y produciendo un efecto letal.
Inhibición de la actividad enzimática	Los agentes oxidantes, como el cloro, alteran la estructura química de las enzimas dando lugar a su desactivación.

La acción de los desinfectantes se ve alterada por ciertos factores, que se deben tomar en cuenta al aplicar los agentes mencionados: el tiempo de contacto, tipo y concentración del agente químico, intensidad y naturaleza del agente físico, temperatura, número de organismos, tipo de organismos y naturaleza del medio líquido (Pelczar, 1986). En la tabla MC.2.8.2 se presenta una breve descripción de dichos factores.

**Tabla MC.2.8.2 Factores que influyen en la acción de los desinfectantes
(Metcalf y Eddy, 1996)**

Factores	Características
Tiempo de contacto	Para una concentración dada de desinfectante, la mortalidad de los patógenos aumenta cuanto mayor que sea el tiempo de contacto.
Tiempo y concentración del agente químico	La efectividad de la desinfección está relacionada con la concentración y el tipo de agente químico empleado.
Intensidad y naturaleza del agente físico	La efectividad de la luz y el calor está relacionada con la intensidad de los mismos.
Temperatura	El aumento de la temperatura provoca un aumento en la velocidad de mortalidad.
Número de organismos	Cuanto mayor sea la concentración de organismos, mayor será el tiempo necesario para alcanzar una mortalidad determinada.
Tipo de organismos	La eficiencia de los desinfectantes empleados depende de la naturaleza y condición de los organismos.
Naturaleza del medio líquido	Existe materia orgánica extraña que reduce la eficiencia de los desinfectantes oxidantes. De igual forma, la turbiedad reduce la capacidad de desinfección debido a la adsorción y a la protección de las bacterias atrapadas.

MC.2.8.2 Desinfección con cloro

Los compuestos del cloro empleados con mayor frecuencia en las plantas de tratamiento para la desinfección de efluentes tratados, son el cloro (Cl_2), el dióxido de cloro (ClO_2), el hipoclorito de calcio $[Ca(OCl)_2]$, y el hipoclorito de sodio ($NaOCl$). En la tabla MC.2.8.3 se presentan las características desinfectantes de cada uno.

El cloro en el agua es un agente químico muy activo. Si una pequeña cantidad se agrega al agua, reaccionará con la gran cantidad de sustancias disueltas o suspendidas en ella, y entonces su poder como agente desinfectante quedará destruido. Si se agrega la cantidad suficiente de cloro para que reaccione con estos compuestos, llamados compuestos reductores, entonces, un poco más de cloro que se agregue reaccionará con cualquier materia orgánica presente, para producir compuestos orgánicos de cloro, los cuales tienen poca o ninguna acción desinfectante y pueden causar sabores y olores. Si se agrega cloro en cantidad suficiente para que reaccione con todas las sustancias reductoras, la materia orgánica y el amoníaco, un poco más de cloro que se agregue quedará como cloro residual disponible, el cual es un agente desinfectante muy activo (White, 1986).

La cantidad de cloro que consumen las sustancias reductoras y la materia orgánica se define como demanda de cloro. En la figura MC.2.8.1 se presenta la curva de demanda de cloro, en donde se muestran las reacciones del cloro en el agua.

La cantidad de cloro que permanece después del periodo de reacción, se define como cloro residual. El cloro residual puede existir como compuestos clorados de materia orgánica y amoníaco, en cuyo caso se conoce como cloro residual combinado; y puede estar presente como cloro libre y en este caso se conoce como cloro residual libre; o puede estar al mismo tiempo como combinado y como residual libre y en este caso se conoce como cloro residual total. En consecuencia, cloro suficiente es la cantidad requerida para producir un residual deseado, ya sea combinado, libre o total, después de un periodo de contacto definido.

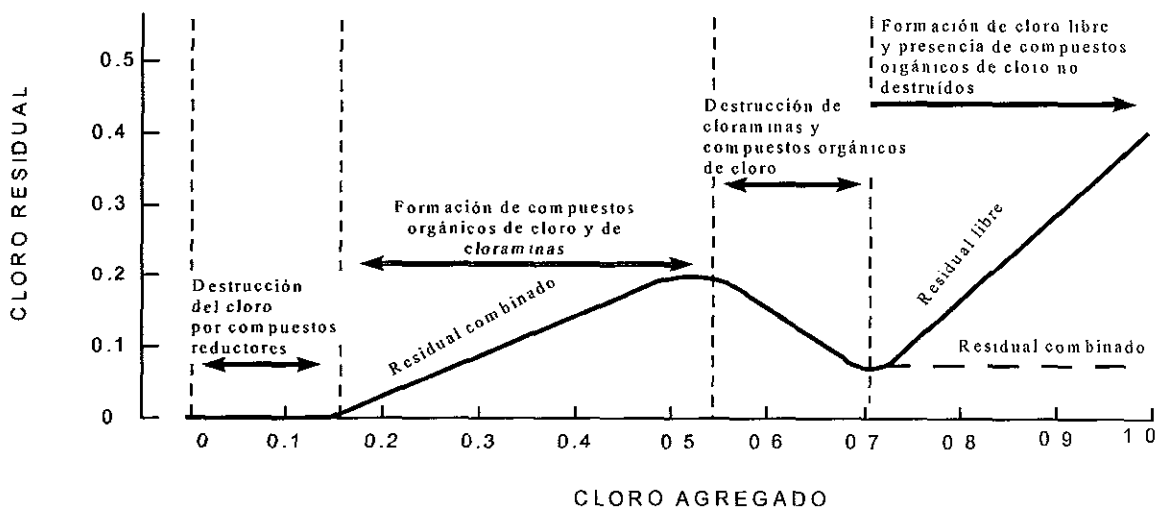


Figura MC.2.8.1 Reacciones de cloro en el agua (CEPIS, 1992)

Tabla MC.2.8.3 Compuestos de cloro empleados para la desinfección

Compuestos clorados	Características
Cloro (Cl ₂)	<p>La cloración de las aguas es todavía uno de los métodos más comunes para destruir o desactivar microorganismos que causan enfermedades.</p> <p>Se suministra en forma de gas licuado a alta presión en contenedores de diferentes tamaños.</p> <p>En el proceso de tratamiento se puede aplicar directamente como gas o en solución acuosa. Sin embargo, la cloración puede producir efectos adversos, al reaccionar con materia orgánica, puede formar compuestos como el cloroformo y otros halometanos que son cancerígenos.</p>
Dióxido de cloro (ClO ₂)	<p>Es un gas muy oxidante que requiere ser fabricado en el lugar donde se va a aplicar, ya que se trata de un gas inestable y explosivo.</p> <p>Su poder de desinfección es igual o superior al del cloro, y se ha comprobado que resulta más efectivo en la inhibición e inactivación de virus. Debido a que los virus tienen un recubrimiento proteínico, y una proteína (peptona) puede adsorber el ClO₂, es posible que la inactivación del virus sea provocada por la adsorción del dióxido de cloro en la superficie de dicho recubrimiento.</p> <p>Actualmente la tendencia es a preferirlo debido a que no forma compuestos orgánicos halogenados, especialmente cloroformo. Otra de las ventajas, es que no reacciona con el amoníaco para formar las cloraminas, que son potencialmente tóxicas.</p>
Hipoclorito de sodio (NaOCl)	<p>Líquido de color amarillento, que no contiene más del 15% como cloro activo. Se recomienda en plantas pequeñas, ya que conserva su actividad bactericida por lo menos tres meses y es fácil de manejar. Se debe almacenar en lugares frescos en depósitos resistentes a la corrosión.</p>
Hipoclorito de calcio [Ca(OCl) ₂]	<p>Se suministra en forma seca o líquida y contiene 70% de cloro activo. Los granos y pastillas (forma seca) se disuelven fácilmente en agua y, bajo condiciones de almacenamiento adecuadas, son relativamente estables.</p> <p>Es más caro que el cloro líquido, pierde parte de su actividad durante el almacenamiento, y puede resultar difícil de manipular. Debido a que tiende a cristalizar, puede provocar obturaciones de las bombas de dosificación, tuberías y válvulas. Sin embargo, muchas de las consideraciones en materia de seguridad asociadas al transporte, almacenamiento y dosificación del cloro líquido gaseoso se eliminan empleando hipoclorito de calcio o de sodio.</p>

Las aguas naturales están formadas de soluciones complejas de muchas sustancias, la mayoría de las cuales pueden ignorarse, pero algunas de ellas influyen sobre la cloración en forma decisiva (CEPIS, 1992). Tales sustancias son:

1. Los sólidos suspendidos, los cuales pueden poner una barrera a las bacterias protegiéndolas de la acción destructora del cloro.
2. La materia orgánica, la cual reacciona con el cloro de tal modo que le quita sus propiedades desinfectantes.
3. El amoníaco, que reacciona con el cloro libre para formar un compuesto del cloro y que tiene cualidades desinfectantes, menos eficaces que las del cloro libre mismo.
4. La reacción del agua, indicada por el valor de su pH. Las aguas de baja alcalinidad y pH son más fácilmente desinfectadas.
5. Los nitritos, que reaccionan con el cloro libre y lo eliminan.
6. El hierro y manganeso, cuando están en su forma reducida, reaccionan también con el cloro y por lo tanto debe agregarse una cantidad adicional de cloro a la requerida para la desinfección.

MC.2.8.3 Desinfección con ozono

Debido a que el ozono es un oxidante extremadamente reactivo, se cree que la muerte de los microorganismos por ozonación, ocurre por la desintegración de la pared celular, es decir, la lisis de la célula (White, 1986). La inactivación de las bacterias con ozono, puede considerarse como una reacción de oxido-reducción, debido a que el ozono ataca directamente a las glicoproteínas y glicolípidos (ácidos grasos insaturados) de la membrana celular, dando como resultado una completa parálisis de la célula (Weber, 1972).

La generación de ozono debe ser un proceso que se lleve a cabo *in situ*, debido a que se descompone a oxígeno rápidamente después de su generación. El método de generación de ozono más eficaz es la generación por descarga eléctrica. Al aire u oxígeno puro se le pasa una corriente de alto voltaje entre dos electrodos separados por una distancia muy pequeña, la corona de alta energía que se produce permite disociar una molécula de oxígeno para, al juntarse con otras dos, producir dos moléculas de ozono (White, 1986).

La ozonación no produce sólidos disueltos ni se ve afectada por la presencia del ion amonio ni por el pH del agua que entra en el proceso de desinfección. Debido a que el ozono se descompone rápidamente, no existirá cantidad alguna de ozono residual en el efluente en el momento de ser descargado a los cuerpos de agua receptores.

MC.2.8.4 Desinfección con rayos ultravioleta

El método de desinfección con luz ultravioleta involucra la exposición de una película de agua a una o varias lámparas que emiten una radiación ultravioleta germicida de una longitud de onda comprendida entre 200 y 295nm. Esta radiación cubre el espectro electromagnético en la región de 100 a 400nm, sin embargo, solamente las longitudes de onda por debajo de 290nm muestran un efecto biocida (el efecto mayor se logra alrededor de los 260nm) (Weber, 1979).

La radiación con longitud de onda de alrededor de 254nm penetra la pared celular de los organismos, y es absorbida por los materiales celulares incluidos el ADN y el ARN, lo cual impide la reproducción o produce directamente la muerte de la célula.

La radiación ultravioleta, por ser un agente físico, no reacciona con la materia orgánica presente en el agua, sólo produce calor provocando una elevación en la temperatura del agua. Esto trae ventajas, ya que no altera el sabor, olor y color del agua, en contraste con la cloración y otros métodos de desinfección, que en algunos casos generan subproductos tóxicos o indeseables.

MC.2.9 Tratamiento de lodos

En este apartado se presenta una descripción de las operaciones y procesos que se utilizan para reducir el contenido de agua y materia orgánica del lodo, así como las operaciones para acondicionar el lodo para su reutilización o disposición final. Todos los procesos biológicos para el tratamiento del agua residual producen, en mayor o menor grado, alguna forma de lodo, y su tratamiento y disposición es, razonablemente, el mayor problema actual en el tratamiento de las aguas residuales (Winkler, 1994).

El objetivo principal del tratamiento es reducir el volumen de los lodos y aumentar su estabilidad biológica, a fin de producir un material suficientemente concentrado e inofensivo para la selección del método de disposición. En general, esto significa, eliminar de los lodos, tanto económica como rápidamente, toda el agua que sea posible para dejar un residuo compacto del que se pueda disponer de un modo aceptable (CEPIS, 1991).

En el tratamiento preliminar de los lodos, el objetivo principal es reducir el volumen a manipular mediante el aumento de la concentración de sólidos en los lodos. Se debe tomar en cuenta que con el contenido tan bajo de sólidos en esta etapa, un pequeño incremento en la concentración de los sólidos de los lodos, produce una enorme reducción del agua y por lo tanto de su volumen (Winkler, 1994).

MC.2.9.1 Clasificación de los lodos

Existen diversos tipos de lodo en una planta de agua residual y se pueden clasificar de acuerdo al proceso de tratamiento del cual provienen. Esta clasificación se presenta en la tabla MC.2.9.1.

Tabla MC.2.9.1 Clasificación de los lodos

Tipo de lodo	Características
Lodo primario	El lodo resultante de la sedimentación primaria, se produce cuando las sustancias sedimentables se asientan en el agua residual cruda. Se colecta en la tolva del sedimentador, desde donde puede ser descargado con un contenido de 90 a 95% de agua.
Lodo biológico	Se produce a partir de la actividad biológica de los microorganismos que intervienen en el proceso de tratamiento y es separado en la unidad de sedimentación secundaria. El lodo biológico en exceso es conducido nuevamente al influente que ingresa a la planta de tratamiento. Posteriormente se les separa junto con el lodo primario en la unidad de clarificación preliminar. Con esta técnica se reduce el alto contenido de agua en los lodos biológicos.
Lodo químico	El término de lodo químico se refiere al lodo que se produce en la etapa de tratamiento fisicoquímico, y que se deposita en las unidades de sedimentación posteriores.

MC.2.9.2 Composición del lodo

La composición del lodo producido en las plantas de tratamiento de agua residual municipal depende de su origen y la etapa de digestión del mismo (tabla MC.2.9.2). El lodo primario proveniente de las unidades de sedimentación preliminar es de color gris amarillento, este lodo se descompone más rápidamente durante la época de calor. El lodo proveniente de las etapas de tratamiento biológico es más homogéneo. Cuando está fresco, su color varía de gris a marrón. Se descompone incluso con mayor rapidez debido a su alto contenido de materia orgánica (de 60 a 75 por ciento), la cual es atacada fácilmente por las bacterias saprófitas (CEPIS, 1991).

El lodo digerido por vía anaerobia adquiere un color negro, conserva el olor de alquitrán y puede deshidratarse con relativa facilidad. El contenido de materia orgánica es aún de un 50 por ciento, mientras que los sólidos se reducen en unos dos tercios. El lodo estabilizado aerobiamente tiene un color pardusco y un olor a tierra. El límite técnico en la estabilización aerobia es también de aproximadamente un 50 por ciento de los sólidos orgánicos presentes en el lodo estabilizado. Cuando se extiende en capas finas, se seca sobre lechos, en un periodo de dos semanas sin desprender olores desagradables (Vesilind *et al*;1988).

Tabla MC.2.9.2 Principales características de los lodos (CEPIS, 1991)

Parámetro	Características
<i>pH</i>	Por lo general, el pH de un lodo proveniente del proceso de sedimentación, es de alrededor de 7. El lodo digerido por completo o el lodo clarificado en la etapa de fermentación metanogénica presenta una reacción ligeramente alcalina (de 7 a 7.5), mientras que la reacción del lodo crudo o el lodo bajo fermentación ácida presenta valores de pH ligeramente ácidos (hasta 6 o menos). El pH del lodo es, por lo tanto, un indicador de la etapa de digestión.
<i>Contenido de agua, contenido de sólidos</i>	El contenido de agua en el lodo es técnicamente su característica más importante. Se determina a partir de la pérdida de peso debido a la total deshidratación del lodo en el baño María u horno de secado (a 105°C).
<i>Fracción volátil</i>	La fracción volátil es importante para el control del proceso de digestión. El material deshidratado con anticipación se calienta a alta temperatura (aproximadamente 30 minutos a 550°C) lo que permite determinar el porcentaje de sustancias orgánicas, es decir, la materia degradable. El lodo crudo contiene un 70% de materia orgánica y 30% de material mineral.

Tabla MC.2.9.2 Principales características de los lodos (continuación)

Parámetro	Características
<p>Ácidos volátiles (mg/CH₃COOH) (mmol/l)</p>	<p>Durante el proceso de digestión anaerobia, siempre se producen ácidos orgánicos de bajo peso molecular como productos intermedios. Éstos pueden ser destilados, por lo que se les conoce como ácidos volátiles. Este factor es muy importante para evaluar el proceso de digestión. Un incremento repentino en la cantidad de ácidos orgánicos por encima del valor normal constituye un índice de sobrecarga de materia orgánica o de daño a las bacterias metanogénicas (intoxicación).</p>
<p>Nutrientes</p>	<p>Los nutrientes son necesarios para que las bacterias se vuelvan biológicamente activas. En el lodo del agua residual doméstica existe una gran variedad de nutrientes. De acuerdo con Buswell (1980), se requieren 7 mg de nitrógeno por cada gramo de lodo próximo a descomponerse.</p>
<p>Organismos patógenos, quistes de parásitos, etc.</p>	<p>El lodo fresco puede contener toda clase de organismos patógenos, quistes de parásitos y otros organismos similares que subsisten en los excrementos humanos o animales. Por lo tanto esta clase de lodo constituye un material sumamente importante desde el punto de vista epidemiológico y sanitario. Las condiciones existentes en un digestor con un buen funcionamiento son tan favorables para las bacterias metanogénicas que los organismos patógenos perecen o su virulencia se ve debilitada. De la misma forma, los quistes de parásitos en gran parte mueren o pierden su capacidad de desarrollo durante el proceso de digestión. Sin embargo, debido al contenido de organismos patógenos, el tratamiento directo de un terreno con lodo de agua residual digerido por completo siempre exigirá adoptar ciertas medidas de precaución.</p>

MC.2.9.3 Procesos de tratamiento de lodos

Los procedimientos que existen para el tratamiento de los lodos varían según la fuente y el tipo de aguas residuales de las que se derivan, del proceso utilizado para el tratamiento del agua residual y del método último de disposición al que se destinan los lodos.

2.9.3.1 Pretratamiento

El objetivo de esta operación es conseguir que la alimentación del lodo a las instalaciones de tratamiento sea relativamente constante y homogénea. La mezcla y almacenamiento se puede llevar a cabo en una sola unidad o de forma separada en otras instalaciones.

MC.2.9.3.2 Espesamiento de los lodos

En el espesamiento, también conocido como consolidación, la concentración de sólidos en el lodo aumenta aproximadamente al doble por eliminación de una parte de la fracción líquida del mismo. Este aumento depende del tipo de lodo, teniendo los lodos activados un aumento al 3% de sólidos y los lodos primarios hasta cerca del 9% (Metcalf y Eddy, 1996).

MC.2.9.3.3 Estabilización de los lodos

El proceso de estabilización de los lodos se lleva a cabo para reducir la presencia de patógenos, eliminar los olores desagradables y reducir, inhibir o eliminar su potencial de putrefacción.

La supervivencia de los organismos patógenos, la proliferación de olores y la putrefacción, se producen cuando se permite que los microorganismos se desarrollen sobre la fracción orgánica o volátil del lodo.

Los medios de estabilización para eliminar el desarrollo de estas condiciones desagradables son: 1) reducción biológica del contenido de material volátil; 2) oxidación química de la materia volátil; 3) adición de agentes químicos para volver el lodo inadecuado para la supervivencia de los microorganismos, y 4) aplicación de calor con el objeto de desinfectar o esterilizar el lodo (Bruce, 1984).

MC.2.9.3.4 Acondicionamiento

El objetivo del acondicionamiento del lodo es mejorar sus características de deshidratación. Los dos métodos empleados comúnmente implican la adición de reactivos químicos y el tratamiento térmico.

MC.2.9.3.5 Desinfección

El proceso de desinfección se refiere a la eliminación de los organismos patógenos presentes en los lodos líquidos y deshidratados. Algunos procesos de estabilización también proporcionan una desinfección del lodo, por ejemplo, la estabilización con cal, el tratamiento térmico, la digestión anaerobia termofílica y la digestión aerobia termofílica. La digestión anaerobia y aerobia (exceptuando la variante termofílica) no desinfectan el lodo, pero permiten reducir notablemente la presencia de organismos patógenos.

Los métodos más adecuados para la desinfección de lodos líquidos procedentes de la digestión aerobia y anaerobia son la pasteurización y el almacenamiento a largo plazo. El almacenamiento a largo plazo y el composteo son, hasta ahora, los procedimientos más efectivos para la desinfección de lodos digeridos mediante procesos aerobios y anaerobios, y deshidratados (WPCF, 1984).

MC.2.9.3.6 Deshidratación

La deshidratación es una operación unitaria utilizada para reducir el contenido de humedad de los lodos provenientes del tratamiento del agua residual. Para la eliminación de la humedad se utilizan varias técnicas, unas se basan en la evaporación y percolación natural (deshidratación natural), y otras utilizan medios físicos, asistidos mecánicamente para acelerar el proceso (deshidratación artificial).

La remoción del contenido de humedad de los lodos es importante por varias razones. Es más fácil de manejar que el lodo líquido o espesado; se disminuyen los costos de transporte al lugar de disposición final, ya que se reduce el volumen y el peso; se reduce el material de enmienda o soporte en el proceso de composteo; se evita la generación de olores y que el lodo sea susceptible a la putrefacción; y se reduce la producción de lixiviados cuando el lodo es dispuesto en rellenos sanitarios (WPCF, 1984).

MC.2.9.3.7 Secado

El secado es una operación unitaria que involucra la reducción del contenido de agua por medio de la evaporación. Los lodos secos se pueden aprovechar como fertilizantes o acondicionadores del terreno.

MC.2.9.3.8 Reducción térmica

En la reducción térmica de los lodos se lleva a cabo, en primer lugar, la conversión total o parcial de los sólidos orgánicos a productos finales oxidados, principalmente CO₂ y agua, por incineración u oxidación por vía húmeda. En segundo lugar, la oxidación y volatilización parcial de los sólidos orgánicos por pirólisis o combustión completa.

MC.2.9.3.9 Disposición final

El lodo se puede disponer en terrenos de uso agrícola, terrenos forestales, terrenos marginales y terrenos especialmente preparados para su disposición. En todos los casos, la disposición al suelo se diseña con el objeto de conseguir un tratamiento adicional del lodo. La luz solar, los microorganismos que habitan el terreno y la desecación, se combinan para eliminar los organismos patógenos y muchas de las sustancias tóxicas presentes en el lodo. Los metales traza quedan atrapados en el suelo y los nutrientes son consumidos por las plantas convirtiéndolos en biomasa (Metcalf y Eddy, 1996).

El lodo actúa como acondicionador del suelo para facilitar el transporte de nutrientes, aumentar la retención de agua, y mejorar la aptitud del suelo para el cultivo.

MC.2. 10 Bibliografía

- Antonie, R. L. (1976) *Fixed biological surfaces wastewater treatment*. CRC Press Inc, Ohio.
- APHA, AWWA Y WPCF (1994) *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Díaz de Santos, editores, España. Cap. 2, 4 y 5.
- Arora, M. L., Barth, E. F. y Umphres, M. B. (1985) Technology evaluation of sequencing batch reactors. *Journal Water Pollut. Control Fed.* 57 (8), pp 867-875.
- Benefield, J. T. y Randall, C. W. (1980) *Biological process design for wastewater treatment*. ed. Prentice Hall, USA.
- Bortone, G. y Gemelli, S. (1992) Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5/6), pp 977-985.
- Brandes, M. (1978) Accumulation Rate and Characteristics of Septic Tank Sludge and Septage. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* Mayo 1978, pp 936-943.
- Bruce, A. (1984) Sewage Sludge Stabilisation and Disinfection. *Ellis Horwood Series: Water and Wastewater Technology*. Cap. 1 y 2.
- Canter L. y Knox R., (1985) *Septic Tank System Effects on Ground Water Quality*. Lewis Publishers, Inc. USA. Cap. 2 y 3.
- CEPIS (1978). *Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en Desarrollo*. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos. Cap. 2.
- CEPIS (1991) *Manual de Disposición de Aguas Residuales: Origen, descarga, tratamiento y análisis de las aguas residuales*. Programa de Salud Ambiental, CEPIS/OPS/OMS. Lima, Perú. Tomo II, cap. 6.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. Organización Panamericana de la Salud, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Lima, Perú. Ciclo: Tratamiento, Serie: Filtración rápida, Manual III: Teoría, Tomo I, cap. 1. Tomo III, cap.3.1.
- Chiesa, S. C. e Irvine, R. L. (1982) Growth and control of filamentous microbes in activate sludge - An integrated hypothesis. *Presented at the 55th Annu. Water Pollution Control Federation Conference*. St Louis, Mo.
- Ellis, T. G. (1992) The selection and design for sequencing batch reactors for treatment capacity expansion in Abu Dhabi. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5/6) 1105-1114
- González, M. S. y Elías, C. J. (1989) *Diseño de Biodiscos*. Series del Instituto de Ingeniería. No. 520, pp 9-42. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- González, M. S. y González B. O. (1994) *Tratamiento de Aguas Residuales en Reactores Discontinuos con Biomasa Suspendida*. Informe elaborado para la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (proyecto 2319). pp 22-35.
- Goronszy, M. C. (1979) Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *Journal Water Pollution Control Federation*. 51 (2), pp 274-287.
- Halmos, E. (1986) Treating Sewage in one Tank. *Civil Engineering/ASCE*. Abril. pp 64-65.
- Irvine, R. L. y Busch, A. W. (1979) Sequencing batch biological reactors - an overview. *Journal Water Pollution Control Federation*. 51 (2) 235-243
- Iwai S., Kitao T., (1994) *Wastewater Treatment with Microbial Films*. Technomic Publishing Co. INC. USA. Cap. 1.

- Josephson, F. M. (1982) Fixed film biological processes. *Environmental Science and Technology*. Vol. 16, No. 7, USA pp 380A-384A.
- Landa, V. H. (1996) *Filtración rápida de un efluente primario avanzado*. Tesis de Maestría. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F. 9-28.
- Manning, J. F. e Irvine, R. L. (1985) The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *Journal Water Pollution Control Federation*. 57 (1), pp 87-94.
- McWhorter, T. R. (1992) *Application of the Activated Sludge Process with Sequencing Batch Reactors*. McWhorter & Associates, Inc. Georgia U.S.A.
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill S.A. de C.V. Vol. 1, cap. 3, 6, 7 y 8, Vol. 2, cap. 11.
- Montgomery, J. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons., USA. Cap. 8.
- Morrissey, P. S., Altshul, S. J., Harleman, F. D. (1992) *Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment*. Final MIT/AUB Report. Ralph M. Parsons Laboratory Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts. pp 1-5.
- Norcross, K. L. (1992) Sequencing Batch Reactors - an overview. *Water Science Technology*. 26 (9/11), pp 2523-2526
- Noyola, R. A. (1998) *Fundamentos de la Digestión Anaerobia*. Curso: Digestión Anaerobia de Lodos y Aguas Residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, con apoyo de la Organización de Estados Americanos (OEA). México D.F. Diciembre de 1998. 1-5.
- Noyola, R. A. (1998a) *Reactores Anaerobios: Filtro y Reactor de Contacto*. Curso: Digestión Anaerobia de Lodos y Aguas Residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, con apoyo de la Organización de Estados Americanos (OEA). México D.F. Diciembre de 1998.
- Palis, J. C. e Irvine, R. L. (1985) Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor. *Journal Water Pollut. Control Fed.* 57 (1) 82-86
- Pelczar, J. (1986) *Microbiology*. 5ª Edition, McGraw-hill. New York. pp 56-58.
- Philip, H., Maunoir, S., Rambaud, A. y Philip, S. (1993) Septic Tank Sludges: Accumulation Rate and Biochemical Characteristics. *Water Science and Technology*, Vol. 28, No. 10, pp 57-64.
- Ramos, J. y Vega, E. (1993) Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. *Informe: Elaboración de dos Cursos de Capacitación en Materia de Tratamiento de Aguas Residuales (proyecto 2321)*. Instituto de Ingeniería, UNAM, México. Vol. 2, Módulo IV, pp 51-61.
- Sanks, R.L. (1978) *Water Treatment Plant Design*. Butterworth-Heinemann. USA. pp 230-245, 265-289.
- Speece, R. E. (1983) Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, Vol. 17, No. 9, pp 53-61.
- Snoeyink, V. L. y Jenkins, D. (1987) *Química del Agua*. Editorial Limusa, 1ª edición. México, D.F. 290-297.

- U.S. Environmental Protection Agency (1976) *National Interim Primary Drinking Water Regulations*, EPA-570/9-76-003, Washington, D.C., 1976.
- U.S. Environmental Protection Agency (1985) *Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*, EPA-660/4-85-014, Washington, D.C., 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989) *Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*, EPA-660/2^a ed., Washington, D.C., 1989.
- Vesilind, A. P., Hartman, C. G. y Skene, T. E. (1988) *Sludge Management & Disposal for the Practicing Engineer*. Lewis Publishers, Inc. USA. Cap. 1.
- Weber, W. (1979) *Control de la Calidad del Agua. Procesos fisicoquímicos*. John Wiley & Sons. Barcelona, España. Cap. 3 y 4.
- WEF (1992) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice No. 8*. Water Environmental Federation and American Society of Civil Engineers. USA. Vol. I, cap. 11 y 12. Vol. II, cap. 17 y 18.
- Welch, F. M. (1969) New approach to aerobic treatment of wastes. *Water and Wastes Engineering*. Vol. 6, USA, pp D12-D15.
- White, S.D. (1986) *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 3rd ed. pp 90-120.
- Wilderer, P.A. (1991) *New developments in industrial wastewater treatment*. In new developments in industrial wastewater treatment, WATOASI series, Vol. 191, Kluwer Academic Publishers.
- Winkler, M. (1994) *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. Limusa. México. Cap. 3, 6 y 8.
- Woese, C. R. (1981) Archibacterias. *Investigación y Ciencia*. (Edición en español de Scientific American). Barcelona, España. No. 59, pp 48-61.
- WPCF (Water Pollution Control Federation) (1984) *Sludge Disinfection: A Review of the Literature*. Prepared by WPCF Disinfection Committee. Washington, D.C. pp 6-15.

MC.2.10.1 Lecturas recomendadas

- Albert, L.A. (1988) *Curso básico de toxicología ambiental*. Segunda edición, LIMUSA.
- Benefield Larry, D. (1980) *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. Prentice-hall, Inc.
- Benefield Larry, D. (1982) *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-hall, Inc.
- Capella, S. (1998) *Generación de compuestos organoclorados en la cloración del agua residual*. Departamento de Química Analítica, Facultad de Química, UNAM
- Cooper P. F. (1981) The use of Biological Fluidized Beds for the Treatment of Domestic and Industrial Wastewater. *The chem. Eng. (8/9)* pp 373-376
- Cristopher, R. (1990) *Tratamiento de Aguas Superficiales para Países en Desarrollo*. Editorial Limusa.
- Harleman R. (1992) *Chemically Enhanced Primary Treatment for Municipal Wastewater. Flocculants, Coagulants and Precipitants for Drinking Water and Wastewater Treatment*. Intertech Conference, 1-18
- Jiménez, B. y Chávez, A. (1997) Treatment of Mexico City Wastewater for Irrigation Purpose. *Environmental Technology*. Vol 18, 721-736

- Jiménez, B., Chávez, A. y Hernández, C. (1998) Alternative Wastewater Treatment Intended for Agricultural Use in Mexico. Recycling and Reuse. 2° International Conference. Resources and Environmental Priorities and Challenge, 14-16. Milano, Italy
- Jiménez, V. A. (1997) *Desinfección de Efluentes Procedentes de un Proceso Biológico y de un Primario Avanzado Empleando Ozono*. Tesis, DEPFI, UNAM, México, D.F.
- Lamb, J. C. (1985) *Water Quality and Its Control*. Editorial John Wiley and Sons, Inc.
- Lucero, R. B. (1992) Características de diseño y operación de algunos filtros percoladores construidos en México. *Memorias del VIII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*; SMISAAC. México, D.F.
- Lavoie, C. (1983) Identification of strains isolated as total and fecal coliforms and comparison of both groups as indicators of fecal pollution in tropical climates. *Canada Journal of Microbiology*. (29) 689-693
- Longley, K. (1980) Comparison of Chlorine and Chlorine dioxide as Disinfectants. *Journal WPCF* 52 (8).
- Noyola, R. A. y Briones, M. R. (1990) *Obtención de Energía y Recuperación de Recursos a partir de los Desechos Orgánicos del Corredor Turístico Cancún-Tulum*. Instituto de Ingeniería, UNAM. México, D.F.
- Qasim, S. R. (1985) *Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation*. Editorial CBS College Publishing.
- Schmelkes, Corina (1992) *Cambiando el Mundo: Una perspectiva global del empresario para el desarrollo y el medio ambiente*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- Tebbut, T. H. Y. (1990) *Fundamentos de control de la calidad del agua*. Editorial Limusa
- U.S. Environmental Protection Agency (1993) *Municipal Wastewater Treatment Technology: Recent Developments*. Noyes Data Corporation.
- Valdivia, S. C. (1988) *Filtración Combinada en Lechos de Tezontle para el Tratamiento de Aguas Residuales*. Tesis, DEPFI, UNAM, México, D.F.

MC.3 TERCERA PARTE: PRÁCTICAS

MC.3.1 Fosas sépticas

Objetivo

Conocer el funcionamiento de una fosa séptica mediante la determinación de los parámetros usados en el control de la misma, evaluando su confiabilidad e identificándola como un sistema de pretratamiento.

Justificación

La fosa séptica es un elemento de tratamiento, diseñado y construido para recibir las descargas de aguas residuales domiciliarias, que al proporcionar un tiempo de permanencia adecuado es capaz de separar parcialmente los sólidos suspendidos, digerir una fracción de la materia orgánica presente y retener temporalmente los lodos, natas y espumas generadas. Es un dispositivo comúnmente aplicado dentro de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales a nivel doméstico en áreas con disponibilidad de agua adecuada, pero que no cuentan con el servicio de drenaje municipal.

En México 30.1 millones de habitantes carecen del servicio de alcantarillado, por lo que una solución a este problema es la alternativa del tratamiento *"in situ"*, el cual se puede realizar a nivel domiciliario, comunal e institucional. La fosa séptica es recomendable para casas aisladas o comunidades pequeñas (menos de 100 habitantes) debido a que el espacio de terreno requerido es mínimo y su mantenimiento es limitado y esporádico.

El efluente obtenido de la fosa séptica es relativamente bajo en sólidos suspendidos, sin embargo tiene un alto contenido orgánico y grandes cantidades de bacterias por lo que no puede ser descargado directamente a los cuerpos receptores o, la descarga debe ser a sitios especiales como campos de oxidación, en su modalidad de zanjas de infiltración, filtros subterráneos de arena; cámaras de oxidación y pozos de absorción. De lo anterior, la fosa séptica es una buena alternativa para el pretratamiento del agua residual.

CONTENIDO

- 1 EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA FOSA SÉPTICA**
 - 1.1 Parámetros de control de la fosa séptica**
 - 1.1.1 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)**
 - 1.1.2 Determinación de los Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles (SST y SSV)**
 - 1.1.3 Determinación del volumen de lodos acumulados y su grado de estabilización**
- 2 CONCLUSIONES**
- 3 CUESTIONARIO**
- 4 LECTURAS RECOMENDADAS**

1. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA FOSA SÉPTICA

La evaluación del funcionamiento de la fosa séptica se llevará a cabo mediante la determinación y análisis de los parámetros de control de la fosa séptica, los cuales incluyen la determinación de la Demanda Química de Oxígeno y de los Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles en el influente y efluente, y el volumen de lodos acumulados y su grado de estabilización.

1.1 Parámetros de control de la fosa séptica

1.1.1 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En esta práctica se determinará la DQO del agua residual a la entrada y salida de la fosa séptica para calcular la eficiencia de remoción de este parámetro de control.

- Material y equipo
 - El material, equipo y reactivos necesarios para la determinación de la DQO se describe en el apéndice I.
 - Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 100 ml
- Desarrollo

En esta práctica el alumno formará una muestra compuesta de agua residual de la entrada y la salida de la fosa séptica (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Las muestras compuestas se forman a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:

1. Tomar cuatro muestras puntuales de 500 ml de agua residual antes de la descarga a la fosa séptica durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
2. Tomar cuatro muestras puntuales de 500 ml de agua residual a la salida de la fosa séptica durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
3. Formar las muestra compuestas mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
4. Una vez que se formaron las muestras compuestas del influente y efluente de la fosa séptica, tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con el procedimiento para determinar DQO descrito en el mismo apéndice.
5. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de DQO al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$$

donde:

DQO_i es la DQO en mg/l del influente de la fosa séptica

DQO_o es la DQO en mg/l del efluente de la fosa séptica

- Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla los valores de DQO en mg/l para cada muestra compuesta.
2. El alumno deberá calcular la eficiencia de remoción de materia orgánica de la fosa séptica.

1.1.2 Determinación de los Sólidos Suspendedos Totales y volátiles (SST y SSV)

En esta práctica se determinarán los SST y SSV del agua residual a la entrada y salida de la fosa séptica para calcular el porcentaje de remoción de estos parámetros de control.

- Material y equipo

- El material, equipo y reactivos necesarios para la determinación de SST y SSV se describe en el apéndice I.
- Vasos de precipitado

- Desarrollo

Para la determinación de los SST y SSV se requiere una muestra compuesta del influente y efluente de la fosa séptica. El procedimiento es el siguiente:

1. Tomar de las muestras compuestas formadas en la práctica 1.1.1, con los vasos de precipitado, el volumen necesario para la determinación de SST y SSV (el volumen requerido para determinar los SST y SSV se especifica en el apéndice I).
2. Ambas muestras se tratarán de forma idéntica con el procedimiento para determinar los SST y SSV descrito en el apéndice I.
3. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de SST y SSV al inicio y al final del proceso con las siguientes ecuaciones:

$$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$$

donde:

SST_i son los SST en mg/l del influente de la fosa séptica

SST_o son los SST en mg/l del efluente de la fosa séptica

$$\%E = \frac{SSV_i - SSV_o}{SSV_i} * 100$$

donde:

SSV_i son los SSV en mg/l del influente de la fosa séptica

SSV_o son los SSV en mg/l del efluente de la fosa séptica

- Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla los valores de SST y SSV en mg/l para cada muestra compuesta.
2. El alumno deberá calcular la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales y volátiles de la fosa séptica.

1.1.3 Determinación del volumen de lodos acumulados en la fosa séptica y su grado de estabilización

En esta práctica el alumno determinará el volumen de lodos acumulados en la fosa séptica y el grado de estabilización de los mismos.

- Material y equipo

- Varilla de plástico perfectamente cubierta con tela blanca de algodón.
- Flexómetro
- Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
- Vasos de precipitado

- Desarrollo

1. Medir la altura de la cama de lodo en la fosa séptica introduciendo la varilla cubierta con tela blanca de algodón al interior de ésta a través del registro de inspección de salida de la fosa séptica.
2. Para conocer la altura de la cama de lodo se deberá medir con el flexómetro la altura en metros de la mancha que quedó marcada en la varilla (H).
3. Medir con el flexómetro el ancho de la fosa séptica en metros (h).
4. Medir con el flexómetro el largo de la fosa séptica en metros (l).
5. Calcular el área de la fosa séptica con la siguiente ecuación:

$$A = l * h$$

6. Calcular el volumen de lodos acumulados con la siguiente ecuación:

$$V = H * A$$

donde:

V = volumen de lodos acumulados, m³

H = altura de la cama de lodos, m

A = área de la cámara séptica, m²

7. Calcular el volumen de operación de la fosa séptica de la siguiente forma:
 - Medir con el flexómetro la altura del agua residual de la fosa séptica.
 - El volumen de operación de la fosa séptica se determina multiplicando la altura del agua residual por el área de la fosa séptica.
8. Tomar una muestra de 500 ml de lodo de la fosa séptica con el recipiente de plástico. Esta muestra se deberá tomar a través del registro de inspección con un recipiente de

plástico provisto de una varilla (de plástico o de madera) con una altura mayor a la de la fosa séptica, de tal manera que la persona que tomará la muestra no tenga que introducir la mano dentro de la fosa séptica.

9. Determinar los SST y SSV de los lodos de acuerdo con el procedimiento descritos en el apéndice 1. Cabe aclarar que el procedimiento para determinar los SST y SSV para lodos y para agua residual varía un poco, por lo que el alumno debe tener cuidado en el momento de consultar la técnica en el apéndice I de que sea específicamente para determinación de SST y SSV de lodos.
10. Calcular el porcentaje de reducción de sólidos volátiles en los lodos con la siguiente ecuación:

$$\%RSV = \frac{100 * (a - b)}{a - (a * b)}$$

donde:

%RSV - es el porcentaje de reducción de sólidos volátiles en los lodos

a - es la fracción decimal de sólidos volátiles en el influente

b - es la fracción decimal de sólidos volátiles en el efluente

- Resultados

1. El alumno deberá registrar el volumen de lodos acumulados en la fosa séptica.
2. El alumno deberá registrar el volumen de operación de la fosa séptica.
3. El alumno deberá registrar el valor del porcentaje de reducción de sólidos volátiles de los lodos de la fosa séptica.

2. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, el alumno deberá comprobar que la fosa séptica es capaz de remover aproximadamente el 70% de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua cruda y el 30% de la demanda química de oxígeno (DQO).

Durante la inspección de una fosa séptica se debe determinar el volumen de lodos acumulados, debido a que se relaciona con el tiempo óptimo para la extracción de éstos del tanque. Como regla general, se debe purgar un tercio del volumen de lodos acumulados cuando éstos alcanzan dos terceras partes del volumen de operación de la fosa séptica. Por lo tanto, el alumno deberá calcular cuál es el volumen de lodos acumulados con respecto al volumen de operación de la fosa séptica. Como conclusión deberá señalar, dependiendo del tiempo de funcionamiento de la fosa séptica, si ya es tiempo de extraer los lodos.

El porcentaje de reducción de sólidos volátiles de los lodos (RSV) se refiere al grado de estabilización del lodo. La estabilización es alta si hay una baja concentración de materia orgánica sin degradar. Un porcentaje de reducción de sólidos volátiles entre 40 y 60 indica una baja concentración de materia orgánica, siendo éste un lodo que puede ser dispuesto o utilizado con relativa seguridad. Por lo tanto el alumno deberá concluir a partir de los resultados obtenidos del RSV cuál es el grado de estabilización del lodo y qué indica un valor menor de 40%.

3. CUESTIONARIO

1. Describa el funcionamiento de una fosa séptica.
2. ¿Con base a las pruebas realizadas, considera necesario contar con un pretratamiento (fosa séptica) en esta planta?
3. ¿Qué otros procesos se pueden utilizar como pretratamiento en esta planta?
4. ¿Qué alternativas existen para realizar el pulimento del efluente de la fosa séptica que recibe agua residual de casas habitación?

4. LECTURAS RECOMENDADAS

- Alcántara, S. R. (1972) *Sistemas de eliminación de las aguas negras por fosas sépticas en una zona urbana*. Tesis. Facultad de Química, UNAM. México, D.F.
- Alth, M., y Alth, C. (1992) *Wells and septic systems*. Tab Books, Blue Ridge Summit, PA. 2ª Edición
- Boutin, C., Liénard, J., Romain, L. y Beyeler, L. (1993) *Experimental plants for very small communities: choice and design criteria for five different processes*. Water Science and Technology. 28 (10) 9-16.
- Canter, L. & Knox, R. (1985) *Septic Tank System Effects on Ground Water Quality*. Lewis Publishers, Inc. USA
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. CEPIS/OPS/OMS. Manual II. Lima, Perú.
- Escritt, L. (1984) *Sewerage and sewage treatment*. A Wiley-Interscience Publication. John Wiley and sons limited. New York, Toronto y Singapur.
- Mancebo, S. U. (1998) *Evaluación del funcionamiento de un sistema de tratamiento anaerobio in situ para el tratamiento de aguas residuales generadas en el Campus Universitario*. Tesis. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill S.A de C.V.
- Montgomery, J. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons., USA.
- Philip, H., Maunoir, S., Rambaud, A. y Philippi, S. (1993) *Septic sludges: accumulation rate and biochemical characteristics*. Water Science and Technology. 28 (10) 57-64.
- Sanks, R.L. (1978) *Water Treatment Plant Design*. Butterworth-Heinemann. USA.
- Tellez, B. M. (1997) *Evaluación Técnico-Económica de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Domiciliarias "In Situ"*. Tesis. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.
- Vesilind, A. P., Hartman, C. G. y Skene, T. E. (1988) *Sludge Management & Disposal for the Practicing Engineer*. Lewis Publishers, Inc. USA.
- WEF (1992) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of Practice No. 8. Water Environment Federation and American Society of Civil Engineers. USA, pp 1016-1019, 1026-1035

MC.3.2 Proceso fisicoquímico (coagulación - floculación)

Objetivos

Conocer los fundamentos del proceso de coagulación-floculación, así como la forma de operación del mismo, simulando la coagulación del agua residual para tener un adecuado control del proceso de coagulación-floculación que se realiza en la planta de tratamiento.

Justificación

La coagulación-floculación del agua residual constituye un proceso básico que determina en gran medida las condiciones de operación generales de la planta de tratamiento de tipo fisicoquímico. De este proceso depende, casi por completo, la mayor o menor eficiencia de la separación de sólidos por sedimentación y la duración de las corridas de filtración. La eliminación de turbiedad en los sedimentadores y en los filtros, así como la calidad del agua que se obtenga en ellos, se relaciona directamente con la manera como las partículas sean desestabilizadas y con la intensidad de las fuerzas que las aglutinan. Por lo tanto, el control del proceso debe constituir una de las principales preocupaciones en la operación de plantas de tratamiento basadas en este proceso.

CONTENIDO

- 1 SIMULACIÓN DE LAS CONDICIONES DE COAGULACIÓN DEL AGUA RESIDUAL**
 - 1.1 Prueba de jarras**
 - 1.1.1 Obtención del pH adecuado de coagulación**
 - 1.1.2 Obtención de la mejor dosis de coagulante al pH adecuado**
 - 1.1.3 Obtención de la mejor dosis de floculante al pH y dosis de coagulante adecuados**
 - 1.1.4 Determinación del volumen de lodo sedimentado y la concentración de sólidos totales**
 - 1.2 Conclusiones**
 - 1.3 Prueba de jarras modificada (CEPIS, 1978)**
 - 1.3.1 Conclusiones**
 - 1.4 Concentración óptima de coagulante. Aplicación práctica**
 - 1.4.1 Conclusiones**
- 2 CUESTIONARIO**
- 3 LECTURAS RECOMENDADAS**

1. SIMULACIÓN DE LAS CONDICIONES DE COAGULACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

1.1 Prueba de jarras

La prueba de jarras intenta simular las condiciones en las cuales coagula el agua en la planta de tratamiento; esto se logra agregando cantidades conocidas de coagulante a varias muestras de agua residual, agitándolas suavemente durante un período definido y determinando después la calidad y características de sedimentación de los flóculos, así como la turbiedad del sobrenadante.

- Material y equipo
 - Equipo de prueba de jarras, el cual consta de un agitador de paletas de 6 plazas capaz de operar a velocidades variables (de 0 a 200 rpm), un iluminador de flóculos localizado en la base del agitador de laboratorio y vasos cuadrados de precipitado de 1000 ml (figura 1).
 - Turbidímetro Hach o equivalente
 - Medidor de pH
 - Balanza analítica
 - Cronómetro
 - Pipetas graduadas
 - Probetas
 - Vasos de precipitado de 4 litros
- Reactivos
 - Solución de sulfato de aluminio, $(Al_2(SO_4)_3)$ al 20.24% y/o solución de cloruro férrico, $(FeCl_3)$ al 28%
 - Polímero aniónico Dow-23 o poliacrilamida
 - Solución de ácido sulfúrico, 0.1N (H_2SO_4)
 - Solución de hidróxido de sodio, 0.1N ($NaOH$)

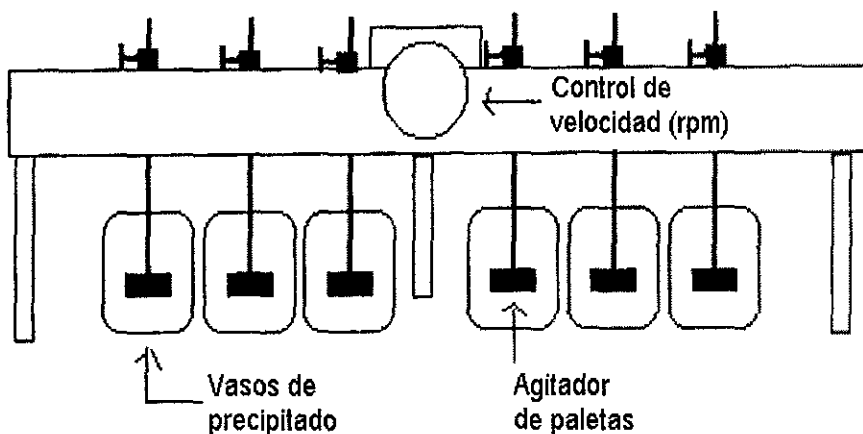


Figura 1. Equipo para la prueba de jarras

- Desarrollo

La práctica se divide en tres partes:

- A. Realización de la prueba de jarras, primero variando el pH y manteniendo la dosis de coagulante constante; después repetirla con el pH encontrado como óptimo y variando la dosis de coagulante.
- B. Repetir la prueba de jarras con el pH y la dosis de coagulante encontrados como óptimos y variando la dosis de floculante.
- C. Determinación del volumen de lodo sedimentado y la concentración de sólidos totales

Para evaluar el punto óptimo se comparan las turbiedades inicial y final de las muestras analizadas, determinando el porcentaje de remoción de turbiedad (turbiedad residual) en el proceso fisicoquímico.

1.1.1 Obtención del pH adecuado de coagulación

- Desarrollo

En la planta de tratamiento, antes de la descarga de agua residual al tanque de coagulación-floculación, el alumno deberá tomar seis muestras de agua de 4 litros cada una con los vasos de precipitado. Dichas muestras deben ser analizadas con el siguiente procedimiento:

1. Colocar 1 litro de cada muestra en los vasos de precipitado del equipo para la prueba de jarras.
2. Medir la turbiedad inicial de cada muestra con el turbidímetro Hach o equivalente (la técnica para medir turbiedad se muestra en el apéndice I).
3. Ajustar el pH de cada muestra a 3, 5, 7, 9, 11 y 13 respectivamente; con las soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.

Para obtener valores de pH ácidos (3 y 5) se debe agregar la solución de ácido sulfúrico con una pipeta. Añadir el ácido lentamente y medir continuamente el pH hasta que se alcance el valor deseado. Para valores de pH básicos (9, 11 y 13) se agrega la solución de NaOH con una pipeta de la misma forma que el ácido sulfúrico (la técnica para medir pH con el medidor de pH se muestra en el apéndice I).

4. Agregar 20 mg/l de sulfato de aluminio a cada muestra y mezclar con el agitador de paletas de seis plazas, según la siguiente secuencia:
 - a) 0.5 minutos a 150 rpm
 - b) 3 minutos a 30 rpm
 - c) 7 minutos a 20 rpm

A continuación se presenta un ejemplo de los cálculos y operaciones para obtener el volumen de $Al_2(SO_4)_3$ requerido para preparar una solución de 250 ml de $Al_2(SO_4)_3$ con una concentración de 10 mg/ml, los cuales se agregarán a las jarras de 1 litro, por lo que se tendrá una concentración de 10mg de sulfato de aluminio en un litro (10mg/l).

1 litro comercial de sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ contiene 20.24%.

El peso específico del $Al_2(SO_4)_3$ es 1.225

Por lo tanto: $(1.225 \cdot 20.24) / 100 = 0.2479 \text{ kg/l}$

$0.2479 \text{ kg/l} = 247.9 \text{ mg/ml}$

El volumen de la solución de coagulante se determina con la siguiente ecuación:

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

donde:

V_1 – volumen de coagulante requerido para una concentración de 10mg/ml

$V_2 = 250 \text{ ml}$, volumen que se preparará de solución

$C_1 = 247.9 \text{ mg/ml}$, concentración del sulfato de aluminio comercial

$C_2 = 10 \text{ mg/ml}$, concentración de sulfato de aluminio deseada

Sustituyendo estos valores:

$$V_1 = (C_2 V_2) / C_1 = (10 \text{ mg/ml} \cdot 250 \text{ ml}) / 247.9 \text{ mg/ml} = 10.08 \text{ ml}$$

Para preparar la solución se deberán verter 10.08 ml de la solución comercial a un matraz volumétrico y aforar con agua destilada a 250 ml. 1ml de esta solución contiene 10 mg de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. 2 ml de esta solución contienen 20 mg y así sucesivamente, por lo que para estas prácticas es suficiente si sólo se prepara una vez.

- Posteriormente, dejar sedimentar durante 10 minutos y tomar cuidadosamente 25 ml del sobrenadante de cada muestra con una probeta.
- A estas muestras de 25 ml se les determina la turbiedad final de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
- Calcular la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

- Seleccionar el pH en que se obtuvo el mayor porcentaje de turbiedad residual.

Nota: En la obtención del pH adecuado de coagulación utilizando como coagulante cloruro férrico, se llevan a cabo los mismos pasos descritos añadiendo 20 mg/l de FeCl_3 en lugar del sulfato de aluminio.

1.1.2 Obtención de la mejor dosis de coagulante al pH adecuado

- Desarrollo

- De las muestras iniciales que se tomaron para obtener el pH adecuado de coagulación se colocan 1 litro de cada muestra en los vasos de precipitado del equipo para la prueba de jarras.
- Medir la turbiedad inicial de cada muestra con el turbidímetro Hach o equivalente (la técnica para medir turbiedad se muestra en el apéndice I).

3. Ajustar a cada muestra el pH correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.1. Este valor de pH se ajusta con las soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.
4. Agregar a cada muestra la dosis de coagulante correspondiente a 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/l de sulfato de aluminio (en el punto 1.1.1 se indica cómo preparar la solución para obtener estas concentraciones).
5. Mezclar con el agitador de paletas de seis plazas, según la siguiente secuencia:
 - a) 0.5 minutos a 150 rpm
 - b) 3 minutos a 30 rpm
 - c) 7 minutos a 20 rpm
6. Dejar sedimentar durante 10 minutos y tomar cuidadosamente 25 ml del sobrenadante de cada muestra con una probeta.
7. A estas muestras de 25 ml se les determina la turbiedad final de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
8. Calcular la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_f}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_f es la turbiedad final después del tratamiento

9. Seleccionar la dosis de coagulante en que se obtuvo el mayor porcentaje de turbiedad residual.

Nota: En la obtención de la mejor dosis de coagulante al pH adecuado utilizando como coagulante cloruro férrico, se llevan a cabo los mismos pasos descritos añadiendo 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/l de $FeCl_3$ en lugar del sulfato de aluminio.

1.1.3 Obtención de la mejor dosis de floculante al pH y dosis de coagulante adecuados

- Desarrollo

1. De las muestras iniciales que se tomaron para obtener el pH adecuado de coagulación se colocan 1 litro de cada muestra en los vasos de precipitado del equipo para la prueba de jarras.
2. Medir la turbiedad inicial de cada muestra con el turbidímetro Hach o equivalente (la técnica para medir turbiedad se muestra en el apéndice I).
3. Ajustar a cada muestra el pH correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.1. Este valor de pH se ajusta con las soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.
4. Agregar a cada muestra la dosis de coagulante correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.2.
5. Agregar a cada muestra la dosis de floculante correspondiente a 0.2, 0.4, 0.8, 1.0, 1.2 y 1.5 mg/l de polímero aniónico Dow-23.
6. Mezclar con el agitador de paletas de seis plazas, según la siguiente secuencia:
 - a) 10 segundos a 100 rpm

- b) 1 minuto a 50 rpm
- c) 3 minutos a 20 rpm

7. Dejar sedimentar durante 5 minutos y tomar cuidadosamente 25 ml del sobrenadante de cada muestra con una probeta.
8. A estas muestras de 25 ml se les determina la turbiedad final de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
9. Calcular la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

10. Seleccionar la dosis de floculante en que se obtuvo el mayor porcentaje de turbiedad residual.

1.1.4 Volumen de lodo sedimentado y concentración de sólidos

- Desarrollo

1. De las muestras iniciales que se tomaron para obtener el pH adecuado de coagulación se coloca 1 litro de cada muestra en los vasos de precipitado del equipo para la prueba de jarras.
2. Medir la turbiedad inicial de cada muestra con el turbidímetro Hach o equivalente (la técnica para medir turbiedad se muestra en el apéndice I).
3. Ajustar a cada muestra el pH correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.1. Este valor de pH se ajusta con las soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.
4. Agregar a cada muestra la dosis de coagulante correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.2.
5. Agregar a cada muestra la dosis de floculante correspondiente a la menor turbiedad residual obtenida en el punto 1.1.3.
6. Mezclar con el agitador de paletas de seis plazas, según la siguiente secuencia:
 - a) 10 segundos a 100 rpm
 - b) 1 minuto a 50 rpm
 - c) 3 minutos a 20 rpm
7. Dejar sedimentar durante 5 minutos. Retirar con cuidado el sobrenadante de cada muestra y colocar el lodo sedimentado en una probeta de 500 ml.
8. Agitar la probeta invirtiéndola tres veces y determinar el volumen ocupado por la suspensión a intervalos de 5, 10, 15, 20 y 30 minutos.
9. Transcurridos los 30 min, retirar el sobrenadante y determinar la concentración de sólidos totales del lodo sedimentado de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.

- Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla el valor de la turbiedad inicial, final y el porcentaje de turbiedad residual a cada pH (manteniendo la dosis de coagulante constante).
2. El alumno deberá reportar en forma de tabla el valor de la turbiedad inicial, final y el porcentaje de turbiedad residual a diferentes dosis de coagulante a pH constante.
3. El alumno deberá reportar en forma de tabla el valor de la turbiedad inicial, final y el porcentaje de turbiedad residual a diferentes dosis de floculante a pH y dosis de coagulante constante.
4. El alumno deberá identificar en los tres casos la condición en que se logró el menor porcentaje de turbiedad residual.
5. El alumno deberá reportar en forma de tabla el volumen ocupado en ml/l y la concentración de sólidos en porcentaje de sólidos totales referidos al coagulante utilizado en la práctica.

1.2 Conclusiones

El tratamiento fisicoquímico del agua consiste en la coagulación y floculación de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual. La coagulación-floculación entendida como sistema de tratamiento consiste de tres etapas:

- a) Desestabilización del coloide.
- b) Formación de flóculos.
- c) Sedimentación de los flóculos y separación de los mismo del agua.

El alumno deberá identificar cada etapa del tratamiento fisicoquímico en la prueba de jarras, por lo tanto deberá mencionar cuáles son los pasos en donde se presenta la desestabilización del coloide, la formación de los flóculos y la sedimentación y separación de los flóculos.

De acuerdo con los resultados, el alumno deberá mencionar cuáles son las mejores condiciones de operación del tratamiento fisicoquímico (pH, dosis de coagulante y dosis de floculante) para lograr un efluente de buena calidad.

Para obtener una mejor representación de los resultados se sugiere trazar una curva de la dosis de coagulante contra la turbiedad residual, en donde se grafica en las ordenadas la dosis de coagulante en mg/l y en las abscisas la turbiedad residual. Con esta gráfica se podrá observar el comportamiento del proceso de coagulación-floculación de acuerdo con el tipo de coagulante y la concentración de éste.

1.3 Prueba de jarras modificada (CEPIS, 1978)

- Material y equipo

- Equipo de prueba de jarras, el cual consta de un agitador de paletas de 6 plazas capaz de operar a velocidades variables (de 0 a 200 rpm), un iluminador de flóculos localizado en la base del agitador de laboratorio y vasos cuadrados de precipitado de 1000 ml (figura 1).
- Turbidímetro Hach o equivalente
- Medidor de pH

- Balanza analítica
- Cronómetro
- Pipetas graduadas
- Probetas
- Vasos de precipitado

• Reactivos

- Solución de sulfato de aluminio, $(Al_2(SO_4)_3)$ al 20.24% y/o solución de cloruro férrico, $(FeCl_3 \cdot 6H_2O)$ al 20%
- Solución de ácido sulfúrico, 0.1N (H_2SO_4)
- Solución de hidróxido de sodio, 0.1N (NaOH)

• Desarrollo

En la planta de tratamiento, antes de la descarga de agua residual al tanque de coagulación-floculación, el alumno deberá tomar seis muestras de agua de un litro cada una con los vasos de precipitado. Dichas muestras deben ser analizadas con el siguiente procedimiento:

1. Colocar 1 litro de cada muestra en los vasos de precipitado del equipo para la prueba de jarras.
2. Determinar el pH adecuado de coagulación como se describe en el punto 1.1.1
3. Ajustar a cada muestra el pH correspondiente a la máxima eliminación de turbiedad obtenida (ver punto 1.1.1). El valor del pH se ajusta con las soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.
10. Medir la turbiedad inicial de cada muestra con el turbidímetro Hach o equivalente (la técnica para medir turbiedad se muestra en el apéndice I).
11. Agregar a cada muestra la dosis de coagulante correspondiente a 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/l de sulfato de aluminio (en la práctica 1.1.1 se da un ejemplo de los cálculos para preparar la solución de coagulante a la concentración deseada).
12. Mezclar con el agitador de paletas de seis plazas, según la siguiente secuencia:
 - a) 0.5 minutos a 150 rpm
 - b) 3 minutos a 30 rpm
 - c) 7 minutos a 20 rpm
7. Suspender la agitación y empezar a tomar muestras de 25 ml del sobrenadante a intervalos regulares, por ejemplo, 1 min, 3 min, 5 min, 10 min, 60 min. Para extraer las muestras se puede usar una pipeta volumétrica introduciéndola de 4 a 5 cm dentro del agua.
8. A estas muestras de 25 ml se les determina la turbiedad final de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
9. Calcular la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

10. Seleccionar la dosis de coagulante en que se obtuvo el mayor porcentaje de turbiedad residual.

Nota: Si se utiliza como coagulante cloruro férrico, durante el ensayo se llevan a cabo los mismos pasos descritos añadiendo 10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/l de FeCl_3 en lugar del sulfato de aluminio.

- Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla el valor de la turbiedad inicial, final y el porcentaje de turbiedad residual a diferentes dosis de coagulante a pH constante para cada tiempo.
2. Con los resultados obtenidos el alumno elaborará una gráfica de porcentaje de turbiedad residual contra el tiempo de sedimentación (en la figura 2 se presenta un ejemplo de esta gráfica).

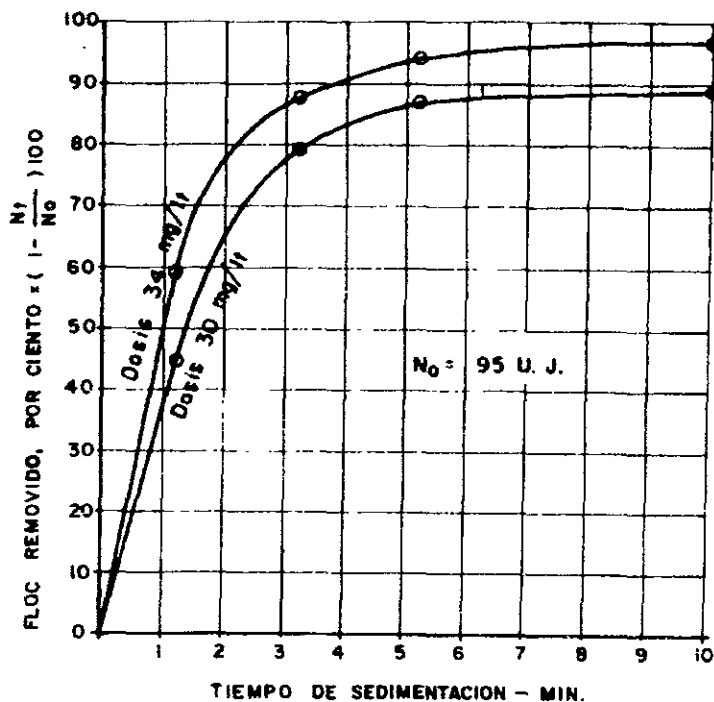


Figura 2. Velocidad de eliminación de los floculos (CEPIS, 1978)

1.3.1 Conclusiones

La prueba de jarras modificada presenta una alternativa para determinar la mejor dosis de coagulante dependiendo de la velocidad de eliminación del floculo. Por lo que esta prueba es útil para:

- Comparar el trabajo de varias dosis de coagulantes.
- Comparar el trabajo de distintos coagulantes.
- Comparar el trabajo de los coagulantes en las jarras y en la planta de tratamiento.

En el último caso, existe la alternativa de comparar los resultados obtenidos de una muestra de agua cruda y una muestra de agua proveniente de la salida del proceso, en este caso se dibujan curvas similares para cada muestra.

1.3 Concentración óptima de coagulante. Aplicación práctica

El objetivo de este ensayo es el de determinar la concentración de la solución de coagulante que dé los mejores resultados en la planta de tratamiento.

- Material y equipo

- Equipo de prueba de jarras, el cual consta de un agitador de paletas de 6 plazas capaz de operar a velocidades variables (de 0 a 200 rpm), un iluminador de flóculos localizado en la base del agitador de laboratorio y vasos cuadrados de precipitado de 2000 ml (figura 1).
- Turbidímetro Hach o equivalente
- Medidor de pH
- Cronómetro
- Pipetas graduadas
- Probetas

- Reactivos

- Solución de sulfato de aluminio, $(Al_2(SO_4)_3)$ al 20.24% y/o solución de cloruro férrico, $(FeCl_3 \cdot 6H_2O)$ al 20%
- Polímero aniónico Dow-23 o poliacrilamida
- Solución de ácido sulfúrico, 0.1N (H_2SO_4)
- Solución de hidróxido de sodio, 0.1N ($NaOH$)

- Desarrollo

1. Efectuar una prueba de jarras convencional y determinar la dosis óptima de coagulante como se indica en los puntos 1.1.1 y 1.1.2. En esta práctica se deben emplear soluciones de coagulante al 10% y al 1% ésta última tiene un pH entre 4 y 4.5.
2. Preparar, a partir de una solución patrón al 10% (100 g/l) de coagulante, una solución al 5%, añadiendo 5 ml de dicha solución en 5 ml de agua destilada. (El procedimiento para preparar la solución al 10% se ejemplifica en la práctica 1.1.1).
3. De igual forma, preparar, a partir de la solución de coagulante al 1% (10 g/l), soluciones del 0.5%, añadiendo a 5 ml de agua destilada 5 ml de dicha solución, y de 0.1% añadiendo a 9 ml de agua destilada a 1 ml de la misma solución.
4. Verter en 5 vasos de precipitado la misma cantidad de agua de la muestra (2000 ml) y agregarles la dosis óptima encontrada en la prueba de jarras, pero con soluciones de coagulante con concentraciones de 10, 5, 1, 0.5 y 0.1%.

Por ejemplo, si se usan jarras de 2000 ml y la dosis óptima es de 20mg/l, habrá que poner 0.4 ml del 10% a la primera jarra, 0.8 ml del 5% a la segunda, 4 ml del 1% a la tercera, 8 ml del 0.5% a la cuarta y 40 ml del 0.1% a la quinta. La relación de estas concentraciones se presenta en la tabla 1.

5. Una vez que se realizó la mezcla rápida, se procede a flocular y sedimentar el agua en la forma usual.
6. Tomar con cuidado 25ml del sobrenadante del tanque y determinar la turbiedad final de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
7. Calcular la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

8. Seleccionar la concentración de coagulante en que se obtuvo el mayor porcentaje de turbiedad residual.

Tabla1. Cantidad en ml que hay que agregar a un vaso de precipitado de 2000 ml para obtener distintas dosificaciones, según sea la concentración de la solución de coagulante (CEPIS/OPS, 1978)

Dosis por aplicar (mg/l)	Concentración de la solución de coagulante				
	10%	5%	1%	0.5%	0.1%
10	0.2	0.4	2	4	20
15	0.3	0.6	3	6	30
20	0.4	0.8	4	8	40
25	0.5	1.0	5	10	50
30	0.6	1.2	6	12	60
35	0.7	1.4	7	14	70
40	0.8	1.6	8	16	80
45	0.9	1.8	9	18	90
50	1.0	2.0	10	20	100

• Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla el valor de la turbiedad inicial, final y el porcentaje de turbiedad residual a diferentes concentraciones de la solución de coagulante.
2. El alumno deberá elaborar una gráfica de la influencia de la concentración de la solución del coagulante sobre la eficiencia del tratamiento graficando la concentración de la solución del coagulante contra la turbiedad residual.

1.4.1 Conclusiones

Con este ensayo se puede demostrar que la concentración de la solución del coagulante influye en la eficiencia de la mezcla rápida y cambia los resultados de la coagulación. De acuerdo con el objetivo de la práctica, el alumno deberá concluir cuál es la concentración de la solución de coagulante con la que se obtiene la mejor remoción de turbiedad, así mismo deberá mencionar cómo influye la concentración del coagulante sobre la remoción

y cuál es la razón de que se obtengan diferentes valores de turbiedad residual para la misma dosis de coagulante pero a diferentes concentraciones del mismo.

2 CUESTIONARIO

1. ¿Cuál es la metodología utilizada en la determinación de la eficiencia de un proceso de coagulación?
2. ¿Qué contaminantes son removidos del agua residual en un proceso de coagulación floculación?
3. ¿En qué consiste la prueba de jarras?
4. ¿De qué manera influye la concentración del coagulante?
5. ¿Qué precauciones se deben tomar para que la prueba de jarras sea un ensayo representativo del proceso de coagulación?
6. ¿Considera que la medición de la turbiedad es una determinación definitiva para evaluar la eficiencia de esta prueba?

3 LECTURAS RECOMENDADAS

- CEPIS, 1978. *Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en desarrollo*. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. CEPIS/OPS/OMS. Manuales I y II. Lima, Perú.
- Departamento de Sanidad de Nueva York. (1981) *Manual de tratamiento de aguas*. Limusa. México
- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México.
- Harleman, R. (1992) *Chemically Enhanced Primary Treatment for Municipal Wastewater. Flocculants, Coagulants and Precipitants for Drinking Water and Wastewater Treatment*. Intertech Conference. 1-18
- Landa, V. H., Leyva, A. A., Santos, M. S. Y Jiménez, C. B. (1998) *Opciones de tratamiento para las aguas residuales de la Zona Metropolitana de Guadalajara*. Primer Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales. UAM y CINAM, Tomo II, 39-1 a 39-9, México.
- Landa, V. H., Leyva, A. A., y Jiménez, C. B. (1998) *Nuevas tecnologías para la filtración de agua residual*. Primer Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales. UAM y CINAM, Tomo II, 46-1 a 46-10, México.
- Poland, J. y Pagano, T. (1988) *Jar Testing*. Water Treatment Primer. CE 4124: Environmental Information Management Civil Engineering Dept., Virginia Tech. Consulta en Internet, dirección: <http://www.ce.vt.edu/enviro2/wtprimer/jartest/jartest.html>.
- Sánchez, C. M. (1986) *Determinación y selección de los parámetros fisicoquímicos óptimos para el proceso de coagulación-floculación de la planta potabilizadora piloto "Necaxa"*. Tesis. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.
- Sincero, A. y Sincero, G. (1996) *Environmental Engineering, A Design Approach*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- Solis, V. B. (1990) *Diseño de una planta piloto para la remoción de arsénico del agua de pozos, mediante el proceso de coagulación-floculación*. Tesis. Facultad de Química, UNAM. México, D.F.

MC.3.3 Proceso biológico (Reactores discontinuos secuenciales, SBR)

Objetivos

Comprender el funcionamiento de los reactores discontinuos secuenciales (SBR) mediante la determinación de la eficiencia del proceso biológico en la remoción de materia orgánica, sólidos y nutrientes.

Trazar una curva de las cinéticas de eliminación del nitrógeno amoniacal y de la materia orgánica analizando el comportamiento del reactor con respecto al tiempo.

Justificación

El proceso SBR es un sistema constituido por un cultivo mixto de microorganismos en la forma de biomasa en suspensión. A pesar de pertenecer a los procesos de lodos activados, el sistema SBR está orientado en función del tiempo -donde el flujo, el mezclado, la aeración y el volumen del reactor son variables de acuerdo a una estrategia de funcionamiento periódico- y no en función del espacio como en el caso de los lodos activados convencionales.

En su forma más simple, está constituido por un tanque que funciona bajo el sistema de llenado-vaciado. El tanque se llena durante un tiempo dado y en seguida se pone a funcionar como un reactor en lotes. Cada tanque efectúa las funciones de igualación, aeración y decantación en una secuencia con respecto al tiempo. Un ciclo clásico del proceso SBR se divide en cinco fases: llenado, reacción, decantación, vaciado y un periodo de tiempo muerto.

El proceso SBR está diseñado para realizar la eliminación de materia orgánica, nitrificación, y es posible que además se obtenga una desnitrificación, por lo que para determinar la eficiencia del proceso se deben cuantificar principalmente la DBO, la DQO, la cantidad de sólidos presentes en el sistema, el nitrógeno amoniacal y los nitratos y nitritos.

CONTENIDO

- 1 **COMPRESIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS SBR****
- 1.1 **Eficiencia del proceso biológico en la remoción de materia orgánica****
- 1.1.1 **Determinación de la DBO****
- 1.1.2 **Determinación de la DQO****
- 1.2 **Eficiencia del proceso biológico en la remoción de sólidos.****
- 1.3 **Eficiencia del proceso biológico en la remoción de nutrientes****
- 1.3.1 **Determinación del nitrógeno amoniacal****
- 1.3.2 **Determinación de nitratos y nitritos.****
- 2 **ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DEL REACTOR CON RESPECTO AL TIEMPO****
- 2.1 **Trazado de la curva de las cinéticas de eliminación del nitrógeno amoniacal y de la materia orgánica****
- 3 **CONCLUSIONES****
- 4 **CUESTIONARIO****
- 5 **LECTURAS RECOMENDADAS****

1. COMPRENSIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS SBR

1.1 Eficiencia del proceso biológico en la remoción de materia orgánica

1.1.1 Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La remoción de materia orgánica de un agua residual (o de cualquier agua) tratada mediante un proceso biológico se realiza con la ayuda de las bacterias presentes ya que éstas la utilizan como alimento. Si el sistema es aerobio debe disponerse de oxígeno para la respiración, entonces la capacidad de las bacterias para digerir materia orgánica se mide con la prueba de la DBO.

En el proceso SBR la degradación de los compuestos se realiza en función del tiempo. En la tabla 1 se presentan los tiempos necesarios para llevar a cabo la biodegradación de la materia orgánica y la nitrificación, es posible que además se obtenga una desnitrificación con la estrategia propuesta.

Tabla 1. Parámetros de operación para cada ciclo

Fase	Tiempo (horas)
Alimentación con mezclado	1.0
Alimentación con aeración	1.0
Reacción	4.0
Sedimentación	1.0
Vaciado	0.5
Tiempo muerto	1.0
Tiempo total por ciclo	8.5

- Material y equipo
 - El material y equipo requerido para esta práctica se presenta en el apéndice I en donde se describe la técnica para la determinación de DBO.
 - Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 200 ml
- Desarrollo

En esta práctica la toma de muestras se llevará a cabo cada media hora durante las fases de alimentación, reacción y sedimentación. La primera muestra se debe tomar antes de que el agua residual entre al reactor SBR, esta muestra corresponderá al tiempo cero (t_0). Las siguientes muestras se toman directamente en el reactor SBR cada media hora, por lo tanto la última muestra se tomará después de 7 horas, antes de comenzar la fase de vaciado del reactor. En total se tomarán 15 muestras de 500ml cada una. Las muestras se tomarán en los recipientes de plástico y deben permanecer en refrigeración hasta el momento de su análisis. En este momento, en los vasos de precipitado se toma el volumen requerido de muestra, el cual se indica en el apéndice I. En la figura 1 se representa la toma de muestras para cada corrida experimental.

Todas las muestras se tratarán de forma idéntica con el procedimiento descrito en el apéndice I para la determinación de DBO soluble.

• Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma tabular la DBO soluble en mg/l para cada tiempo.
2. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de DBO al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$$

donde:

DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (t=0)

DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (t=7)

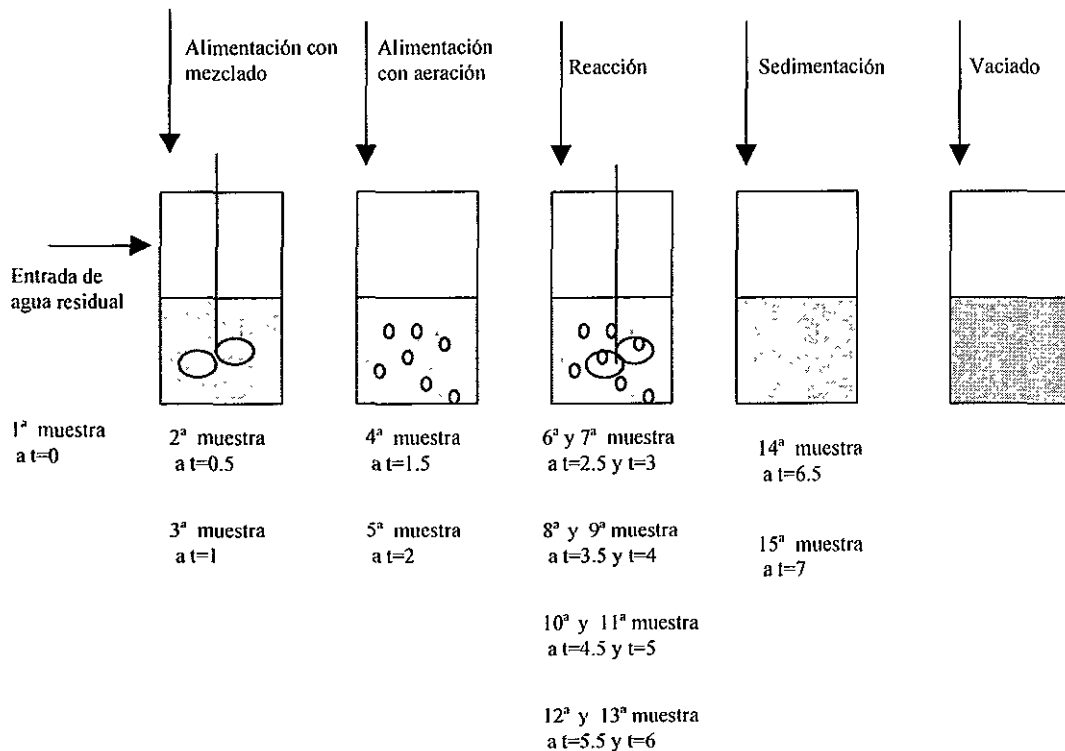


Figura 1. Toma de muestras en el reactor SBR

1.1.2 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

No toda la materia orgánica puede eliminarse mediante la digestión microbiana, la materia orgánica susceptible de oxidación se determina mediante la prueba de la DQO.

- **Material y equipo**

- El material y equipo requerido para esta práctica se presenta en el apéndice I en donde se describe la técnica para la determinación de DQO.
- Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
- Vasos de precipitado de 200 ml

- **Desarrollo**

1. Las muestras para determinar la DQO del proceso se toman de la misma forma que en la determinación de DBO.
2. Todas las muestras se tratarán de forma idéntica con el procedimiento descrito en el apéndice I para determinar DQO soluble.

- **Resultados**

1. El alumno deberá reportar en forma tabular la DQO soluble en mg/l para cada tiempo.
2. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de DQO al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$$

donde:

DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (t=0)

DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (t=7)

1.2 Eficiencia del proceso biológico en la remoción de sólidos

1.2.1 Determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La característica física más importante de un agua residual es su contenido total de sólidos, los cuales se componen de materia flotante, materia sedimentable, materia coloidal y materia en solución.

En esta práctica se realizará la determinación de los SST al inicio y al final del proceso para obtener la eficiencia de remoción del sistema, así mismo también se determinarán los SST en el tanque SBR para conocer las condiciones de la biomasa. En los reactores SBR se debe tener 2500mg/l de SST para obtener una mejor degradación de los compuestos.

- Material y equipo
 - El material y equipo requerido para esta práctica se presenta en el apéndice I en donde se describe la técnica para la determinación de SST.
 - Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
 - Vasos de precipitado

- Desarrollo

Para determinar la eficiencia de remoción de SST en el proceso biológico y las condiciones en las que se encuentra la biomasa, el alumno deberá tomar tres muestras de 500ml cada una. En el apéndice I se describe el procedimiento y equipo necesario para la toma de muestras.

La primera muestra se toma antes de la descarga de agua residual al reactor SBR, la segunda muestra de toma después de 7 horas de funcionamiento antes de comenzar la fase de vaciado del reactor (ver figura 1). La tercera muestra se toma después de tres horas de que se alimentó el reactor.

Las tres muestras se tratarán de forma idéntica con el procedimiento descrito en el apéndice I para la determinación de sólidos suspendidos totales

La primera y segunda muestra se usarán para determinar la eficiencia del proceso en la remoción de SST, mientras que la tercera muestra será para conocer las condiciones en las que se encuentra la biomasa.

- Resultados

1. El alumno deberá presentar de forma tabular los valores de SST en mg/l para cada muestra.
2. La eficiencia de remoción de sólidos del proceso biológico se determina comparando las concentraciones de SST al inicio y al final del proceso (valores correspondientes a la primera y segunda muestra) con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$$

donde:

SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (t=0)

SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (t=7)

1.3 Eficiencia del proceso en la remoción de nutrientes

1.3.1 Determinación del nitrógeno amoniacal (N-NH₃)

Los compuestos de nitrógeno se encuentran entre los principales contaminantes del agua, y se pueden encontrar en los residuos acuosos de varias industrias, en los residuos

agrícolas y en los residuos domésticos. Los compuestos de nitrógeno se presentan en las corrientes residuales como amoníaco, nitratos y nitritos, compuestos orgánicos solubles y materia orgánica en suspensión o en forma de partículas.

Aunque parte del amoníaco se asimila a la biomasa en los sistemas biológicos de tratamiento, el proceso biológico más significativo para la remoción del amoníaco es la oxidación bacteriana del amoníaco a nitratos y nitritos, conocida como nitrificación. La nitrificación suministra la fuente de energía para las bacterias nitrificantes aerobias y autótrofas, y se consume gran cantidad de amoníaco para el crecimiento de las bacterias nitrificantes. Se observará que, si bien la nitrificación elimina amoníaco, no remueve nitrógeno, sino que lo convierte en una forma diferente.

Los nitritos y nitratos, producidos por nitrificación o presentes en aguas residuales originales, se pueden eliminar por reducción microbiológica a nitrógeno gaseoso. Este proceso se conoce como desnitrificación y ocurre en condiciones anóxicas, donde ciertos microorganismos utilizan los nitritos y nitratos como una fuente optativa de oxígeno. Debido a que el producto de la desnitrificación es un gas no contaminante, liberado de la fase acuosa, la desnitrificación constituye un verdadero proceso de remoción del nitrógeno.

- Material y equipo

- El material y equipo requerido para esta práctica se presenta en el apéndice I en donde se describe la técnica para la determinación de nitrógeno amoniacal.
- Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
- Vasos de precipitado de 200 ml

- Desarrollo

El procedimiento para la toma de muestras en la determinación de nitrógeno amoniacal es el mismo que en la determinación de DBO. En el apéndice I se describe el procedimiento y equipo necesario para la toma de muestras.

Todas las muestras se tratarán de forma idéntica de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I para determinar nitrógeno amoniacal.

- Resultados

1. El alumno deberá presentar de forma tabular los valores de N-NH₃ en mg/l para cada tiempo.
2. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de nitrógeno amoniacal al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{NH_{4i} - NH_{4o}}{NH_{4i}} * 100$$

donde:

NH_{4i} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (t=0)

NH_{4o} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (t=7)

1.3.2 Determinación de nitratos y nitritos (N-NO₃, N-NO₂)

- Material y equipo
 - El material y equipo requerido para esta práctica se presenta en el apéndice I en donde se describe la técnica para la determinación de nitratos y nitritos.
 - Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 200 ml
- Desarrollo

El procedimiento para la toma de muestras en la determinación de nitratos y nitritos es el mismo que en la determinación de DBO. En el apéndice I se describe el procedimiento y equipo necesario para la toma de muestras.

Todas las muestras se tratarán de forma idéntica de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I para determinar la concentración de nitratos y nitritos.

- Resultados
 1. El alumno deberá presentar de forma tabular los valores de nitratos (N-NO₃) en mg/l para cada tiempo.
 2. El alumno deberá presentar de forma tabular los valores de nitritos (N-NO₂) en mg/l para cada tiempo.
 3. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de nitratos al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$$

donde:

NO_{3i} son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (t=0)

NO_{3o} son los nitratos en mg/l al final del proceso (t=7)

- 4 La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de nitritos al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$$

donde:

NO_{2i} son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (t=0)

NO_{2o} son los nitritos en mg/l al final del proceso (t=7)

2. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DEL REACTOR CON EL TIEMPO

2.1 Trazado de la curva de las cinéticas de eliminación del nitrógeno amoniacal y de la materia orgánica

- Material y equipo
 - Resultados de la práctica 1.1
 - Resultados de la práctica 1.3
 - Papel milimétrico o programa de computadora para graficar datos
- Desarrollo

Para graficar la curva de las cinéticas de eliminación se utilizarán los datos obtenidos en las practicas:

- 1.1 Eficiencia del proceso biológico en la remoción de materia orgánica
- 1.3 Eficiencia del proceso biológico en la remoción de nitrógeno amoniacal

Se tomarán los 15 valores de las concentraciones obtenidas de DQO y $N-NH_4$ (desde $t=0$ hasta $t=7$) y se graficarán de la siguiente forma:

Graficar en el eje de las "x" el tiempo en horas y en el eje de las "y" las concentraciones de materia orgánica, medida como DQO, y de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4$) en mg/l. En la figura 2 se presenta un ejemplo de una curva de las cinéticas de eliminación.

• Resultados

El resultado de esta práctica es la curva de las cinéticas de eliminación de nitrógeno amoniacal y de la materia orgánica medida como DQO (ver figura 2).

3. CONCLUSIONES

El proceso SBR está constituido por un tanque que funciona bajo el sistema de llenado-vaciado. Esta técnica es única porque regularización, aeración y sedimentación se realizan dentro de un solo tanque a lo largo de un tiempo.

Después de llevar a cabo las prácticas descritas, el alumno operó y comprendió el funcionamiento del sistema al determinar la eficiencia de éste. Mencione las principales características de operación de los reactores SBR.

De acuerdo con datos bibliográficos la eficiencia de remoción de un proceso biológico con reactores discontinuos secuenciales es aproximadamente de noventa por ciento para DBO, DQO y SST y del 70 por ciento para los nutrientes. El alumno deberá concluir, de acuerdo con los resultados obtenidos en las prácticas, si los porcentajes de eliminación de estos parámetros presentan valores parecidos a los reportados en la bibliografía.

Durante la práctica "1.2 Eficiencia del proceso en la remoción de sólidos (SST)", el alumno determinó la concentración de SST después de 3 horas de alimentado el reactor y registró este valor en la bitácora. A partir de lo anterior el alumno deberá mencionar si la biomasa

del sistema biológico de la planta se encuentra en la concentración requerida, si no, qué se recomienda para alcanzar dicha concentración.

El trazado de las curvas de las cinéticas de eliminación es una herramienta importante para el alumno, ya que puede observar el comportamiento del reactor con respecto al tiempo. Una vez que el alumno graficó los valores obtenidos en las prácticas, deberá concluir si el reactor está operando adecuadamente de acuerdo con la estrategia propuesta en la tabla 1, mencionando el tiempo requerido para la remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal.

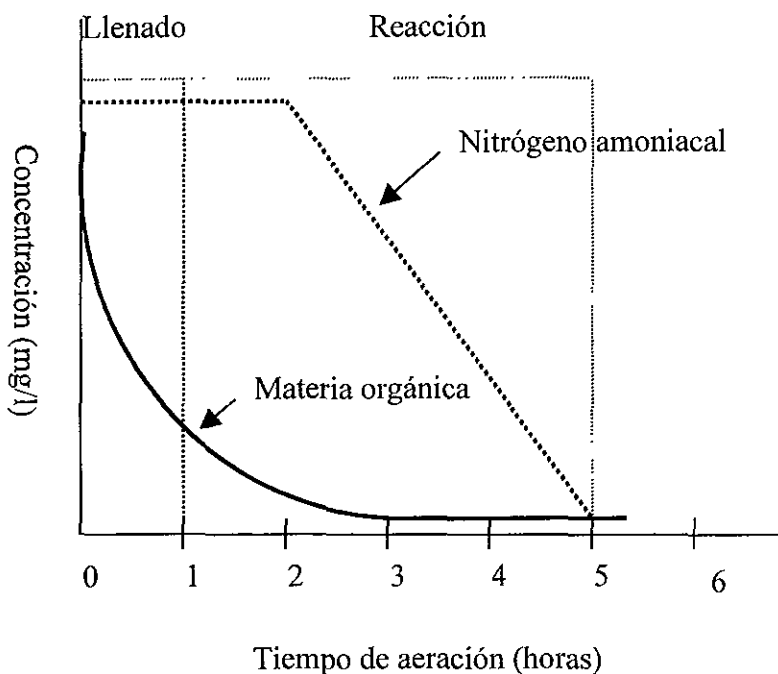


Figura 2. Cinéticas de eliminación de nitrógeno amoniacal y materia orgánica

4 CUESTIONARIO

1. De acuerdo con los resultados y con las curvas de las cinéticas de eliminación, ¿en cuánto tiempo se alcanza la remoción de materia orgánica y de nitrógeno amoniacal en el sistema?
2. ¿Qué puede inferir acerca del resultado de la concentración de SST dentro del reactor?.
3. ¿Explicar que significa nitrificación y desnitrificación?
4. ¿Cómo se podría saber si ocurren estos dos procesos en el sistema SBR?
5. ¿Considera que el conocimiento de la DBO, DQO, SST, NH_4 , NO_3 y NO_2 es útil para lograr un buen funcionamiento en la planta de tratamiento?

5 LECTURAS RECOMENDADAS

- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México.
- Flores, O. P. (1988) *Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación biológica de nutrientes del agua residual doméstica con alto contenido de fósforo empleando un sistema de lodos activados modificado*. Tesis. UNAM. México.
- González, M. S. y González, B. O. (1994) *Tratamiento de Aguas Residuales en Reactores Discontinuos con Biomasa Suspendida*. Instituto de Ingeniería, UNAM. México
- Irvine, L. (1985) *An Organic Loading Study of Full-Scale Sequencing Batch Reactors*. J. Water Pollution Control Fed. Agosto.
- Irvine, R. L. y Busch, A. W. (1979) *Sequencing batch biological reactors - an overview*. Journal Water Pollution Control Federation. 51 (2) 235-243
- Manning, J. F. e Irvine, R. L. (1985) *The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor*. Journal Water Pollution Control Federation. 57 (1) 87-94
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill. S.A. de C.V.
- Norcross, K. L. (1992) *Sequencing Batch Reactors - an overview*. Water Science Technology 26 (9/11) 2523-2526
- Ramírez, A. E. (1994) *Tratamiento del agua residual del intercepto poniente de la Ciudad de México bajo los sistemas de SBR y continuo por el proceso de lodos activados*. Tesis. UNAM. México.
- Rangel, C. M. (1994) *Remoción biológica de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales del intercepto poniente de la de la Ciudad de México mediante el proceso de lodos activados en un reactor de secuencia Batch*. Tesis. UNAM. México.
- WEF (1992) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of Practice No. 8. Water Environmental Federation and the American Society of Civil Engineers. USA.
- Winkler, M. (1994) *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. Limusa. México.

MC.3.4 Sedimentación

Objetivos

Determinar la eficiencia del proceso de sedimentación en función de la calidad del agua y del pretratamiento, con base en los valores de turbiedad y velocidad de sedimentación de las partículas.

Justificación

La sedimentación es la principal operación utilizada en el tratamiento de agua para separar sólidos de líquidos, debido especialmente a su gran eficiencia de remoción. Los factores más importantes que afectan la eficiencia de remoción de una unidad de sedimentación son:

- Las características del proceso
- Las condiciones del flujo hidráulico

los cuales a su vez dependen de:

- a) Las características fisicoquímicas de las aguas, especialmente turbiedad, color y temperatura.
- b) Las características del pretratamiento: coagulación-floculación.
- c) De la configuración y diseño de las unidades y zonas de entrada, sedimentación, depósito de lodos y salida de agua.
- d) Las características de las obras de interconexión.
- e) Operación y mantenimiento.

El análisis del comportamiento de un sedimentador tiene que hacerse a través del tiempo, pues los resultados obtenidos en una prueba no son necesariamente iguales a los que se obtengan en otra prueba realizada en otro día.

Entre los diferentes factores que influyen en la eficiencia de una unidad de sedimentación se han seleccionado los siguientes parámetros como más importantes:

- Calidad del agua sedimentada
- Calidad del agua cruda
- Carga superficial
- Pretratamiento
- Operación
- Características hidráulicas

CONTENIDO

- 1 EFICIENCIA DE UN SEDIMENTADOR**
 - 1.1 En función de la calidad del agua sedimentada**
 - 1.1.1 Conclusiones**
 - 1.2 En función de la calidad del agua cruda**
 - 1.2.1 Conclusiones**
 - 1.3 En función del pretratamiento**
 - 1.3.1 Conclusiones**
- 2 CUESTIONARIO**
- 3 LECTURAS RECOMENDADAS**

1. EFICIENCIA DE UN SEDIMENTADOR

1.1 En función de la calidad del agua sedimentada

Los filtros de arena mejoran apreciablemente su eficiencia al tratar aguas sedimentadas con bajas turbiedades, por lo que resulta crítico que los sedimentadores produzcan agua de la mejor calidad posible.

El objetivo de esta práctica es determinar, con base en datos de operación de la planta, la calidad del agua producida en las unidades de sedimentación.

- Material y equipo
 - Turbidímetro Hach o equivalente
 - Recipientes de plástico de 50 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 50 ml
- Desarrollo
 1. Tomar muestras de 50 ml del efluente del sedimentador con los recipientes de plástico cada dos horas durante una semana; se sugiere un horario de las 8 de la mañana a las 8 de la noche con el objetivo de tener muestras representativas. Las muestras deben ser analizadas durante la hora de espera para la toma de la siguiente muestra.
 2. Determinar la turbiedad de cada muestra de acuerdo con el procedimiento descrito en el apéndice I.
- Resultados
 1. El alumno deberá registrar los valores de turbiedad del agua sedimentada en la bitácora para cada hora y día en que se realizó la prueba.
 2. Agrupar los valores de turbiedad en intervalos predeterminados. A continuación se presentan los intervalos de turbiedad que se manejarán en esta práctica.

Intervalos de turbiedad del agua sedimentada
0 – 1.99
2 – 3.99
4 – 5.99
6 – 7.99
8 – 9.99
10 – 11.99
12 – 13.99

3. Calcular la frecuencia de presentación de los datos. Se deberá calcular la frecuencia de presentación parcial y la acumulada y el porcentaje de frecuencia acumulada. A continuación se presenta un ejemplo de estos cálculos.

4. Graficar la curva de frecuencia acumulativa; se grafica en el eje de las "x" los valores de turbiedad y en el eje de las "y" el porcentaje de frecuencia acumulada.
- Ejemplo del cálculo de la frecuencia parcial y acumulada y el porcentaje de frecuencia acumulada.

En la tabla 1 se representan los datos de calidad de agua sedimentada (turbiedad) del primer año de funcionamiento de una planta de tratamiento de agua.

- La frecuencia parcial son los valores de turbiedad que se repiten dentro del intervalo durante el funcionamiento de la planta.
- Para obtener la frecuencia acumulada se suman los valores de la frecuencia parcial de cada intervalo, por ejemplo: $66 + 105 = 171$, $171 + 81 = 252$, $252 + 58 = 310$, y así sucesivamente.
- El porcentaje de frecuencia acumulada se calcula dividiendo cada frecuencia acumulada entre el total de la frecuencia acumulada, es decir entre el total de datos. Por ejemplo: $66/365 = 0.18 * 100 = 18\%$, $171/365 = 0.468 * 100 = 46.8 \approx 47\%$.
- Los datos que se grafican para obtener la curva de frecuencia acumulada son los de las columnas 2 y 5.

Tabla 1. Turbiedad del agua sedimentada

Intervalo de turbiedad	Punto medio	Frecuencia		
		Parcial	Acumulada	Porcentaje
0-1.99	1	66	66	18
2-3.99	3	105	171	47
4-5.99	5	81	252	69
6-7.99	7	58	310	85
8-9.99	9	37	347	95
10-11.99	11	14	361	99
12-13.99	13	4	365	100

Los sedimentadores se pueden clasificar de acuerdo con los valores de turbiedad del agua tratada que producen, estos valores se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de sedimentadores en función de la calidad de agua producida (CEPIS, 1992)

Eficiencia	Turbiedad del agua sedimentada (UN)
Excelente	< 5
Muy buena	5 – 10
Buena	10 – 15
Regular	> 15

En la figura 1 se presenta la gráfica que se obtiene a partir de los valores de la tabla 1. De esta curva se deduce que el 69 por ciento del tiempo la planta tiene una excelente

eficiencia pues produce agua con una turbiedad inferior a 5 U.N. El 98 por ciento del tiempo la planta tiene una eficiencia muy buena pues produce agua con una turbiedad inferior a 10 U.N.

1.1.1 Conclusiones

El alumno deberá determinar la eficiencia del sedimentador de acuerdo con los resultados obtenidos y de los valores presentados en la tabla 2. Así mismo deberá realizar un análisis de la curva que obtuvo al graficar los valores de turbiedad contra la frecuencia acumulada, mencionando la eficiencia del sedimentador (excelente, muy buena, buena o regular) la mayor parte del tiempo. Es decir deberá presentar un análisis como el que se realizó en el ejemplo de esta práctica.

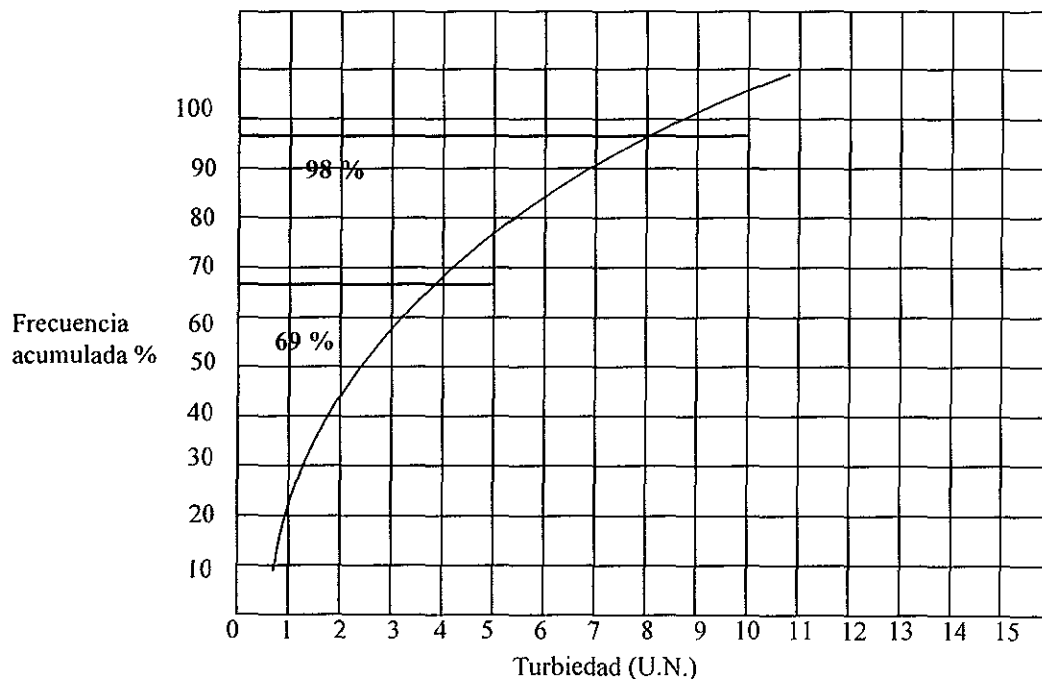


Figura 1. Frecuencia de turbiedad de agua sedimentada

1.2 En función de la calidad del agua cruda

La eficiencia del proceso de sedimentación depende sustancialmente de las características físicas, tanto de las aguas (temperatura) como de las partículas (turbiedad), así como de su estado de presentación (coloidal, suspensión, tamaño y densidad), incrementándose la eficiencia en razón directa del contenido de partículas en estado de suspensión, hasta llegar usualmente a valores de 600 mg/l, sobre los cuales disminuye por presentarse sedimentación interferida.

El objetivo de esta práctica es determinar, con base en datos de operación de la planta, la eficiencia de una unidad de sedimentación en función del agua cruda.

- Material y equipo

- Turbidímetro Hach o equivalente
- Recipientes de plástico de 50 ml con tapa
- Vasos de precipitado de 50 ml

- Desarrollo

1. Tomar muestras de 50 ml con los recipientes de plástico cada dos horas durante una semana; se sugiere un horario de las 8 de la mañana a las 8 de la noche con el objetivo de tener muestras representativas. Debido a que el objetivo de esta práctica es determinar la eficiencia del sedimentador en función del agua cruda, las muestras se deben tomar antes de que el agua residual ingrese al coagulador-floculador. Las muestras deben ser analizadas durante la hora de espera para la toma de la siguiente muestra.
2. Determinar la turbiedad de cada muestra (agua cruda) de acuerdo con el procedimiento descrito en el apéndice I.
3. Tomar muestras de 50 ml del efluente del sedimentador con los recipientes de plástico cada dos horas durante una semana; se sugiere un horario de las 8 de la mañana a las 8 de la noche con el objetivo de tener muestras representativas. Las muestras deben ser analizadas durante la hora de espera para la toma de la siguiente muestra.
4. Determinar la turbiedad de cada muestra (agua sedimentada) de acuerdo con el procedimiento descrito en el apéndice I.

- Resultados

1. El alumno deberá registrar los valores de turbiedad del agua cruda en la bitácora para cada hora y día en que se realizó la prueba.
2. El alumno deberá registrar los valores de turbiedad del agua sedimentada en la bitácora para cada hora y día en que se realizó la prueba.
3. Agrupar los valores de turbiedad del agua cruda en intervalos predeterminados. En la tabla 3 se presentan los intervalos de turbiedad que se manejarán en esta práctica con el punto medio.
4. Agrupar los valores de turbiedad del agua sedimentada en intervalos de 0 a 10 U.N. y especificar el punto medio de dicho intervalo.
5. Con base en estos datos, calcular las constantes (pendiente y ordenada al origen) y el correspondiente grado de correlación, para la ecuación:

$$y = a + bx$$

donde:

y es la turbiedad del agua cruda

x es la turbiedad del agua sedimentada

a es la ordenada al origen

b es la pendiente de la recta

6. Graficar la turbiedad del agua cruda contra la turbiedad del agua sedimentada. En el eje de las "x" se grafican los puntos medios de la turbiedad del agua sedimentada

(U.N.) y en el eje de las "y" se grafican los puntos medios del intervalo de turbiedades del agua cruda (ver tabla 3).

7. Registrar el valor de la pendiente de la recta en la bitácora.
8. Repetir la prueba en otra semana y realizar el mismo procedimiento.
9. Comparar las rectas obtenidas con los datos de cada semana.

Tabla 3. Intervalo de turbiedad del agua cruda

Intervalos de turbiedad del agua cruda	Punto medio
0 – 29.9	15
30– 59.9	45
60 – 89.9	75
90 – 119.9	105
120 – 149.9	135
150 – 179.9	165
180 – 209.9	195
210 – 239.9	225
240 – 269.9	255
270 – 299.9	285
300 – 399.9	350
400 – 500	450

1.2.1 Conclusiones

El estudio estadístico de los datos obtenidos de turbiedad del agua cruda y del agua sedimentada suministra valiosa información sobre la eficiencia de los sedimentadores. Al observar la gráfica de turbiedad del agua cruda contra turbiedad del agua sedimentada, el alumno deberá mencionar el comportamiento que presentan estos parámetros; es decir cómo cambia la turbiedad del agua cruda con respecto a la del agua sedimentada y cómo se relaciona lo anterior con la eficiencia del sedimentador.

1.3 En función del pretratamiento

El principal parámetro que influye en la eficiencia de remoción de un sedimentador es la carga superficial, la cual constituye la velocidad de sedimentación. La velocidad de sedimentación de una partícula floculenta depende de su forma, consistencia, tamaño y densidad, los que están influenciados por factores tales como:

Dosis de coagulante

Intensidad y tiempo de mezcla rápida

Intensidad y tiempo de floculación y variación de intensidad de agitación en función del tiempo.

El objetivo de esta práctica es evaluar la influencia del pretratamiento (coagulación-floculación) en el proceso de sedimentación.

- Material y equipo
 - Equipo para la prueba de jarras
 - Turbidímetro Hach o equivalente
 - Vasos de precipitado
- Desarrollo
 - 1) En el laboratorio (condiciones reales de coagulación-floculación e ideales de sedimentación)
 - a) Reproducir en el equipo de prueba de jarras las variables fisicoquímicas de los procesos de mezcla y floculación existentes en la planta de tratamiento. La descripción detallada de la prueba de jarras se presenta en la práctica "4.2 Proceso fisicoquímico".
 - b) Una vez que se realizó la prueba de jarras, dejar sedimentar el agua en las jarras durante 15 minutos.
 - c) Tomar muestras a una profundidad de 20 cm (Hs) cada 60 segundos durante 10 minutos y determinar la turbiedad de cada muestra (turbiedad final).
 - d) Determinar la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

- e) Para los diferentes tiempos (T_s) en que se determinó la turbiedad final, determinar las velocidades de sedimentación con la siguiente ecuación:

$$V_s = \frac{H_s}{T_s}$$

- 2) En la planta (condiciones reales de coagulación – ideales de sedimentación).
 - a) Tomar 3 muestras de 2 litros con los vasos de precipitado a la salida de la unidad de coagulación-floculación.
 - b) Dejar sedimentar las muestras durante 15 minutos.
 - c) Tomar pequeñas muestras de 50 ml de las tres muestras originales contenidas en los vasos de precipitado, a una profundidad de 20 cm cada 60 segundos durante 10 minutos y determinar la turbiedad de cada muestra (turbiedad final).
 - d) Determinar la turbiedad residual de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%TR = \left(1 - \frac{N_t}{N_o}\right) * 100$$

donde:

%TR es el porcentaje de turbiedad removida

N_o es la turbiedad del agua cruda

N_t es la turbiedad final después del tratamiento

- e) Para los diferentes tiempos (T_s) en que se determinó la turbiedad final, determinar las velocidades de sedimentación con la siguiente ecuación:

$$V_s = \frac{H_s}{T_s}$$

• Resultados

1. El alumno deberá reportar para el caso de las pruebas en el laboratorio, los valores de turbiedad inicial, final y residual en forma tabular indicando el tiempo en el que fue tomada cada muestra.
2. El alumno deberá reportar para el caso de las pruebas en la planta, los valores de turbiedad inicial, final y residual en forma tabular indicando el tiempo en el que fue tomada cada muestra.
3. Para el caso de las pruebas en el laboratorio, el alumno deberá graficar los valores de turbiedad residual para los diferentes valores de velocidad de sedimentación utilizando papel con escala logarítmica-aritmética.
4. Para el caso de las pruebas en la planta, el alumno deberá graficar los valores de turbiedad residual para los diferentes valores de velocidad de sedimentación utilizando papel con escala logarítmica-aritmética.
5. Calcular el índice de eficiencia del sedimentador con la siguiente ecuación:

$$I = \frac{TL}{TP} * 100$$

donde:

I es el índice de eficiencia del sedimentador

TL es la turbiedad residual teórica obtenida en el laboratorio

TP es la turbiedad residual real obtenida en la planta

6. Clasificar la eficiencia del sedimentador de acuerdo al criterio de la tabla 4.

Tabla 4. Criterio de clasificación del sedimentador (CEPIS, 1992)

Valor de I	Clasificación
> 90	Excelente
80 – 90	Muy bueno
70 – 80	Bueno
60 – 70	Regular
< 60	Deficiente

1.3.1 Conclusiones

La evaluación de la eficiencia del sedimentador en función del pretratamiento es importante ya se podrá saber si el proceso de coagulación-floculación se está realizando eficientemente.

El alumno obtuvo la curva de turbiedad residual contra velocidad de sedimentación, en esta curva deberá observar que la diferencia de ordenadas en las rectas de eficiencia teórica y real (valores obtenidos en las pruebas en el laboratorio y en la planta respectivamente) demuestran la importancia y fallas de las unidades de coagulación-floculación, por lo que para contar con un criterio de clasificación de la eficiencia del sedimentador en: excelente, muy buena, buena, regular o mala se usa el índice de eficiencia.

El alumno deberá clasificar el sedimentador de la planta de tratamiento de acuerdo con los resultados obtenidos en esta práctica, así mismo deberá comparar esta clasificación con las clasificaciones obtenidas en las dos prácticas anteriores (1.1 y 1.2).

2 CUESTIONARIO

1. ¿Por qué es importante la turbiedad en la determinación de la eficiencia de los sedimentadores?
2. ¿Cómo serían los valores de turbiedad y sólidos suspendidos si las muestras iniciales se tomaran después del proceso de coagulación-floculación?
3. De acuerdo con los resultados obtenidos en las prácticas y con la teoría presentada en los procesos de tratamiento, ¿cuáles son los factores más importantes que influyen en la eficiencia de un sedimentador?

3 LECTURAS RECOMENDADAS

- CEPIS, 1978. *Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en desarrollo*. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos.
- CEPIS (1991) *Manual de Disposición de Aguas Residuales: Origen, descarga, tratamiento y análisis de las aguas residuales*. Programa de Salud Ambiental, CEPIS/OPS/OMS. Lima, Perú. Tomo II, cap. 6.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. CEPIS/OPS/OMS. Manual II. Lima, Perú.
- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México, D.F.
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill S.A. de C.V.
- Miranda, T. C. (1977) *Sedimentación primaria en el tratamiento de aguas residuales municipales*. Tesis. UNAM. México, D.F.
- Montgomery, J. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons., USA.
- Nalco Chemical Company (1992) *Manual del Agua: Su Naturaleza, Tratamiento y Aplicaciones*. McGraw-Hill, S.A. de C.V. México.
- Sincero, A. y Sincero, G. (1996) *Environmental Engineering, A Design Approach*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- Sanks, R.L. (1978) *Water Treatment Plant Design*. Butterworth-Heinemann. USA.
- Urzúa, H. J. (1978) *Medición experimental de velocidades de sedimentación*. Tesis. Facultad de química, UNAM. México, D.F.

MC.3.5 Filtración

Objetivos

Analizar las características del proceso de filtración, del lecho filtrante y del proceso de lavado del filtro. Conocida esta información, evaluar la eficiencia con que se está desarrollando el proceso en lo referente a remoción de microorganismos y partículas suspendidas.

Justificación

Actualmente en las plantas de tratamiento se requiere de un paso final como pulimento. La filtración se utiliza como pulimento para una remoción extra de sólidos suspendidos, incluyendo DBO, de efluentes de tratamientos biológicos y químicos.

El proceso de filtración es muy complejo y envuelve a una serie de mecanismos desde la simple acción de cernido hasta fenómenos de impacto inercial, sedimentación, intercepción, difusión, floculación, puente químico y en algunos casos actividad biológica. Aún no se ha definido cuál es el mecanismo más importante, pero no hay duda sobre la acción simultánea de todos ellos, con mayor o menor intensidad, a lo largo de la carrera de filtración.

Las características del agua aplicada a los filtros determinan la calidad del efluente, principalmente a través de la concentración, naturaleza, tamaño y propiedades de adherencia de las partículas. Las características del medio filtrante desempeñan asimismo un papel importante en la eficiencia del proceso, principalmente el diámetro y la granulometría del material filtrante.

Como consecuencia de las características de la suspensión, del medio filtrante y la velocidad de filtración, la pérdida de carga y la calidad del agua filtrada son las variables del proceso más fáciles de controlar y posiblemente de mayor significado en la operación del filtro.

Para evaluar cómo influyen todas estas variables en una instalación de filtración se describen a continuación los siguientes procedimientos.

CONTENIDO

- 1. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE FILTRACIÓN**
 - 1.1. Medición de la velocidad y caudal de filtración**
 - 1.2. Medición de la pérdida de carga**
 - 1.3. Calidad de la etapa inicial de filtración**
 - 1.4. Conclusiones**
- 2. CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FILTRANTE**
 - 2.1. Bolas de barro**
 - 2.2. Conclusiones**
- 3. CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE LAVADO**
 - 3.1. Velocidad de lavado del filtro**
 - 3.2. Duración del proceso de lavado**
 - 3.3. Conclusiones**
- 4. EFICIENCIA DEL PROCESO DE FILTRACIÓN**
 - 4.1. Medición de la turbiedad del efluente del filtro**
 - 4.2. Determinación de los sólidos en el efluente del filtro**
 - 4.3. Conclusiones**
- 5. CUESTIONARIO**
- 6. LECTURAS RECOMENDADAS**

1 CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE FILTRACIÓN

1.1 Medición de la velocidad y caudal de filtración

Todos los filtros tienen un sistema de flujo consistente en un tubo Venturi, un orificio o un vertedor. En los dos primeros casos, el flujo se determina por la diferencia de presiones y en el último por la variación en el nivel de agua.

Cualquiera que sea el sistema de medida, se suele incluir un medidor que marque los litros por segundo o los metros cúbicos por hora que cada unidad de filtración está produciendo. Por lo tanto, el objetivo de esta práctica es determinar la velocidad y el caudal con el que está operando una unidad de filtración.

- Material y equipo
 - Regla graduada (como la que se muestra en la figura 1.)
 - Cronómetro
 - Flexómetro

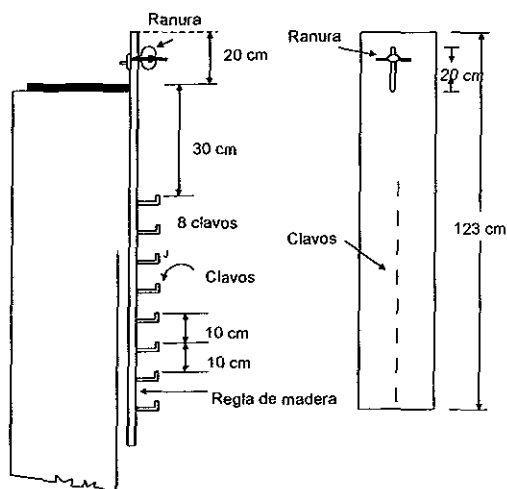


Figura 1 Escala para medir el caudal de filtración.

- Desarrollo
 - 1) Determinar el área del filtro de la siguiente forma:
 - a) Medir con el flexómetro el largo del filtro (L)
 - b) Medir con el flexómetro el ancho del filtro (h)
 - c) Calcular el área del filtro con la siguiente ecuación:

$$A = LXh$$

- 2) Determinar el área del lecho filtrante de la siguiente forma:
- Medir con el flexómetro el ancho del filtro (h)
 - Medir con el flexómetro la altura del lecho filtrante (Lf)
 - Calcular el área del lecho con la siguiente ecuación:

$$A_f = L_f \times h$$

- 3) Determinar la velocidad y caudal de filtración con el siguiente procedimiento:
- Cerrar la válvula del influente del filtro
 - Cerrar la válvula del efluente del filtro
 - Lavar el filtro en la forma convencional
 - Para el retrolavado del filtro se puede emplear solamente agua o la combinación de agua y aire, introducidos en sentido contrario al flujo de agua cruda. El retrolavado se efectúa durante 10 minutos para provocar una expansión del lecho y por lo tanto la salida de los sólidos retenidos.
 - Al finalizar el lavado llenar el filtro hasta el nivel normal
 - Colocar la regla graduada en el filtro
 - Abrir la válvula del influente y determinar en segundos el tiempo (Tf) que tarde en bajar el nivel 20 cm.
 - Repetir varias veces la medición y promediar los valores de Tf.
- Cálculos y operaciones
 - Calcular la velocidad de filtración con la siguiente ecuación:

$$V_f = \frac{V_f * 86400}{A_f * T_f}$$

donde:

V_f = velocidad de filtración en $m^3/m^2 \cdot d$

A_f = Área del lecho filtrante en m^2

T_f = tiempo de filtrado

V_f = volumen filtrado en m^3 . El volumen filtrado se calcula con la ecuación:

$$V_f = A_f \times h$$

- Calcular el caudal, conocida el área del filtro en metros cuadrados, para un descenso de agua de 20 centímetros, con la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{0.20 * A}{t}$$

donde:

Q = Caudal en m^3/seg

A = Área del filtro en m^2

T_f = tiempo que tardó el agua en descender 20 cm

- Resultados

1. Una vez que se calculó el caudal, el alumno deberá registrar este dato en una bitácora.
2. El alumno deberá comparar el caudal del filtro que se obtuvo experimentalmente con el que marca el medidor.

1.2 Medición de la pérdida de carga

El medidor de pérdida de carga es un dispositivo de los filtros que con frecuencia se descompone y causa serios problemas en la operación. Si se desconoce la carga con que está trabajando el filtro y no se tienen monitores de turbiedad para saber la calidad del efluente que se está produciendo, el operador queda totalmente a ciegas respecto al momento en el cual tiene que lavar el filtro.

El objetivo de esta práctica es determinar la pérdida de carga del filtro ya que ofrece información de gran importancia para la evaluación del estado en que se encuentra, así como del proceso de filtración en sí mismo.

- Material y equipo

- 2 Piezómetros de plástico u otro material transparente (como el que se presenta en la figura 2)
- Dos reglas graduadas

- Desarrollo

1. Instalar un piezómetro con la regla graduada dentro de la caja del filtro para medir el nivel del agua en el filtro.
2. Conectar el otro piezómetro a la tubería de salida del agua filtrada.
3. Las miras de los dos piezómetros deberán nivelarse haciendo coincidir el cero con el nivel máximo de la caja del filtro.
4. Leer el nivel dentro de la caja del filtro (h)
5. Leer el nivel a la salida del filtro (h_f)
6. Calcular la pérdida de carga con la siguiente ecuación:

$$H = h - h_f$$

7. Estas mediciones se deben efectuar a intervalos de una hora durante la carrera de filtración.

- Resultados

1. Registrar el valor leído del piezómetro en la bitácora para cada tiempo.
2. Comparar este valor con la lectura que registra el medidor.
3. Graficar los valores de la pérdida de carga (H) en centímetros contra el tiempo en horas.

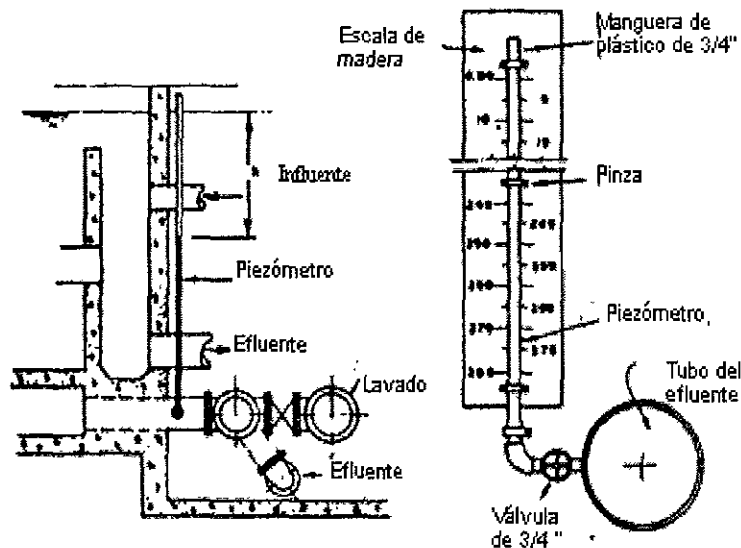


Figura 2. Colocación del piezómetro en el filtro

1.3 Calidad de la etapa inicial de filtración

Al ser puesto un filtro en funcionamiento después del proceso de lavado, se obtiene por lo general un efluente con turbiedad más alta que durante el resto de la carrera de filtración, debido a que cierta proporción de las partículas que se desprendieron durante el proceso de lavado han quedado retenidas sobre el lecho y dentro de éste, saliendo al comenzar la operación. En general cuanto más descuidada sea la operación del filtro y más deteriorado se encuentre el lecho filtrante, peor será la calidad del efluente inicial producido por el filtro, por lo cual se justifica el conocer la calidad del filtrado inicial.

El objetivo de esta práctica es detectar el comportamiento del filtro al inicio de su carrera y determinar el tiempo que tarda en alcanzar la turbiedad normal. Mediante esta prueba se puede determinar también el comportamiento del medio filtrante.

- Material y equipo
 - Recipientes de plástico de 150 ml con tapa
 - Turbidímetro
- Desarrollo
 1. Se debe contar con una llave sobre la tubería del efluente del filtro para tomar las muestras de agua filtrada antes de que ésta se mezcle con la de otras unidades.
 2. A partir del momento en que se reinicia la operación de filtrado, comenzar a tomar las muestras del agua filtrada durante los primeros 30 minutos después de abierta la válvula del efluente. Las muestras se toman cada minuto durante los primeros 5 minutos y cada 5 minutos el resto del tiempo.

3. A cada muestra se le debe medir la turbiedad (la técnica para medir turbiedad se presenta en el apéndice I).

- Resultados

1. El alumno deberá elaborar una tabla en donde se presenten los valores de turbiedad para cada tiempo.
2. El alumno deberá elaborar una gráfica de turbiedad contra tiempo después del lavado, obteniéndose una curva como la que se muestra en la figura 3.

1.4 Conclusiones

En la primera práctica se determinaron la velocidad y el caudal de filtración, comparándose el valor del caudal obtenido experimentalmente con el que marca el medidor. El alumno deberá mencionar si el caudal así hallado coincide con el que marca el medidor de flujo, si no, es señal de que éste se encuentra descalibrado y debe buscarse la manera de repararlo, en lo posible utilizando los servicios de un técnico especializado.

Según datos bibliográficos, para filtros de arena, la calidad del efluente no es afectada sustancialmente por velocidades de filtración entre 300 y 480 $m^3/m^2 \cdot día$ (CEPIS, 1992). El alumno deberá comparar la velocidad de filtración obtenida experimentalmente con los valores reportados en la bibliografía.

En la segunda práctica se determinó la pérdida de carga del filtro y se elaboró una gráfica de las pérdidas de carga durante la carrera de filtración. Estudiando la forma de las curvas de pérdida de carga es posible deducir la calidad del flóculo formado:

Una curva de pérdida de carga en forma de línea recta durante la carrera de filtración, indica una penetración en aumento del flóculo dentro del medio filtrante. Una curva de pérdida de carga a lo largo de la carrera del filtro con una curvatura hacia arriba muy pronunciada indica una penetración muy limitada de la materia coagulada dentro del medio filtrante. Esta última es la condición normal.

De acuerdo con la gráfica de pérdida de carga obtenida a partir de los valores experimentales, el alumno deberá mencionar cuál es la calidad del flóculo formado.

En la tercera práctica se determinó la calidad de la etapa inicial de filtración y se graficó la turbiedad contra el tiempo. A partir de la gráfica, mencionar cuánto tiempo tarda el filtro en alcanzar la turbiedad normal. Cuando la turbiedad alta persiste por más de 30 minutos, significa que el proceso de filtración no se está realizando correctamente; discutir lo anterior y mencionar si este caso se presenta en la práctica.

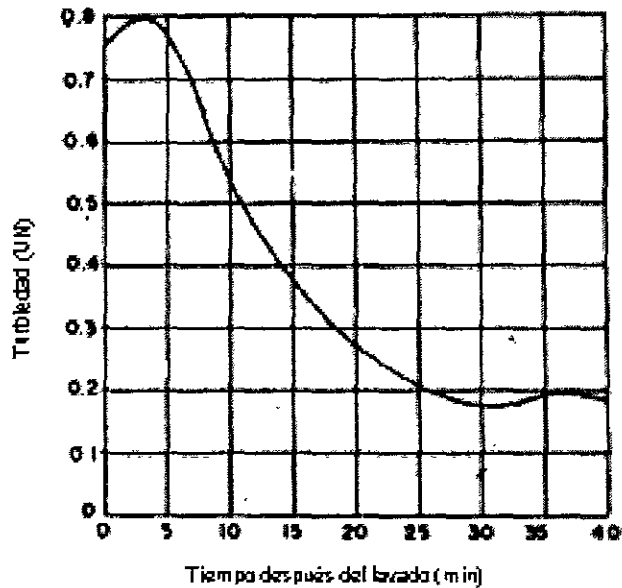


Figura 3. Turbiedad del efluente inmediatamente después del lavado

2 CARACTERÍSTICAS DEL LECHO FILTRANTE

2.1 Bolas de barro

La presencia de bolas de barro indica el grado de deterioro del lecho filtrante, que puede ser debido a un lavado deficiente que no remueve el material retenido en el lecho, o a una frecuencia inadecuada de retrolavados.

- Material y equipo
 - Muestreador, el cual consiste de un cilindro metálico de 75 mm de diámetro interno y una altura aproximada de 150 mm.
 - Malla metálica del no. 10 (2 mm de abertura)
 - Probeta de 500 ml
 - Balde o cubeta de plástico
 - Recipiente de plástico
- Desarrollo
 1. Lavar normalmente el filtro y drenar el agua hasta un nivel de 20 cm por debajo de la superficie de la arena.
 2. Determinar el volumen del muestreador (V).
 3. Introducir el muestreador en cuatro puntos para extraer un número equivalente de muestras.
 4. Retirar el muestreador con cuidado para que no se caiga el material y colocar todas las muestras en un solo recipiente.

5. Tomar el material por partes y colocarlo en un tamiz, el cual se sumerge en un balde de agua.
6. Se mueve el tamiz o malla suavemente para que se desprenda la arena y queden retenidas las bolas de barro.
7. Las bolas de barro retenidas son transferidas a la probeta de 500 ml a la que se ha colocado un determinado volumen de agua.
8. El volumen de bolas de barro estará dado por el aumento de volumen de agua contenida en la probeta.
9. El resultado se expresa en porcentaje con respecto al volumen de muestra procesada de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\% \text{ bolas de barro} = \frac{\text{Incremento de volumen en la probeta} * 100}{\text{Volumen de la muestra}}$$

- **Resultados**

1. El alumno deberá reportar el porcentaje de bolas de barro en la bitácora.
2. El alumno deberá clasificar el filtro de acuerdo a los valores de la tabla 1:

Tabla 1. Clasificación de los filtros según el porcentaje de bolas de lodo (Arboleda, 1989)

% de volumen de bolas de barro	Condiciones del medio filtrante
0 – 0.1	Excelente
0.1 – 0.2	Muy bueno
0.2 – 0.5	Bueno
0.5 – 1.0	Regular
1.0 – 2.5	De regular a malo
2.5 – 5.0	Malo
7.5	Muy malo

2.2 Conclusiones

Un filtro bien conservado no debe contener bolas de barro. Sin embargo, con el tiempo éstas pueden irse formando hasta llegar a un 1% sin que afecten mayormente el funcionamiento de la unidad. Por encima de ese valor la eficiencia se ve afectada cada vez en mayor grado. Porcentajes mayores de 5% indican la necesidad de reconstrucción o tratamiento intensivo del medio filtrante. De acuerdo con los valores de la tabla 1, el alumno deberá mencionar en qué condiciones se encuentra el lecho filtrante.

3 CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE LAVADO

La mayor parte de los problemas que ocurren en la operación de los filtros está relacionada con el mantenimiento del lecho filtrante. Por eso se puede decir que un filtro es tan bueno como lo es su procedimiento de lavado.

3.1 Velocidad de lavado del filtro

El objetivo de esta práctica es determinar el caudal y la velocidad de lavado con que está operando el filtro.

- Material y equipo
 - Regla graduada (como la que se muestra en la figura 1).
 - Cronómetro
- Desarrollo
 1. Fijar la regla graduada a una de las paredes del filtro.
 2. Cerrar la válvula del influente y cuando el nivel de agua descienda hasta la superficie del medio filtrante, cerrar la válvula del efluente.
 3. Abrir la válvula de desagüe y de lavado y continuar con la limpieza del filtro en forma convencional.
 4. Medir el tiempo (T) que tarda en subir el nivel de agua en la caja del filtro una altura H.
 5. Calcular la velocidad y el caudal de lavado con las siguientes ecuaciones:

$$V_L = \frac{H}{T}$$

$$Q = \frac{A * H}{T}$$

donde:

- VL = Velocidad del agua de lavado
- H = Variación de la altura del agua (m)
- T = Tiempo en que se incrementa una altura H (minutos)
- Q = Caudal de lavado
- A = Área del filtro (m²). Para calcular el área del filtro ver práctica 1.1

- Resultados
 1. El alumno deberá registrar en la bitácora el valor del caudal y la velocidad de lavado del filtro.
 2. Comparar estos valores con los que marca el medidor.

3.2 Duración del proceso de lavado

Cuando se realiza el lavado de un filtro, la turbiedad del agua de lavado aumenta rápidamente al principio, pudiendo llegar a valores superiores a 1000 UJ y luego, a medida que la arena se va limpiando, la turbiedad va disminuyendo hasta alcanzar cifras inferiores a 10 UN, las cuales rara vez decrecen aunque se prolongue por largo tiempo el lavado. El objetivo de la práctica es determinar cómo varía la turbiedad del agua de

lavado durante el proceso, a fin de determinar el tiempo óptimo en que debe ejecutarse esta operación.

- Material y equipo

- 15 frascos de plástico de 150 ml con tapa
- Turbidímetro Hach o equivalente
- Cronómetro
- Desarrollo

- Desarrollo

1. Numerar los frascos del 1 al 15.
2. Iniciar el lavado normal del filtro y tan pronto como caiga la primera agua de lavado en las canaletas, llenar el frasco 1 rápidamente.
3. Continuar llenando los frascos cada minuto hasta completar los 15 frascos.
4. Determinar con el turbidímetro la turbiedad de las 15 muestras (la técnica para la determinación de turbiedad se presenta en el apéndice I).
5. Dibujar la curva de turbiedad contra tiempo en papel semilogarítmico.

- Resultados

1. El alumno deberá presentar la gráfica en papel semilogarítmico de turbiedad (UJ) contra tiempo (minutos).
2. Determinar en la curva el punto de inflexión inferior en donde ésta tiende a ser asintótica con respecto al eje horizontal. El tiempo óptimo de lavado corresponderá al coincidente con el punto de inflexión.

3.3 Conclusiones

En la práctica 3.1 se determinaron el caudal y la velocidad de lavado del filtro y se compararon estos valores con los que registra el medidor. El alumno deberá mencionar si los medidores se encuentran calibrados, si no, es necesario recomendar mandar calibrarlos con un técnico.

En cuanto al valor de la velocidad de lavado, el alumno deberá mencionar si la velocidad de lavado se encuentra entre 0.6 y 0.8 m/min, el cual es el rango de velocidad de lavado con agua normalmente utilizado. Después de comparar el valor obtenido experimentalmente con el rango mencionado, el alumno deberá investigar qué sucede si la velocidad de lavado es muy baja o muy alta.

En la práctica 3.2 se determinó la duración del proceso de lavado. De acuerdo con los resultados obtenidos, el alumno deberá mencionar cómo varía la turbiedad del agua de lavado durante el proceso y cuál es el tiempo óptimo en que debe realizarse el retrolavado del filtro. El alumno deberá observar en la gráfica de turbiedad contra tiempo, que la turbiedad se incrementa inicialmente y luego disminuye hasta un valor que tiende a ser constante y que por lo general está entre 2 - 4 U.N.

4. EFICIENCIA DEL PROCESO DE FILTRACIÓN

La determinación de la eficiencia de los filtros puede hacerse de varias maneras, las más comunes son: medida de la turbiedad y determinación de los sólidos en el efluente del filtro.

4.1 Medición de la turbiedad del efluente del filtro

En esta práctica se determinará la turbiedad del efluente del filtro para observar el comportamiento de este parámetro con respecto al tiempo durante la corrida de filtración.

- Material y equipo
 - Turbidímetro Hach o equivalente
 - Vasos de precipitado de 50 ml
 - Recipientes de plástico de 50 ml con tapa
- Desarrollo
 1. Numerar los recipientes de plástico.
 2. Tomar una muestra de 50 ml del efluente del filtro cada hora durante toda la corrida de filtración con los recipientes de plástico previamente numerados. Mantener las muestras en refrigeración hasta el momento de realizar la medición de turbiedad.
 3. Tomar el volumen necesario de muestra en los vasos de precipitado y determinar la turbiedad de cada muestra (el volumen requerido de muestra y el procedimiento para determinar turbiedad se describen en el apéndice I).
- Resultados
 1. El alumno deberá reportar los valores de turbiedad para cada muestra en forma tabular indicando el tiempo en horas en el que fueron tomadas.
 2. Elaborar una gráfica de turbiedad (UJ) contra el tiempo (horas).

4.2 Determinación de los sólidos en el efluente del filtro

En esta práctica se determinarán los Sólidos Totales (ST) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST) del agua residual a la entrada y salida del filtro para calcular la eficiencia de remoción de este parámetro.

- Material y equipo
 - El material, equipo y reactivos necesarios para la determinación de los ST y SST se describen en el apéndice I.
 - Recipientes de plástico de 200 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 200 ml

- Desarrollo

En esta práctica el alumno formará una muestra compuesta de agua residual de la entrada y la salida del filtro (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Las muestras compuestas se forman a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:

1. Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual antes de la descarga al filtro cada 4 horas durante la corrida de filtración. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
2. Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual a la salida del filtro cada 4 horas durante la corrida de filtración. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
3. Formar las muestra compuestas mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
4. Una vez que se formaron las muestras compuestas del influente y efluente del filtro, tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con el procedimiento para determinar ST y SST descrito en el mismo apéndice.
5. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de ST y SST al inicio y al final del proceso con las siguientes ecuaciones:

$$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$$

donde:

ST_i son los ST en mg/l del influente del filtro

ST_o son los ST en mg/l del efluente del filtro

$$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$$

donde:

SST, son los SST en mg/l del influente del filtro

SST_o son los SST en mg/l del efluente del filtro

- Resultados

1. El alumno deberá reportar en forma de tabla los valores de ST y SST en mg/l para cada muestra compuesta.
2. El alumno deberá calcular la eficiencia de remoción de los sólidos en el filtro.

4.3 Conclusiones

Los parámetros más comunes para determinar la eficiencia de un filtro son la determinación de la turbiedad y de los sólidos del efluente del filtro. De acuerdo con la gráfica de turbiedad contra tiempo, el alumno deberá observar el comportamiento de la turbiedad conforme avanza la corrida de filtración. Así mismo, el alumno deberá mencionar si el funcionamiento del filtro se está realizando adecuadamente y si la eficiencia de éste es efectiva.

En la práctica 4.2 se determinaron las concentraciones de sólidos totales y sólidos suspendidos totales y se calcularon las eficiencias de remoción de estos parámetros. El alumno deberá mencionar si la eficiencia de remoción de los sólidos totales y los sólidos suspendidos totales se está realizando adecuadamente.

5. CUESTIONARIO

1. Enuncie los diferentes tipos de sólidos que se presentan en un agua residual y las características de cada uno de ellos.
2. En la planta de tratamiento de agua residual del plantel, ¿cuáles etapas remueven sólidos?
3. ¿Qué significado tiene la turbiedad y la concentración de sólidos en la determinación de la eficiencia de un filtro de arena?
4. ¿Cuál es la importancia de la filtración en los diferentes tipos de plantas de tratamiento?

6. LECTURAS RECOMENDADAS

- APHA-AWWA-WPCF (1992) *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y residuales*. Días de Santos S.A. España.
- Ávila, M. G. (1988) *Estudio de la filtración de los efluentes secundarios de la Planta de Tratamiento de aguas residuales de CU*. Tesis. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.
- Ayres, G.H. (1975) *Análisis Químico Cuantitativo*. Harla, México.
- CEPIS (1978) *Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en desarrollo*. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. Manuales II y III. Lima, Perú.
- Coronado, J. A. (1984) *Diseño e instalación de un modelo para filtración directa de aguas turbias*. Tesis. UNAM. México.
- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México.
- Gómez, C. V. (1992) *Plan de tratamiento de agua potable mediante filtración lenta (sin cloración)*. Tesis. UNAM. México
- Gómez, E. E. (1993) *Remoción de contaminantes mediante la aplicación de la filtración directa de un efluente secundario*. Tesis. Facultad de Química, UNAM. México, D.F.
- Juárez, R. V. (1990) *Influencia del uso de coagulantes en la filtración de efluentes secundarios*. Tesis. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F.

- Landa, V. H. (1996) *Filtración rápida de un efluente primario avanzado*. Tesis. DEPFI, UNAM. México, D.F.
- Landa, V. H., Leyva, A. A., y Jiménez, C. B. (1998) *Nuevas tecnologías para la filtración de agua residual*. Primer Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales. UAM y CINAM, Tomo II, 46-1 a 46-10, México.
- Martínez, S. R. (1993) *Estudios de modelos de filtración lenta en arena para la desnitrificación biológica del agua*. Tesis. Facultad de Química, UNAM. México, D.F.
- Mata, F. R. (1988) *Filtración rápida sobre lechos de arena*. Tesis. UNAM. México
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill. S.A. de C.V.
- Montgomery, J. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons., USA.
- Prieto, S. R. (1984) *Filtración de aguas residuales*. Tesis. UNAM. México.
- Valdivia, S. C. (1988) *Filtración Combinada en Lechos de Tezontle para el Tratamiento de Aguas Residuales*. Tesis, DEPFI, UNAM, México.

MC.3.6 Desinfección

Objetivos

Evaluar los parámetros de control de la desinfección con cloro, los cuales incluyen la determinación de la dosis óptima, el tiempo de contacto y la remoción de indicadores biológicos (por ejemplo, coliformes fecales) en el sistema de tratamiento.

Justificación

La desinfección es generalmente, la etapa final en un proceso de tratamiento que tiene por objetivo, asegurar la calidad microbiológica del agua, bajo el supuesto de que todas las etapas anteriores estén cumpliendo con sus objetivos.

Los factores que modifican la eficiencia de remoción en la desinfección con cloro se relacionan con:

- Las características fisicoquímicas del agua
- Las características del sistema de cloración

Las principales características físicoquímicas del agua que influyen en la eficiencia de la desinfección son:

- a) La temperatura y el pH
- b) La turbiedad, el color, la materia orgánica, el nitrógeno amoniacal, Fe, Mn, SO₂, H₂S, etc.
- c) El tipo y concentración de microorganismos

Las principales características del sistema que influyen en la eficiencia de la cloración son:

- a) El tiempo real de contacto
- b) La dosis de cloro aplicada
- c) Las características del sistema de dosificación
- d) Las características del compuesto de cloro utilizado

CONTENIDO

- 1 PARÁMETROS DE CONTROL DE LA DESINFECCIÓN CON CLORO**
 - 1.1 Determinación de los parámetros fisicoquímicos**
 - pH
 - Temperatura
 - Turbiedad
 - Demanda Química de Oxígeno (DQO)
 - Nitrógeno amoniacal (N-NH₃)
 - 1.2 Determinación de la calidad microbiológica del agua**
 - 1.2.1 Determinación del NMP de coliformes**
- 2 DOSIS ÓPTIMA DE CLORO**
 - 2.1 Determinación de la dosis óptima de cloro**
- 3 CONCLUSIONES**
- 4 CUESTIONARIO**
- 5 LECTURAS RECOMENDADAS**

1. PARÁMETROS DE CONTROL DE LA DESINFECCIÓN CON CLORO

Durante la realización de las prácticas sobre desinfección se probarán dos tipos de desinfectante; el hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) y el hipoclorito de sodio (NaClO). Una vez que se tomaron todas las muestras para las prácticas con el primer desinfectante se deberá realizar otra corrida de tratamiento cambiando la solución de hipoclorito de calcio por la de hipoclorito de sodio directamente en la planta de tratamiento. Se sugiere dividir las prácticas en dos días; el primer día se harán las prácticas con el hipoclorito de calcio y el segundo día con el hipoclorito de sodio.

1. 1 Determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua

- pH
 - Temperatura
 - Turbiedad
 - Demanda Química de Oxígeno (DQO)
 - Nitrógeno amoniacal (N-NH_3)
 - Cloro residual
- Material y equipo
 - Solución de hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) al 12%
 - Solución de hipoclorito de sodio (NaClO) al 10%
 - Termómetro
 - Medidor de pH
 - Turbidímetro Hach o equivalente
 - Vasos de precipitado
 - Recipientes de plástico con tapa de 500 ml
 - El material, equipo y reactivos requeridos para la determinación de la DQO se describen en el apéndice I.
 - El material, equipo y reactivos requeridos para la determinación de nitrógeno amoniacal se describen en el apéndice I.
 - El material, equipo y reactivos requeridos para la determinación de cloro residual se describen en el apéndice I.
 - Desarrollo
 1. Tomar una muestra de agua de 500 ml en un recipiente de plástico con tapa, antes del punto de dosificación de cloro al sistema. Las muestras se deben refrigerar hasta el momento de ser analizadas.
 2. A continuación se presentan los cálculos para determinar la dosis de cloro que se debe agregar al sistema.

La dosificación de hipoclorito de calcio se realiza directamente en la tubería con una bomba recíproca tipo dosificadora. De acuerdo con datos bibliográficos la dosis de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ que se debe aplicar es de 8 mg/l, y la de NaClO es de 10 mg/l (posteriormente el alumno realizará una práctica para determinar la dosis óptima del desinfectante). El tiempo de contacto que debe tener el agua tratada en el

tanque de almacenamiento, una vez que se aplicó el desinfectante es de 30 minutos. Los cálculos para determinar el flujo de dosificación de hipoclorito de calcio y para comprobar el tiempo de contacto se muestran a continuación:

- El gasto de agua que recibe la planta es de $10 \text{ m}^3/\text{d}$ (0.115 l/s).
- La solución de hipoclorito de calcio está al 12% (120 mg/ml).
- La dosis de hipoclorito de calcio es de 8 mg/l .

El flujo de dosificación se determina con:

$$8 \text{ mg/l} * 0.115 \text{ l/s} = 0.9259 \text{ mg/s.}$$

Por lo tanto para la desinfección del agua de la planta de tratamiento se requiere dosificar 0.9259 mg de hipoclorito de calcio cada segundo, lo que equivale a:

$$\frac{0.9259 \text{ mg/s}}{120 \text{ mg/ml}} = 0.0077 \text{ ml/s} = 0.0277 \text{ l/h}$$

Es decir, la bomba reciprocante debe dosificar 0.0277 litros de la solución de hipoclorito de calcio por hora.

El tiempo de contacto del agua tratada en el tanque de almacenamiento es:

$$\frac{200 \text{ l}}{0.115 \text{ l/s}} = 1739 \text{ s} = 28.98 \text{ min}$$

Como se puede observar el agua tratada tendrá un tiempo de contacto de 28.98 min en el tanque de almacenamiento.

2. Posteriormente, tomar una muestra de agua desinfectada de 500 ml en un recipiente de plástico con tapa, directamente del tanque de almacenamiento de agua tratada.
3. A las dos muestras se le deberá determinar los parámetros fisicoquímicos de acuerdo a las técnicas descritas en el apéndice I.

• Resultados

1. Registrar los valores de pH, temperatura y turbiedad en la bitácora para cada desinfectante. Comparar los valores obtenidos antes y después de la dosificación de cloro.
2. El alumno deberá reportar en forma tabular las DQO en mg/l para cada muestra de cada desinfectante. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de DQO al inicio y al final del proceso con la siguiente ecuación:

$$\% \text{Eficiencia} = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$$

donde:

DQO_i es la concentración al inicio del proceso

DQO_o es la concentración después del tratamiento

3. El alumno deberá reportar en forma tabular las concentraciones de nitrógeno amoniacal en mg/l para cada muestra de cada desinfectante. La eficiencia de remoción del proceso se determina comparando las concentraciones de nitrógeno amoniacal al inicio y al final del proceso, con la siguiente ecuación:

$$\%Eficiencia = \frac{NH_{3i} - NH_{3o}}{NH_{3i}} * 100$$

donde:

NH_{3i} es la concentración al inicio del proceso

NH_{3o} es la concentración después del tratamiento

4. El alumno deberá reportar en forma tabular las concentraciones de cloro residual para cada muestra de cada desinfectante.

1.2 Determinación de la calidad microbiológica del agua

1.2.1 Determinación de coliformes fecales (NMP de coliformes/100ml de muestra)

- Material y equipo
 - El material, equipo y reactivos requeridos para la determinación del número más probable de coliformes se describen en el apéndice I.
 - Vasos de precipitado de 100 ml
- Desarrollo

De las muestras que se tomaron para la práctica de la "Determinación de los parámetros fisicoquímicos" (1.1.1) se toman 100 ml en un vaso de precipitado. Las dos muestras se tratarán de forma idéntica de acuerdo al procedimiento para determinar el número más probable de coliformes descrito en el apéndice I.

- Resultados
 1. Los valores obtenidos de NMP de coliformes/100ml de muestra para ambos desinfectantes se registran en la bitácora.
 2. Comparar los resultados que se obtuvieron antes y después de la dosificación de cloro.

2 DOSIS ÓPTIMA DE CLORO

2.1 Determinación de la dosis óptima de cloro

La cantidad de cloro adicionado al sistema de tratamiento debe ser determinada *experimentalmente*, basándose en la demanda de cloro, el cloro residual y la remoción de organismos indicadores. La dosis requerida depende de los constituyentes presentes en el

agua como los compuestos orgánicos, la materia particulada (la cual protege a los microorganismos de la acción de los desinfectantes) y el amonio (el cual reacciona con el cloro y forma cloraminas).

- **Material y equipo**

- El material y equipo para la determinación de coliformes fecales se describe en el apéndice I
- El material y equipo para la determinación de cloro residual se describe en el apéndice I
- Cronómetro
- Vasos de precipitado
- Recipientes de plástico con tapa de 500 ml

- **Reactivos**

- Los reactivos utilizados en las determinaciones de coliformes fecales y cloro residual se describen en el apéndice I
- Solución de hipoclorito de sodio (NaClO) al 10%
- Solución de hipoclorito de calcio (Ca(ClO)₂) al 12%

- **Desarrollo**

Para encontrar la dosis óptima de cloro se deben realizar pruebas con diferentes dosis; para cada prueba se determina la remoción de coliformes, el nitrógeno amoniacal y el cloro residual. Existe un intervalo de valores para la dosis de cloro que se debe añadir al agua residual dependiendo del tipo de desinfectante empleado en el proceso de tratamiento (White, 1986). En este ensayo se trabajará con dicho intervalo. El procedimiento es el siguiente:

1. Tomar una muestra de agua tratada de 500 ml antes del punto de dosificación de la solución de hipoclorito de calcio o de sodio. Verter 100 ml de esta muestra a un vaso de precipitado y determinar el número de coliformes fecales de acuerdo al procedimiento adscrito en el apéndice I. Las muestras se tomarán con un recipiente de plástico con tapa de 500 ml, y deberán ser refrigeradas hasta el momento de analizarlas.
2. Verter 50 ml de esta muestra a un vaso de precipitado y determinar el nitrógeno amoniacal.
3. Agregar dosis de 5, 8, 10, 15 y 20 mg/l de Ca(ClO)₂ o de NaClO (en la práctica 1.1.1 se presenta un ejemplo para el cálculo del flujo de dosificación dependiendo de la concentración y dosis del desinfectante). Después de cada dosis agregada, esperar 30 minutos de tiempo de contacto.

Se puede agregar tiosulfato de sodio después de cada tiempo de contacto evaluado, con el fin de inactivar el efecto de cloro y hacer una determinación más precisa de dicho periodo de contacto.

4. Transcurrido el tiempo de contacto, tomar una muestra directamente en el tanque de almacenamiento de 500 ml.
5. Verter 100 ml de la muestra a un vaso de precipitado y determinarle el número de coliformes fecales, de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.
6. Verter 50 ml de la muestra a un vaso de precipitado y determinar el nitrógeno amoniacal.
7. Con el resto de la muestra determinar el cloro residual, de acuerdo al procedimiento descrito en el apéndice I.

El procedimiento descrito se debe realizar para cada dosis de desinfectante aplicada.

8. Repetir el procedimiento para un tiempo de contacto de 40 minutos.

- **Resultados**

1. Registrar en la bitácora en forma de tabla el número de coliformes fecales y la concentración de cloro residual para cada dosis del desinfectante y para cada tiempo de contacto.
2. Registrar en la bitácora en forma de tabla la concentración de nitrógeno amoniacal para cada dosis del desinfectante y para cada tiempo de contacto.
3. Determinar la dosis óptima de cloro de acuerdo a la remoción de coliformes fecales y la concentración de cloro residual tomando como base los valores normados para la disposición del efluente final.
4. Elaborar una gráfica de la demanda de cloro (gráfica del punto de quiebre). Graficar la dosis de cloro agregado en el eje de las "x" y el cloro residual en el eje de las "y" para cada tiempo de contacto.
5. Calcular la demanda de cloro con la siguiente ecuación:

$$\text{demanda de cloro} = \text{dosificación de cloro} - \text{cloro residual}$$

3. CONCLUSIONES

El alumno deberá reportar si se presentó un cambio en el pH, la temperatura y la turbiedad durante la experimentación y comparar los resultados de remoción de indicadores biológicos. A partir de estos resultados mencionar cómo influyen las características fisicoquímicas del agua sobre la desinfección.

De acuerdo con la gráfica del punto de quiebre el alumno deberá indicar la dosis a la cual se obtiene el cloro residual que cumple con la normatividad, así mismo deberá mencionar la dosis que se requiere para llegar a los niveles de coliformes fecales estipulados por la norma para agua destinada a riego agrícola (1000 UFC/100 ml).

El alumno deberá indicar cuál es el comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal y orgánico conforme la dosis de cloro aplicada aumenta. Se sugiere representar gráficamente los perfiles de cloro residual, nitrógeno amoniacal y orgánico, y la demanda de cloro para las diferentes dosis del desinfectante. Con esta gráfica el

alumno podrá concluir cuáles son los valores del cloro residual y del nitrógeno amoniacal conforme varía la dosis de desinfectante.

4. CUESTIONARIO

1. ¿Cuál es el principal objetivo del proceso de desinfección?
2. ¿Es necesario incluir una etapa de desinfección en todas las plantas de tratamiento de aguas residuales?
3. ¿Cuáles son los criterios que se deben tomar en cuenta para elegir un proceso de desinfección?
4. ¿Cómo influyen las características fisicoquímicas del agua en la desinfección con cloro?

5. LECTURAS RECOMENDADAS

- Acho N. A. (1978) *Métodos más usuales para la desinfección del agua residual*. Tesis. UNAM. México
- Cáceres, O. (1990) *Desinfección del agua*. Ministerio de Salud (OPS/OMS). Primera edición.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. Manual II. Lima, Perú.
- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México.
- Jiménez, B. (1998) *Eliminación de Microorganismos Patógenos mediante la Desinfección*. "Nuevas Opciones de Saneamiento en Países en Desarrollo: Contribuciones Recientes en América Latina". FEMISCA, A.C., Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Jiménez, V. A. (1997) *Desinfección de Efluentes Procedentes de un Proceso Biológico y de un Primario Avanzado Empleando Ozono*. Tesis, DEPFI, UNAM, México.
- Ledesma, R. R. (1994) *Desinfección con cloro en la potabilización de agua y tratamiento de aguas residuales*. Tesis. UNAM. México.
- Orta, T. (1995) *Estudios de Desinfección del Agua Residual Proveniente del Valle de México*. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Snoeyik, V. (1987) *Química del agua*. Limusa, México.
- White, S.D. (1986) *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 3rd ed. pp 90-120.

MC. 3.7 Integración de los procesos

En el funcionamiento de la planta de tratamiento se proponen tres arreglos, los cuales le confieren su versatilidad, ya que el operador podrá comparar las diferentes características de cada proceso y sus eficiencias de eliminación. A continuación se presenta la descripción y los diagramas de flujo de cada arreglo.

Primer arreglo

En la figura 1 se muestra el primer arreglo propuesto; en éste, el agua residual se dirige en partes iguales a los procesos fisicoquímico y biológico; esto permite comparar las eficiencias de eliminación a partir de una concentración de contaminantes idéntica.

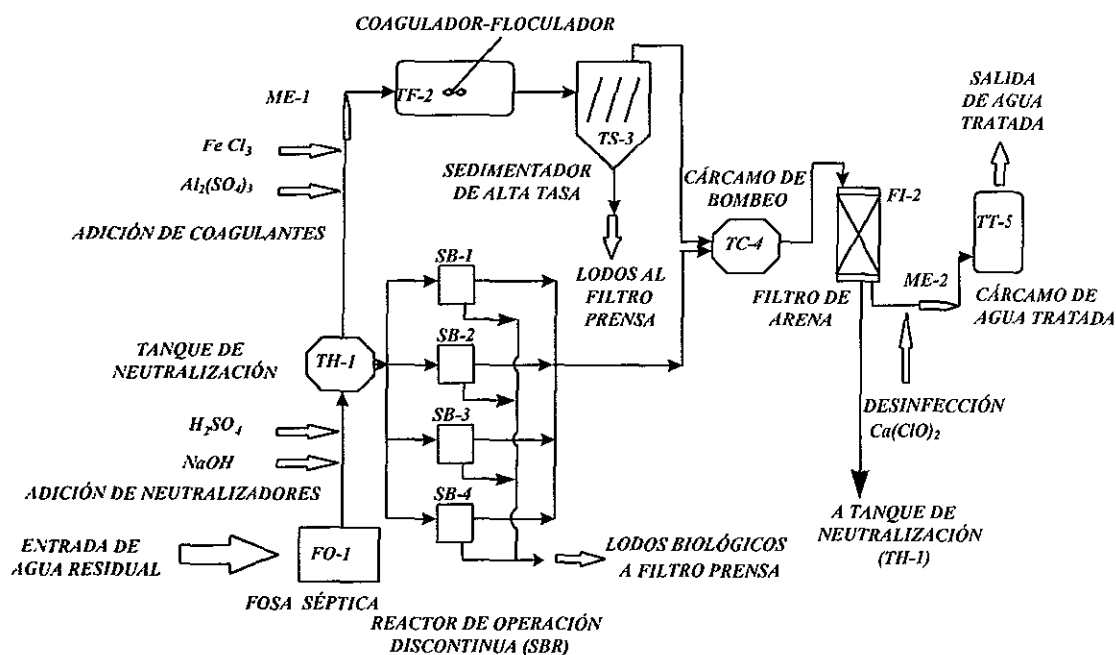


Figura 1 Primer arreglo propuesto en la planta de tratamiento (paralelo)

Segundo Arreglo

El segundo arreglo propuesto se muestra en la figura 2. En éste, toda el agua residual que proviene de la fosa séptica se bombea primeramente al proceso biológico y posteriormente al proceso fisicoquímico.

Una de las ventajas que presenta este arreglo es el contar con un postratamiento del agua residual, por lo tanto, además del tratamiento biológico para la remoción de materia orgánica y nutrientes se le aplica al agua un postratamiento fisicoquímico, consiguiendo así una mayor eficiencia de remoción, particularmente de sólidos suspendidos y fósforo.

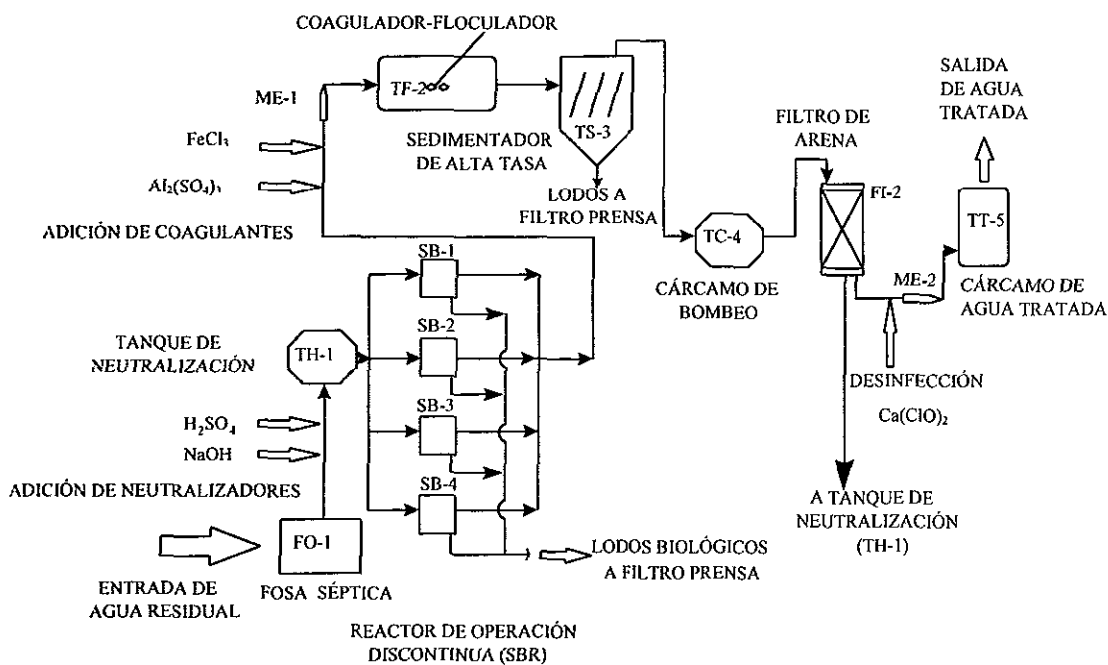


Figura 2 Segundo arreglo propuesto en la planta de tratamiento (B-FQ)

Tercer arreglo

El tercer arreglo propuesto para la planta de tratamiento de CCH-sur se muestra en la figura 3. En este arreglo, toda el agua residual proveniente del tratamiento séptico se dirige primero a un tratamiento fisicoquímico y de ahí al tratamiento biológico.

La razón de este arreglo es simular un tratamiento primario avanzado donde el agua residual se trata con un proceso fisicoquímico y posteriormente se le da un pulimento biológico. De lo anterior, se podrán estudiar los principios del tratamiento primario avanzado y la eventual conveniencia de este arreglo en cuanto al abatimiento en el consumo de energía para la aeración.

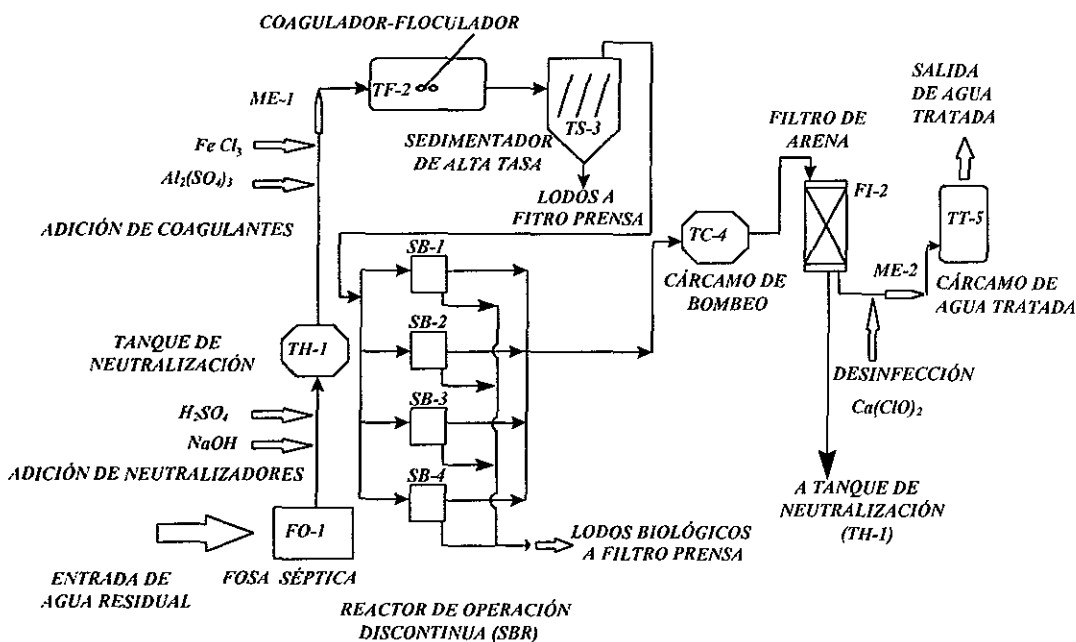


Figura 3 Tercer arreglo propuesto en la planta de tratamiento (FQ-B)

Objetivos

Operar conjuntamente los procesos y operaciones de tratamiento que conforman la planta, aplicando los conocimientos adquiridos en las prácticas anteriores.

Determinar la eficiencia de remoción de contaminantes operando la planta de tratamiento con los tres arreglos posibles del tren de tratamiento.

Discutir la aplicabilidad de los trenes de tratamiento para el caso particular y extrapolar sus conclusiones a otras aguas residuales.

Justificación

El tratamiento de las aguas residuales puede llevarse a cabo mediante diferentes métodos. Todos estos se basan en fenómenos físicos, químicos y biológicos. Los procesos de tratamiento pueden ser combinados de diferentes maneras, lo que inevitablemente dará como resultado diferentes capacidades de tratamiento y grados de adecuación a condiciones particulares. De lo anterior se considera importante contar con procedimientos teóricos y prácticos para conocer el funcionamiento tanto de los procesos y operaciones operando por separado como de las plantas de tratamiento trabajando conjuntamente.

Las prácticas que se plantean en este manual, tienen la finalidad de reforzar los conocimientos teóricos a partir de la experimentación. Como se observó, cada práctica corresponde a alguna operación o proceso específico de tratamiento. Este apartado integra la experiencia teórica y práctica que se ha obtenido al realizar las pruebas citadas, mediante la operación conjunta de los procesos y operaciones que conforman el tren de tratamiento.

CONTENIDO

- 1 DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO**
 - 1.1 Caracterización del influente de la planta de tratamiento**
 - 1.2 Evaluación de la planta de tratamiento operando el primer arreglo**
 - 1.3 Evaluación de la planta de tratamiento operando el segundo arreglo**
 - 1.4 Evaluación de la planta de tratamiento operando el tercer arreglo**
- 2 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**
- 3 CUESTIONARIO**
- 4 LECTURAS RECOMENDADAS**

1. DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO

1.1 Caracterización del influente de la planta de tratamiento

La caracterización del influente consiste en determinar las propiedades fisicoquímicas con las que ingresa el agua residual a la planta de tratamiento. Por lo que en esta práctica se le determinarán al agua residual los valores de: DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitratos, nitritos, fosfatos, coliformes fecales, pH, y temperatura.

1.1.1 Determinación de las propiedades fisicoquímicas del influente

- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)
 - Demanda Química de Oxígeno (DQO)
 - Sólidos Totales Totales (STT)
 - Sólidos Totales volátiles (STV)
 - Sólidos Suspendidos totales (SST)
 - Sólidos Suspendidos volátiles (SSV)
 - Nitrógeno amoniacal (N-NH₃)
 - Nitrógeno orgánico
 - Nitratos (NO₃)
 - Nitritos (NO₂)
 - Fosfatos (PO₄)
 - Coliformes fecales (NMP de coliformes/100 ml de muestra)
 - pH
 - Temperatura
- Material y equipo
 - Vasos de precipitado de 20, 50, 100 y 200 ml
 - Recipientes de plástico de 500 ml con tapa
 - El material, equipo y reactivos para la determinación de las propiedades fisicoquímicas del influente de la planta se describen con cada técnica en el apéndice I.
- Desarrollo
 1. El primer paso para la caracterización del influente de la planta de tratamiento consiste en tomar las muestras necesarias para la realización de cada prueba, por lo que el alumno deberá tomar dos muestras de 500 ml con los recipientes de plástico y mantenerlas en refrigeración hasta el momento de analizarlas. Estas muestras deberán tomarse en un punto de la tubería antes de que el agua residual llegue a la planta de tratamiento y en donde se encuentre una válvula de desfogue.
 2. Una vez que se dispone de agua residual para su análisis se procede a realizar las pruebas citadas para obtener la caracterización del agua. De las muestras de agua residual se deberá tomar con los vasos de precipitado el volumen necesario para cada prueba (el volumen requerido para obtener los parámetros fisicoquímicos de la caracterización del agua se menciona en el apéndice I con cada técnica).

- Determinar la DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, N-NH₃, nitrógeno orgánico, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura de acuerdo a las técnicas descritas en el apéndice I.

- Resultados

- El alumno deberá elaborar una tabla en donde se presenten los resultados de la caracterización del agua cruda.
- El alumno deberá comparar los resultados que obtuvo de la caracterización del agua residual con valores obtenidos de la bibliografía. En la tabla 1 se presenta la composición típica de un agua residual doméstica.

Tabla 1. Composición típica del agua residual doméstica (Metcalf y Eddy, 1996)

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1200
Sólidos totales fijos (STF)	mg/l	250	500	850
Sólidos totales volátiles (STV)	mg/l	105	200	325
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/l	100	220	350
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	mg/l	80	165	275
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	mg/l	110	220	400
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	250	500	1000
Nitrógeno orgánico	mg/l	8	15	35
Nitrógeno amoniacal	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo inorgánico	mg/l	3	5	10
Coliformes totales	No./100ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Coliformes fecales	No./100ml	10 ⁴ -10 ⁵	10 ⁵ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁷

1.2 Evaluación de la planta de tratamiento operando el primer arreglo

En el primer arreglo el agua residual se dirige en partes iguales a los procesos fisicoquímico y biológico; esto permite comparar las eficiencias de eliminación a partir de una concentración de contaminantes idéntica (ver figura 1).

- Material y equipo

- Recipientes de plástico de 500 y 200 ml con tapa
- Vasos de precipitado de 20, 50, 100 y 200 ml
- El material, equipo y reactivos necesarios para determinar los parámetros fisicoquímicos para esta práctica se describen en el apéndice I con cada técnica.

- Desarrollo

- 1) Haber realizado la caracterización del agua que entra a la planta de tratamiento como se describe en la práctica 1.1.
- 2) La planta de tratamiento deberá operar con el primer arreglo (paralelo) durante 24 horas para asegurar que toda el agua residual sea tratada.
- 3) Transcurridas las 24 horas de tratamiento, el alumno deberá tomar cuatro muestras de agua residual en los siguientes puntos y de la siguiente forma:
 - a) La primera muestra se tomará al finalizar un ciclo de tratamiento del proceso biológico (SBR). Se tomarán 500 ml de agua con un recipiente de plástico. La muestra deberá permanecer en refrigeración hasta el momento de ser analizada. A esta primera muestra se le determinarán los siguientes parámetros: DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, pH y temperatura. Las técnicas para la determinación de estos parámetros están descritas en el apéndice I.
 - b) La segunda muestra se tomará a la salida del sedimentador. Se tomarán 500 ml de agua con un recipiente de plástico. La muestra deberá permanecer en refrigeración hasta el momento de ser analizada. A esta segunda muestra se le determinarán los siguientes parámetros: DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, pH y temperatura.
 - c) Para la tercera muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de bombeo (TC-4) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de bombeo durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.
 - d) Para la cuarta muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de agua tratada (TT-5) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de agua tratada durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO,

DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.

- 4) Una vez que se obtuvieron los parámetros fisicoquímicos de las cuatro muestras, el alumno deberá comparar la eficiencia de remoción de cada proceso (biológico y fisicoquímico) y deberá obtener la eficiencia de remoción del tren de tratamiento operando con el primer arreglo.

• Resultados

1. Elaborar una tabla con los resultados de la caracterización del agua tratada.
2. Comparar los resultados de la caracterización del agua residual cruda (práctica 1.1) con los resultados de la caracterización del agua tratada.
3. La eficiencia de remoción de cada proceso (fisicoquímico y biológico) se determina comparando las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos al inicio y al final del proceso con las ecuaciones de la tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones para obtener la eficiencia de cada proceso

Proceso fisicoquímico	Proceso biológico
$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$ <p>DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$ <p>DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$ <p>DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$ <p>DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$ <p>ST_i son los ST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) ST_o son los ST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$ <p>ST_i son los ST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) ST_o son los ST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$ <p>SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$ <p>SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{NH_{4^i} - NH_{4^o}}{NH_{4^i}} * 100$ <p>NH_{4_i} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NH_{4_o} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{NH_{4^i} - NH_{4^o}}{NH_{4^i}} * 100$ <p>NH_{4_i} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NH_{4_o} es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>

Tabla 2. Ecuaciones para obtener la eficiencia de cada proceso (continuación)

Proceso fisicoquímico	Proceso biológico
$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$ <p>NO₃ⁱ son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₃^o son los nitratos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$ <p>NO₃ⁱ son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₃^o son los nitratos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$ <p>NO₂ⁱ son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₂^o son los nitritos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$ <p>NO₂ⁱ son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₂^o son los nitritos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>
$\%E = \frac{PO_4^i - PO_4^o}{PO_4^i} * 100$ <p>PO₄ⁱ son los fosfatos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) PO₄^o son los fosfatos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, segunda muestra)</p>	$\%E = \frac{PO_4^i - PO_4^o}{PO_4^i} * 100$ <p>PO₄ⁱ son los fosfatos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) PO₄^o son los fosfatos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, primera muestra)</p>

4. La eficiencia de remoción del tren de tratamiento operando con el primer arreglo se determina comparando las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos al inicio y al final del tren con las ecuaciones de la tabla 3.

Tabla 3. Ecuaciones para obtener la eficiencia de remoción de la planta

Eficiencia de remoción de la planta de tratamiento operando el primer arreglo
$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$ <p>DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$ <p>DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$ <p>ST_i son los ST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) ST_o son los ST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$ <p>SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>

Tabla 3. Ecuaciones para obtener la eficiencia de remoción de la planta (continuación)

Eficiencia de remoción de la planta de tratamiento operando el primer arreglo	
$\%E = \frac{NH_4^i - NH_4^o}{NH_4^i} * 100$	<p>NH_4^i es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NH_4^o es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$	<p>NO_3^i son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO_3^o son los nitratos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$	<p>NO_2^i son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO_2^o son los nitritos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>
$\%E = \frac{PO_4^i - PO_4^o}{PO_4^i} * 100$	<p>PO_4^i son los fosfatos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) PO_4^o son los fosfatos en mg/l al final del proceso (práctica 1.2, cuarta muestra)</p>

1.3 Evaluación de la planta de tratamiento operando el segundo arreglo

En el segundo arreglo toda el agua residual que proviene de la fosa séptica se bombea primeramente al proceso biológico y posteriormente al proceso fisicoquímico (ver figura 2).

Una de las ventajas que presenta este arreglo es el contar con un postratamiento del agua residual, por lo tanto, además del tratamiento biológico para la remoción de materia orgánica y nutrientes se le aplica al agua un postratamiento fisicoquímico, consiguiendo así una mayor eficiencia de remoción, particularmente de sólidos suspendidos y fósforo.

- Material y equipo
 - Recipientes de plástico de 500 y 200 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 20, 50, 100 y 200 ml
 - El material, equipo y reactivos necesarios para determinar los parámetros fisicoquímicos para esta práctica se describen en el apéndice I con cada técnica.
- Desarrollo
 - 1) Haber realizado la caracterización del agua que entra a la planta de tratamiento como se describe en la práctica 1.1.
 - 2) La planta de tratamiento deberá operar con el segundo arreglo (B-FQ) durante 24 horas para asegurar que toda el agua residual sea tratada.

- 3) Transcurridas las 24 horas de tratamiento, el alumno deberá tomar dos muestras de agua residual en los siguientes puntos y de la siguiente forma:
 - a) Para la primera muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de bombeo (TC-4) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de bombeo durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.
 - b) Para la segunda muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de agua tratada (TT-5) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de agua tratada durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO, DQO, SST, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.
- 4) Una vez que se obtuvieron los parámetros fisicoquímicos de las dos muestras, el alumno deberá obtener la eficiencia de remoción del tren de tratamiento operando con el segundo arreglo.

- **Resultados**

1. Elaborar una tabla con los resultados de la caracterización del agua tratada.
2. Comparar los resultados de la caracterización del agua residual cruda (práctica 1.1) con los resultados de la caracterización del agua tratada.
3. La eficiencia de remoción de la planta de tratamiento se determina comparando las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos al inicio y al final del proceso de tratamiento con las ecuaciones de la tabla 4.

Tabla 4. Ecuaciones para obtener la eficiencia de remoción de la planta

Eficiencia de remoción de la planta de tratamiento operando el segundo arreglo	
$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$	<p>DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$	<p>DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$	<p>ST_i son los ST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) ST_o son los ST en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$	<p>SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NH_4^i - NH_4^o}{NH_4^i} * 100$	<p>NH₄ⁱ es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NH₄^o es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$	<p>NO₃ⁱ son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₃^o son los nitratos en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$	<p>NO₂ⁱ son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₂^o son los nitritos en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{PO_4^i - PO_4^o}{PO_4^i} * 100$	<p>PO₄ⁱ son los fosfatos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) PO₄^o son los fosfatos en mg/l al final del proceso (práctica 1.3, segunda muestra)</p>

1.4 Evaluación de la planta de tratamiento operando el tercer arreglo

El tercer arreglo propuesto para la planta de tratamiento se muestra en la figura 3. En este arreglo, toda el agua residual proveniente del tratamiento séptico se dirige primero a un tratamiento fisicoquímico y de ahí al tratamiento biológico.

La razón de este arreglo es simular un tratamiento primario avanzado donde el agua residual se trata con un proceso fisicoquímico y posteriormente se le da un pulimento biológico.

- Material y equipo
 - Recipientes de plástico de 500 y 200 ml con tapa
 - Vasos de precipitado de 20, 50, 100 y 200 ml
 - El material, equipo y reactivos necesarios para determinar los parámetros fisicoquímicos para esta práctica se describen en el apéndice I con cada técnica.

- Desarrollo
 - 1) Haber realizado la caracterización del agua que entra a la planta de tratamiento como se describe en la práctica 1.1.
 - 2) La planta de tratamiento deberá operar con el tercer arreglo (FQ-B) durante 24 horas para asegurar que toda el agua residual sea tratada.
 - 3) Transcurridas las 24 horas de tratamiento, el alumno deberá tomar dos muestras de agua residual en los siguientes puntos y de la siguiente forma:
 - a) Para la primera muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de bombeo (TC-4) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de bombeo durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.
 - b) Para la segunda muestra el alumno formará una muestra compuesta de agua residual tomada del cárcamo de agua tratada (TT-5) de la planta de tratamiento (el procedimiento para tomar las muestras puntuales y formar las muestras compuestas se describe en el apéndice I). Esta muestra compuesta se forma a partir de cuatro muestras puntuales. El procedimiento es el siguiente:
 - i) Tomar cuatro muestras puntuales de 200 ml de agua residual del cárcamo de agua tratada durante todo el día cada 4 horas. Las muestras se tomarán con los recipientes de plástico.
 - ii) Formar la muestra compuesta mezclando las muestras puntuales tomadas durante el día. Las muestras deben ser refrigeradas hasta el momento de ser analizadas.
 - iii) Una vez que se formó la muestra compuesta, el alumno deberá tomar el volumen de muestra indicado en el apéndice I en vasos de precipitado y analizarlas de forma idéntica con los procedimientos para determinar DBO, DQO, STT, STV, SST, SSV, nitrógeno orgánico, N-NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, coliformes fecales, pH y temperatura descritos en el mismo apéndice.

4) Una vez que se obtuvieron los parámetros fisicoquímicos de las muestras, el alumno deberá obtener la eficiencia de remoción del tren de tratamiento operando con el tercer arreglo.

• Resultados

1. Elaborar una tabla con los resultados de la caracterización del agua tratada.
2. Comparar los resultados de la caracterización del agua residual cruda (práctica 1.1) con los resultados de la caracterización del agua tratada.
3. La eficiencia de remoción de la planta de tratamiento se determina comparando las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos al inicio y al final del proceso de tratamiento con las ecuaciones de la tabla 5.

Tabla 5. Ecuaciones para obtener la eficiencia de remoción de la planta

Eficiencia de remoción de la planta de tratamiento operando el tercer arreglo	
$\%E = \frac{DBO_i - DBO_o}{DBO_i} * 100$	<p>DBO_i es la DBO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DBO_o es la DBO en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{DQO_i - DQO_o}{DQO_i} * 100$	<p>DQO_i es la DQO en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) DQO_o es la DQO en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{ST_i - ST_o}{ST_i} * 100$	<p>ST_i son los ST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) ST_o son los ST en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{SST_i - SST_o}{SST_i} * 100$	<p>SST_i son los SST en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) SST_o son los SST en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NH_4^i - NH_4^o}{NH_4^i} * 100$	<p>NH₄ⁱ es el nitrógeno amoniacal en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NH₄^o es el nitrógeno amoniacal en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_3^i - NO_3^o}{NO_3^i} * 100$	<p>NO₃ⁱ son los nitratos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₃^o son los nitratos en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>
$\%E = \frac{NO_2^i - NO_2^o}{NO_2^i} * 100$	<p>NO₂ⁱ son los nitritos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) NO₂^o son los nitritos en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>

Tabla 5. Ecuaciones para obtener la eficiencia de remoción de la planta (continuación)

Eficiencia de remoción de la planta de tratamiento operando el tercer arreglo
$\%E = \frac{PO_{4i} - PO_{4o}}{PO_{4i}} * 100$
<p>PO_{4i} son los fosfatos en mg/l al inicio del proceso (práctica 1.1) PO_{4o} son los fosfatos en mg/l al final del proceso (práctica 1.4, segunda muestra)</p>

2. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El alumno deberá mencionar cuál es la importancia de caracterizar el influente de la planta de tratamiento y sus comentarios acerca de la comparación que realizó en la práctica 1.1 con

La evaluación de la planta de tratamiento operando los tres arreglos propuestos permitió comparar las eficiencias de eliminación de contaminantes de los procesos que integran la planta, así como de los trenes de tratamiento. Para lograr lo anterior el alumno utilizó los conocimientos adquiridos en las prácticas anteriores.

La operación y evaluación de la planta con el primer arreglo (paralelo) consistió en comparar las eficiencias de eliminación a partir de una concentración de contaminantes idéntica. Este arreglo permitió tratar el agua residual con dos procesos diferentes (biológico y fisicoquímico) con la finalidad de observar las eficiencias de remoción que se obtienen para cada proceso. Al mismo tiempo también se obtuvo la eficiencia de la planta de tratamiento operando dicho arreglo y se comparó con la eficiencia de los otros dos arreglos.

La operación y evaluación de la planta con el segundo arreglo (B-FQ) consistió en obtener las eficiencias de eliminación del tren de tratamiento y compararlas con los otros dos arreglos. Una de las ventajas que presenta el segundo arreglo es el contar con un postratamiento del agua residual, por lo tanto, además del tratamiento biológico para la remoción de materia orgánica y nutrientes se le aplica al agua un postratamiento fisicoquímico, consiguiendo así una mayor eficiencia de remoción, particularmente de sólidos suspendidos y fósforo. A partir de las eficiencias de remoción obtenidas en la planta de tratamiento operando el segundo arreglo, el alumno deberá mencionar si un postratamiento fisicoquímico resulta conveniente para la planta de tratamiento de CCH-sur.

La operación y evaluación de la planta con el tercer arreglo (FQ-B) consistió en obtener las eficiencias de eliminación del tren de tratamiento y compararlas con los otros dos arreglos. El tercer arreglo consiste en simular un tratamiento primario avanzado donde el agua residual se trata con un proceso fisicoquímico y posteriormente se le da un pulimento biológico. Este arreglo permite estudiar los principios del tratamiento primario avanzado y la eventual conveniencia de este arreglo en cuanto al abatimiento en el

consumo de energía para la aeración, logrando la remoción de la materia orgánica soluble.

El alumno deberá comparar las eficiencias de remoción obtenidas para cada arreglo y mencionar en sus conclusiones cuál es el arreglo que considera más efectivo para el tratamiento del agua residual del CCH-sur. Así mismo de acuerdo con los resultados obtenidos de la caracterización del agua tratada para cada arreglo, deberá mencionar si el efluente de la planta de tratamiento cumple con los requerimientos de las Normas Oficiales Mexicanas. Por último, el alumno deberá discutir la aplicabilidad de los trenes de tratamiento para otras aguas residuales dependiendo de las características de esta agua y del grado de tratamiento requerido.

La metodología experimental plantea de manera global los aspectos más relevantes que ayudarán a la evaluación de los diferentes procesos de tratamiento que integran la planta. Al diseñarla se tomó en consideración que todas las fases del tratamiento necesariamente influirán de manera directa en el proceso global. Se consideró además que al finalizar el tratamiento, es necesario disponer de agua tratada y debido a ello, ésta debe visualizarse como un proceso generador de un efluente cuyas características son importantes desde el punto de vista de la calidad ambiental y salud pública.

3. CUESTIONARIO

1. ¿Cuáles son los principales parámetros que se deben determinar para caracterizar el agua residual?
2. ¿Porqué es importante realizar la caracterización del agua residual a tratar y del agua tratada?
3. De acuerdo a los resultados obtenidos, ¿cómo operaría la planta de tratamiento para obtener la mayor remoción de contaminantes?
4. Comparar la eficiencia real del tratamiento respecto a la eficiencia teórica del diseño y con las exigencias de calidad de la normatividad.

4. LECTURAS RECOMENDADAS

- Banco Mundial (1982) *Información y capacitación en abastecimiento de agua y saneamiento de bajo costo*. Educación sanitaria. Washington, D.C.
- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. CEPIS/OPS/OMS. Manual II. Lima, Perú.
- CEPIS/OPS/OMS (1991) *Manual de Disposición de Aguas Residuales: Origen, Descarga, tratamiento y Análisis de las Aguas Residuales*. Tomo I y II. Lima, Perú.
- Fernández, G. (1992) *Manual de Prácticas de Laboratorio de Química Sanitaria*. DEPFI, UNAM. México.
- Metcalf y Eddy (1994) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización*. McGraw-Hill, S.A. de C.V. México.
- Nalco Chemical Company (1992) *Manual del Agua: Su Naturaleza, Tratamiento y Aplicaciones*. McGraw-Hill, México.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de enero de 1997.

- Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. *Diario Oficial de la Federación*, 3 de junio de 1998.
- Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*, 21 de septiembre de 1998.

MC.4 CUARTA PARTE: MATERIAL PARA EL INSTRUCTOR

El material para el instructor consiste de las conclusiones y el cuestionario contestado de cada práctica, cada subcapítulo está dividido en dos partes; en la primera se presenta al instructor las conclusiones de las prácticas y en la segunda se proporcionan las respuestas del cuestionario de cada práctica con el objeto de que el instructor cuente con una guía para la evaluación de los reportes de las prácticas.

MC.4.1 Fosas sépticas

MC.4.1.1 Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, el alumno deberá comprobar que la fosa séptica es capaz de remover aproximadamente el 70% de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua cruda y el 30% de la demanda química de oxígeno (DQO).

Durante la inspección de una fosa séptica se debe determinar el volumen de lodos acumulados, debido a que se relaciona con el tiempo óptimo para la extracción de éstos del tanque. Este tiempo es un parámetro importante ya que después del segundo año de funcionamiento, la tasa de acumulación de lodos tiende a estabilizarse y comienza a disminuir con el tiempo. Esta disminución es un comportamiento normal e inherente de los procesos anaerobios, ya que ocurren en fases sucesivas (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis). Por lo tanto se recomienda que la extracción de lodos se realice sólo después de 2.5 a 3 años.

Como regla general, se debe purgar un tercio del volumen de lodos acumulados cuando éstos alcanzan dos terceras parte del volumen de operación de la fosa séptica. Por lo tanto, el alumno deberá calcular cuál es el volumen de lodos acumulados con respecto al volumen de operación de la fosa séptica. Como conclusión deberá señalar, dependiendo del tiempo de funcionamiento de la fosa séptica, si ya es tiempo de extraer los lodos.

El porcentaje de reducción de sólidos volátiles de los lodos (RSV) se refiere al grado de estabilización del lodo. La estabilización es alta si hay una baja concentración de materia orgánica sin degradar. Un porcentaje de reducción de sólidos volátiles entre 40 y 60 indica una baja concentración de materia orgánica, siendo este un lodo que puede ser dispuesto o utilizado con relativa seguridad, mientras que un porcentaje menor de 40% indica que el lodo no está bien digerido, produce malos olores, contiene una alta concentración de materia orgánica putrescible y organismos patógenos.

MC.4.1.2 Cuestionario

1. Describa el funcionamiento de una fosa séptica.

Una fosa séptica es un tanque horizontal, de escurrimiento continuo, a través del cual se dejan fluir las aguas residuales lentamente, para permitir que la materia sedimentable se precipite al fondo, donde queda retenida hasta que se establece la descomposición anaerobia, lo que resulta en que una parte de la materia orgánica en suspensión pasa a la forma gaseosa y con ello se reduce la cantidad de lodo que es necesario eliminar.

2. ¿Con base a las pruebas realizadas, considera necesario contar con un pretratamiento (fosa séptica) en esta planta?

El pretratamiento del agua residual con la fosa séptica es muy conveniente, ya que de acuerdo con los porcentajes obtenidos de eliminación de contaminantes, y si los procesos y operaciones subsecuentes operan correctamente, el agua tratada al final del proceso cumplirá con las normas de calidad. Además, en la fosa séptica también se lleva a cabo la homogenización del agua residual.

3. ¿Qué otros procesos se pueden utilizar como pretratamiento en esta planta?

Desarenadores y tamices.

4. ¿Qué alternativas existen para realizar el pulimento del efluente de la fosa séptica que recibe agua residual de casas habitación?

Los métodos utilizados para el pulimento de aguas residuales de pequeñas comunidades provenientes de una fosa séptica son los siguientes: a) dilución, b) pozos de filtración, c) irrigación del subsuelo, d) zanjas de filtración, e) filtración de arena y f) filtros por goteo.

MC.4.2 Proceso fisicoquímico (coagulación-floculación)

MC.4.2.1 Prueba de jarras

MC.4.2.1.1 Conclusiones

El tratamiento fisicoquímico del agua consiste en la coagulación y floculación de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual. La coagulación-floculación entendida como sistema de tratamiento consiste de tres etapas:

- a) Desestabilización del coloide.
- b) Formación de flóculos.
- c) Sedimentación de los flóculos y separación de los mismo del agua.

El alumno deberá identificar cada etapa del tratamiento fisicoquímico en la prueba de jarras, por lo tanto deberá mencionar que la desestabilización del coloide se logra al agregar el coagulante y efectuar la mezcla rápida. La formación de los flóculos se logra cuando se agrega el floculante y la tercera etapa se presenta cuando se deja sedimentar la mezcla.

De acuerdo con los resultados, el alumno deberá mencionar cuáles son las mejores condiciones de operación del tratamiento fisicoquímico (pH, dosis de coagulante y dosis de floculante) para lograr un efluente de buena calidad.

Para obtener una mejor representación de los resultados se sugiere trazar una curva de la dosis de coagulante contra la turbiedad residual, en donde se grafica en las ordenadas la dosis de coagulante en mg/l y en las abcisas la turbiedad residual. Con esta gráfica se podrá observar el comportamiento del proceso de coagulación-floculación de acuerdo con el tipo de coagulante y la concentración de éste. Se deberá observar que la turbiedad residual es menor conforme aumenta la dosis de coagulante.

La prueba de jarras intenta simular las condiciones a las cuales se lleva a cabo el proceso de coagulación y floculación en la planta de tratamiento. Sin embargo, dado el volumen

tan pequeño (1 a 3 litros) que se utiliza en los vasos de precipitado en comparación con los tanques de coagulación-floculación reales, la prueba de jarras constituye una reproducción pobre del proceso que se efectúa en el prototipo, particularmente en las condiciones de mezclado.

No obstante, la prueba de jarras sigue siendo el mejor método de que hasta ahora se dispone para definir la dosis correcta de coagulantes y floculantes que deben aplicarse en el proceso de coagulación-floculación.

MC.4.2.2 Prueba de jarras modificada

MC.4.2.2.1 Conclusiones

La prueba de jarras modificada presenta una alternativa para determinar la mejor dosis de coagulante dependiendo de la velocidad de eliminación del floculo. Por lo que esta prueba es útil para:

- a) Comparar el trabajo de varias dosis de coagulantes.
- b) Comparar el trabajo de distintos coagulantes.
- c) Comparar el trabajo de los coagulantes en las jarras y en la planta de tratamiento.

En el último caso, existe la alternativa de comparar los resultados obtenidos de una muestra de agua cruda y una muestra de agua proveniente de la salida del proceso, en este caso se dibujan curvas similares para cada muestra.

MC.4.2.3 Concentración óptima de coagulante. Aplicación práctica

MC.4.2.3.1 Conclusiones

Con este ensayo se puede demostrar que la concentración de la solución del coagulante influye en la eficiencia de la mezcla rápida y cambia los resultados de la coagulación.

Al diluir la solución se facilita la mezcla, pero, en cambio, se va incrementando el pH hasta llegar a la hidrólisis del coagulante, con lo cual su efectividad se reduce notablemente. Al efectuar esta prueba se podrá observar que con altas concentraciones (10 y 5%), la turbiedad residual que se obtiene no es tan buena como con concentraciones bajas (1 y 0.1%). Sin embargo, al llegar a una concentración menor el pH aumenta y los resultados se deterioran notablemente debido a la hidrólisis parcial del coagulante, por lo tanto la turbiedad residual aumenta.

En algunas plantas de tratamiento no se prepara la solución del coagulante con agua destilada, sino con agua natural, la que puede tener una mayor capacidad amortiguadora y hacer que los pH no descieran tanto cuando se les agrega el sulfato de aluminio, como cuando se usa agua destilada.

MC.4.2.4 Cuestionario

1. ¿Cuál es la metodología utilizada en la determinación de la eficiencia de un proceso de coagulación?

Durante la evaluación de la eficiencia de un proceso de coagulación-floculación se debe determinar lo siguiente:

- Los coagulantes más adecuados
- La dosis óptima de coagulantes
- El pH óptimo de coagulación
- Modificadores de pH más adecuados
- Dosis óptima de modificadores de pH
- Ayudantes de coagulación más adecuados y sus dosis óptimas
- Concentración adecuada de coagulantes
- Secuencia de aplicación de sustancias químicas

2. ¿Qué contaminantes son removidos del agua residual en un proceso de coagulación-floculación?

- Turbiedad, inorgánica y orgánica
- Color
- Bacterias nocivas y otros patógenos
- Algas y otros organismos plactónicos
- Sustancias que producen olor y sabor
- Fosfatos, que sirven como nutrientes para el crecimiento de algas

3. ¿En qué consiste la prueba de jarras?

La prueba de jarras es un procedimiento de laboratorio capaz de determinar las condiciones de operación óptimas para el tratamiento del agua residual. Este método permite ajustes en el pH, variaciones en las dosis de coagulantes y floculantes, alternativas en la velocidad de mezclado y la evaluación de diferentes tipos de coagulantes y floculantes a pequeña escala para predecir el funcionamiento en la operación del tratamiento a mayor escala. La prueba de jarras simula las condiciones de los procesos de coagulación y floculación involucrados en la remoción de coloides suspendidos y materia orgánica, los cuales causan problemas de turbiedad, olor y sabor al agua.

4. ¿De qué manera influye la concentración del coagulante?

La concentración de la solución del coagulante influye en la eficiencia de la mezcla rápida y cambia los resultados de la coagulación. Al diluir la solución se facilita la mezcla, pero, en cambio, se va incrementando el pH hasta llegar a la hidrólisis del coagulante, con lo cual su efectividad se reduce notablemente. Al efectuar esta prueba se podrá observar que con altas concentraciones (10 y 5%), la turbiedad residual que se obtiene no es tan buena como con concentraciones bajas (1 y 0.1%). Sin embargo, al llegar a una concentración menor el pH aumenta y los resultados se deterioran notablemente debido a la hidrólisis parcial del coagulante, por lo tanto la turbiedad residual aumenta.

5. ¿Qué precauciones se deben tomar para que la prueba de jarras sea un ensayo representativo del proceso de coagulación?

El material utilizado para las pruebas de jarras debe estar perfectamente limpio. En la determinación de turbiedad es necesario eliminar toda luz extraña que pueda llegar a través de las paredes de la celda. Si se utiliza el turbidímetro Hach, éste

debe encenderse 2 horas antes de usarse. Las celdas del turbidímetro deben estar perfectamente limpias, lo mismo que el compartimento donde se introducen los estándares.

El coagulante debe aplicarse con una pipeta profundamente dentro del líquido y junto al eje de las paletas.

6. ¿Considera que la medición de la turbiedad es una determinación definitiva para evaluar la eficiencia de esta prueba?

La turbiedad es uno de los parámetro empleados para indicar la calidad del agua residual en relación con la materia coloidal y residual en suspensión. Durante la evaluación de los procesos de tratamiento se deben analizar varios parámetros y no sólo la turbiedad para garantizar la confiabilidad del sistema. Para el caso particular del proceso de coagulación-floculación la turbiedad es un parámetro confiable durante su evaluación, sin embargo deberán analizarse otros parámetros como SST, DQO, DBO, etc. para comprobar la eficiencia de la prueba.

MC.4.3 Proceso biológico (reactores discontinuos secuenciales, SBR)

MC.4.3.1 Conclusiones

El proceso SBR está constituido por un tanque que funciona bajo el sistema de llenado-vaciado. Esta técnica es única porque regularización, aeración y sedimentación se realizan dentro de un solo tanque a lo largo de un tiempo.

Después de llevar a cabo las prácticas descritas, el alumno operó y comprendió el funcionamiento del sistema al determinar la eficiencia de éste. El alumno observó que el sistema está orientado en función del tiempo y que un ciclo del proceso se divide en cinco fases: llenado, reacción, sedimentación, vaciado y un periodo de tiempo muerto.

De acuerdo con datos bibliográficos la eficiencia de remoción de un proceso biológico con reactores discontinuos secuenciales es aproximadamente de noventa por ciento para DBO, DQO y SST y del 70 por ciento para los nutrientes. El alumno deberá concluir, de acuerdo con los resultados obtenidos en las prácticas, si los porcentajes de eliminación de estos parámetros presentan valores parecidos a los reportados en la bibliografía.

En cuanto al funcionamiento de los reactores también se deben controlar las condiciones en las que se encuentra la biomasa. El sistema SBR tiene la ventaja de lograr un establecimiento de un consorcio de microorganismos estable y con altos rendimientos, para esto se debe tener una concentración constante de SST (biomasa) dentro del reactor de aproximadamente 2500 mg/l. Durante la práctica "1.2 Eficiencia del proceso en la remoción de sólidos (SST)", el alumno determinó la concentración de SST después de 3 horas de alimentado el reactor y registró este valor en la bitácora. A partir de lo anterior el alumno deberá mencionar si la biomasa de sistema biológico de la planta se encuentra en la concentración requerida.

Si la concentración de SST es menor a 2500 mg/l se recomienda no purgar los lodos del reactor hasta que se alcance dicha concentración, así se tendrá a todos los microorganismos en el reactor alimentándoles suficiente sustrato para que se multipliquen. Por lo tanto el alumno demostrará que comprendió el funcionamiento de los reactores si entiende cuándo purgarlos y cuándo no.

El trazado de las curvas de las cinéticas de eliminación es una herramienta importante para el alumno, ya que puede observar el comportamiento del reactor con respecto al tiempo. Una vez que el alumno graficó los valores obtenidos en las prácticas, podrá concluir que la eliminación de materia orgánica, medida como DQO, se realiza en las primeras dos horas de aeración del sistema mientras que la eliminación de nitrógeno amoniacal (nitrificación) ocurrirá en las siguientes tres horas.

MC.4.3.2 Cuestionario

1. De acuerdo con los resultados y con las curvas de las cinéticas de eliminación, ¿en cuánto tiempo se alcanza la remoción de materia orgánica y de nitrógeno amoniacal en el sistema?

El alumno deberá mencionar que de acuerdo a la estrategia de operación (tabla 1), la degradación de materia orgánica se lleva a cabo durante las primeras dos horas de aeración y la de nitrógeno amoniacal durante las siguientes tres horas.

2. ¿Qué puede inferir acerca del resultado de la concentración de SST dentro del reactor?

Los reactores biológicos SBR deben tener una concentración de 2500 mg/l de biomasa expresada como SST para realizar adecuadamente la remoción de contaminantes. El alumno deberá mencionar si la concentración de SST dentro del reactor cumple con dicho valor. Al mismo tiempo también mencionar qué hacer en el caso de que la concentración de biomasa no sea la adecuada. Si en el reactor la concentración de biomasa es muy baja, se debe suspender la purga de lodos, mientras que si es alta, se debe purgar el reactor hasta alcanzar la concentración deseada.

3. ¿Explicar que significa nitrificación y desnitrificación?

La nitrificación y desnitrificación son métodos que se aplican actualmente para eliminar el nitrógeno de las aguas residuales. La primera etapa es la nitrificación, la cual es un proceso biológico para la remoción de amoníaco mediante la oxidación bacteriana del amoníaco a nitratos y nitritos. En la segunda etapa o desnitrificación los nitratos y nitritos producidos por la nitrificación o presentes en las aguas residuales originales, se pueden eliminar por reducción microbiológica a nitrógeno gaseoso.

La nitrificación suministra la fuente de energía para las bacterias nitrificantes aerobias y autótrofas, y consume gran cantidad de amoníaco para el crecimiento de las bacterias nitrificantes. La desnitrificación ocurre en condiciones anóxicas donde ciertos microorganismos utilizan los nitratos y nitritos como una fuente optativa de oxígeno.

4. ¿Cómo se podría saber si ocurren estos dos procesos en el sistema SBR?

Para conocer si ocurre la nitrificación se utiliza la cinética de eliminación de nitrógeno amoniacal. La curva correspondiente al nitrógeno amoniacal en la gráfica presenta un comportamiento constante durante las primeras 2 horas. Después de este tiempo la concentración de nitrógeno amoniacal empieza a disminuir debido a la oxidación bacteriana del amoníaco a nitratos y nitritos. Por lo tanto para saber si ocurre la desnitrificación se deberá realizar la cinética de eliminación de nitratos y nitritos. En esta gráfica se debe observar cómo conforme el amoníaco se va consumiendo van apareciendo los nitratos y nitritos, una vez que la mayor parte del amoníaco se ha consumido comienza la desnitrificación en donde los nitratos y nitritos se eliminan por reducción

microbiológica en condiciones anóxicas. En la cinética de la desnitrificación primero se observará un aumento de nitratos y nitritos conforme disminuye el amoníaco y posteriormente la disminución de los nitratos y nitritos.

5. ¿Considera que el conocimiento de la DBO, DQO, SST, NH_4 , NO_3 y NO_2 es útil para lograr un buen funcionamiento en la planta de tratamiento?

El proceso SBR es un sistema constituido por un cultivo mixto de microorganismos en la forma de biomasa suspendida, el cual tiene como objetivo la eliminación de material carbonoso y nitrógeno. Debido a sus características de operación presenta la flexibilidad para cambiar las etapas en que se divide un ciclo de tratamiento logrando los diversos requerimientos de calidad de agua tratada. Para lograr un buen funcionamiento del proceso biológico con este tipo de reactores, se debe tener control sobre ciertas variables, entre ellas la concentración de materia orgánica, sólidos y nutrientes que ingresan al sistema, así como la concentración de biomasa que permanece en el reactor y que es la que se encarga de la degradación de los contaminantes. De lo anterior se afirma que la DBO, DQO, SST, NH_4 , NO_3 y NO_2 son los principales parámetros que se deben monitorear en este tipo de sistema biológico.

MC.4.4 Sedimentación

MC.4.4.1 Eficiencia de un sedimentador (en función del agua sedimentada)

MC.4.4.1.1 Conclusiones

El alumno deberá determinar la eficiencia del sedimentador de acuerdo con los resultados obtenidos y de los valores presentados en la tabla 2. Así mismo deberá realizar un análisis de la curva que obtuvo al graficar los valores de turbiedad contra la frecuencia acumulada, mencionando la eficiencia del sedimentador (excelente, muy buena, buena o regular) la mayor parte del tiempo. Es decir deberá presentar un análisis como el que se hace en el ejemplo de esta práctica.

MC.4.4.2 Eficiencia de un sedimentador (en función del agua cruda)

MC.4.4.2.1 Conclusiones

El estudio estadístico de los datos obtenidos de turbiedad del agua cruda y del agua sedimentada suministra valiosa información sobre la eficiencia de los sedimentadores. Así se puede observar que la turbiedad del efluente es directamente proporcional a la del influente. La curva de turbiedad del agua cruda contra turbiedad del agua sedimentada demuestra lo antes dicho, por lo que mientras menor es la pendiente, menor es la eficiencia del sedimentador. Es decir mayores pendientes indican mejores eficiencias.

A partir de la pendiente de la gráfica de turbiedad del agua cruda contra turbiedad del agua sedimentada, el alumno deberá concluir cómo es la eficiencia del sedimentador. Mientras menor es la pendiente, menor es la eficiencia del sedimentador; mayores pendientes indican mejores eficiencias.

MC.4.4.3 *Eficiencia de un sedimentador (en función del pretratamiento)*

MC.4.4.3.1 Conclusiones

La evaluación de la eficiencia del sedimentador en función del pretratamiento es importante ya se podrá saber si el proceso de coagulación-floculación se está realizando eficientemente.

El alumno obtuvo la curva de turbiedad residual contra velocidad de sedimentación, en esta curva se podrá observar que la diferencia de ordenadas en las rectas de eficiencia teórica y real (valores obtenidos en las pruebas en el laboratorio y en la planta respectivamente) demuestran la importancia y fallas de las unidades de coagulación-floculación, por lo que para contar con un criterio para clasificar a la eficiencia del sedimentador en excelente, muy buena, buena, regular o mala se usa el índice de eficiencia.

El alumno deberá clasificar el sedimentador de la planta de tratamiento de acuerdo con los resultados obtenidos en esta práctica, así mismo deberá comparar esta clasificación con las clasificaciones obtenidas en las dos prácticas anteriores (1.1 y 1.2).

MC.4.4.4 *Cuestionario*

1. ¿Por qué es importante la turbiedad en la determinación de la eficiencia de los sedimentadores?

La eficiencia del proceso de sedimentación depende sustancialmente de las características físicas de las partículas presentes en el agua cruda, como la turbiedad y el color. De lo anterior, para la evaluación de la eficiencia de una unidad de sedimentación se requiere conocer los valores de turbiedad a lo largo del proceso.

2. ¿Cómo serían los valores de turbiedad y sólidos suspendidos si las muestras iniciales se tomaran después del proceso de coagulación-floculación?

Los valores de turbiedad y sólidos suspendidos serían muy altos debido a que durante el proceso de coagulación-floculación no se presenta la sedimentación. Es necesario contar con el proceso de sedimentación después del proceso de coagulación-floculación.

3. De acuerdo con los resultados obtenidos en las prácticas y con la teoría presentada en los procesos de tratamiento, ¿cuáles son los factores más importantes que influyen en la eficiencia de un sedimentador?

Los factores más importantes que influyen en la eficiencia de un sedimentador son:

- La calidad del agua tratada
- La calidad del agua cruda
- La carga superficial o velocidad de sedimentación
- El pretratamiento, es decir la eficiencia del proceso de coagulación-floculación
- La operación del sedimentador
- Las características hidráulicas del sedimentador

MC.4.5 Filtración

MC.4.5.1 Características del proceso de filtración

MC.4.5.1.1 Conclusiones

En la primera práctica se determinaron la velocidad y el caudal de filtración, comparándose el valor del caudal obtenido experimentalmente con el que marca el medidor. El alumno deberá mencionar si el caudal así hallado coincide con el que marca el medidor de flujo, si no, es señal de que éste se encuentra descalibrado y debe buscarse la manera de repararlo, en lo posible utilizando los servicios de un técnico especializado.

El empleo de velocidades de filtración bajas no asegura, necesariamente, la producción de agua filtrada de mejor calidad y mayor volumen de agua producida por carrera de filtración. Según datos bibliográficos, para filtros de arena, la calidad del efluente no es afectada sustancialmente por velocidades de filtración entre 300 y 480 m³/m²•día (CEPIS, 1992). El alumno deberá comparar la velocidad de filtración obtenida experimentalmente con los valores reportados en la bibliografía.

En la segunda práctica se determinó la pérdida de carga del filtro y se elaboró una gráfica de las pérdidas de carga durante la carrera de filtración. Estudiando la forma de las curvas de pérdida de carga es posible deducir la calidad del floculo formado:

Una curva de pérdida de carga en forma de línea recta durante la carrera de filtración, indica una penetración en aumento del floculo dentro del medio filtrante. Una curva de pérdida de carga a lo largo de la carrera del filtro con una curvatura hacia arriba muy pronunciada indica una penetración muy limitada de la materia coagulada dentro del medio filtrante. Esta última es la condición normal.

De acuerdo con la gráfica de pérdida de carga obtenida a partir de los valores experimentales, el alumno deberá mencionar cuál es la calidad del floculo formado.

En la tercera práctica se determinó la calidad de la etapa inicial de filtración y se graficó la turbiedad contra el tiempo. El alumno deberá observar que el efluente del filtro, después del proceso de lavado, presenta una turbiedad más alta que durante el resto de la carrera de filtración. A partir de la gráfica, mencionar cuánto tiempo tarda el filtro en alcanzar la turbiedad normal. Cuando la turbiedad alta persiste por más de 30 minutos, significa que el proceso de filtración no se está realizando correctamente; discutir lo anterior y mencionar si este caso se presenta en la práctica.

MC.4.5.2 Características del medio filtrante

MC.4.5.2.1 Conclusiones

Un filtro bien conservado no debe contener bolas de barro. Sin embargo, con el tiempo éstas pueden irse formando hasta llegar a un 1% sin que afecten mayormente el funcionamiento de la unidad. Por encima de ese valor la eficiencia se ve afectada cada vez en mayor grado. Porcentajes mayores de 5% indican la necesidad de reconstrucción

o tratamiento intensivo del medio filtrante. De acuerdo con los valores de la tabla 1, el alumno deberá mencionar en qué condiciones se encuentra el lecho filtrante.

MC.4.5.3 Características del proceso de lavado

MC.4.5.3.1 Conclusiones

En la práctica 3.1 se determinaron el caudal y la velocidad de lavado del filtro y se compararon estos valores con los que registra el medidor. El alumno deberá mencionar si los medidores se encuentran calibrados, si no, es necesario recomendar mandar calibrarlos con un técnico.

En cuanto al valor de la velocidad de lavado, el alumno deberá mencionar si la velocidad de lavado se encuentra entre 0.6 y 0.8 m/min, el cual es el rango de velocidad de lavado con agua normalmente utilizado. Después de comparar el valor obtenido experimentalmente con el rango mencionado, el alumno deberá investigar qué sucede si la velocidad de lavado es muy baja o muy alta.

La alimentación del agua para el retrolavado del filtro produce una expansión del lecho filtrante que varía del 10 al 60% del volumen total del lecho. El material filtrado es separado de los granos por la acción de fuerzas cortantes provocadas por el agua de lavado y por la abrasión de los granos del lecho al frotarse unos con otros. Si la velocidad de lavado es muy alta ocurrirá una expansión exagerada del lecho filtrante, la cual no beneficia al lavado, pues impide el roce o frotamiento de unos granos con otros, evitando el desprendimiento de la película adherida a ellos durante el proceso de filtración. Por otra parte, si la velocidad es muy baja la expansión del lecho no será suficiente y el floculo retenido en el lecho no podrá escapar y alcanzar los conductos de salida.

En la práctica 3.2 se determinó la duración del proceso de lavado. De acuerdo con los resultados obtenidos, el alumno deberá mencionar cómo varía la turbiedad del agua de lavado durante el proceso y cuál es el tiempo óptimo en que debe realizarse el retrolavado del filtro. El alumno deberá observar en la gráfica de turbiedad contra tiempo, que la turbiedad se incrementa inicialmente y luego disminuye hasta un valor que tiende a ser constante y que por lo general está entre 2 - 4 U.J.

MC.4.5.4 Eficiencia del proceso de filtración

MC.4.5.4.1 Conclusiones

Los parámetros más comunes para determinar la eficiencia de un filtro son la determinación de la turbiedad y de los sólidos del efluente del filtro. La turbiedad en el agua la origina la materia sólida en forma de sólidos suspendidos y materia coloidal. De acuerdo con la gráfica de turbiedad contra tiempo, el alumno deberá observar el comportamiento de la turbiedad conforme avanza la corrida de filtración. En dicha gráfica el alumno deberá observar que los valores de turbiedad disminuyen con respecto al tiempo hasta un momento en que comienzan a aumentar, este aumento de turbiedad indica que el filtro se está colmatando y es tiempo del retrolavado. Así mismo, el alumno deberá mencionar si el funcionamiento del filtro se está realizando adecuadamente y si la eficiencia de éste es efectiva.

En la práctica 4.2 se determinaron las concentraciones de sólidos totales y sólidos suspendidos totales y se calcularon las eficiencias de remoción de estos parámetros. El alumno deberá mencionar si la eficiencia de remoción de los sólidos totales y los sólidos suspendidos totales se está realizando adecuadamente.

MC.4.5.5 *Cuestionario*

1. Enuncie los diferentes tipos de sólidos que se presentan en un agua residual y las características de cada uno de ellos.

- Sólidos totales
- Sólidos totales volátiles y fijos
- Sólidos suspendidos totales
- Sólidos suspendidos volátiles y fijos
- Sólidos disueltos totales
- Sólidos sedimentables

Los sólidos totales representan la totalidad del material suspendido y disuelto que contiene el agua. Los sólidos totales fijos y sólidos totales volátiles representan la materia orgánica presente. Los sólidos suspendidos totales son los que pueden ser retenidos en un filtro después de la filtración y su importancia radica fundamentalmente en la determinación de la eficiencia de las plantas de tratamiento ya que tienen una correlación directa con la turbiedad. Los sólidos suspendidos fijos y los sólidos suspendidos volátiles representan a la materia orgánica presente en los sólidos suspendidos.

2. En la planta de tratamiento de agua residual del plantel, ¿cuáles etapas remueven sólidos?

En la etapa de sedimentación de los reactores discontinuos secuenciales, en el sedimentador y en el filtro de arena.

3. ¿Qué significado tiene la turbiedad y la concentración de sólidos en la determinación de la eficiencia de un filtro de arena?

La filtración tiene como principal objetivo el pulimento del agua para la remoción de sólidos suspendidos. La turbiedad en el agua es originada por la materia sólida en forma de sólidos suspendidos y materia coloidal, por lo tanto existe una estrecha relación entre los sólidos y la turbiedad, y es por esto que ambos parámetros se utilizan en la determinación de la eficiencia de los filtros de arena.

4. ¿Cuál es la importancia de la filtración en los diferentes tipos de plantas de tratamiento?

La filtración es una de las principales operaciones unitarias utilizadas en el tratamiento de agua potable, constituye una práctica relativamente nueva en el tratamiento de aguas residuales, por lo que se trata de una operación bien establecida, en donde su principal objetivo es remover sólidos suspendidos. Durante el paso del agua tratada a través del medio filtrante, la calidad del agua se mejora al lograr una reducción del material contaminante en suspensión y en forma coloidal con un rango de tamaño de 0.1 a 1000 μm (Montgomery, 1985). La filtración puede ser aplicada inmediatamente después del tratamiento para remover material carbonoso y fósforo residual insoluble, o bien después de la sedimentación secundaria para remover flóculos biológicos residuales y depósitos producidos por aluminio, hierro o fosfatos precipitados. Los filtros pueden usarse al final de un proceso de tratamiento de agua residual como proceso para mejoramiento del

efluente secundario o efluente terciario, o bien, como un proceso intermedio para preparar el agua residual antes de entrar a un tratamiento avanzado.

MC.4.6 Desinfección

MC.4.6.1 Conclusiones

Las características fisicoquímicas del agua influyen fuertemente sobre la desinfección. Para el caso del pH se sabe que las aguas de baja alcalinidad y pH son más fácilmente desinfectadas; por ejemplo, aguas con un pH menor de 7.2, en comparación con las que tienen un pH mayor de 7.6 (Depto. de Sanidad de N.Y., 1981). Por lo tanto la reacción del agua, indicada por su pH, influye sobre la cloración. El alumno deberá reportar si se presentó un cambio en el pH y comparar los resultados de remoción de indicadores biológicos.

La rapidez de desinfección con cloro es proporcional a la temperatura del agua, de manera que, la cloración es más eficaz a altas temperaturas del agua. Por otro lado, el cloro es más estable en agua fría y permanecerá mayor tiempo en ella. Hasta cierto grado, esto compensa la menor velocidad de desinfección en agua fría. El alumno deberá reportar si se presentaron cambios de temperatura durante el tratamiento y comparar los resultados de remoción de indicadores biológicos.

La turbiedad reducirá la efectividad de los desinfectantes debido a la adsorción y a la protección de las bacterias atrapadas. Los sólidos suspendidos pueden crear una barrera a las bacterias protegiéndolas de la acción destructora del cloro. Por otro lado, la materia orgánica reacciona con el cloro quitándole sus propiedades desinfectantes (Jiménez, 1998).

De acuerdo con la gráfica del punto de quiebre el alumno deberá indicar la dosis a la cual se obtiene el cloro residual que cumple con la normatividad, así mismo deberá mencionar la dosis que se requiere para llegar a los niveles de coliformes fecales estipulados por la norma para agua destinada a riego agrícola (1000 UFC/100 ml).

El alumno deberá indicar cuál es el comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal conforme la dosis de cloro aplicada aumenta. Se sugiere representar gráficamente los perfiles de cloro residual, nitrógeno amoniacal y la demanda de cloro para las diferentes dosis del desinfectante. Con esta gráfica el alumno podrá concluir cuáles son los valores del cloro residual y del nitrógeno amoniacal conforme varía la dosis de desinfectante.

Dado que el ácido hipocloroso es un agente oxidante de gran actividad, reacciona rápidamente con el amoníaco presente en el agua residual para formar tres tipos de cloraminas. De lo anterior se concluye, que la concentración de nitrógeno orgánico es un parámetro para conocer cuánto del nitrógeno total corresponde a nitrógeno amoniacal y cuánto está como N_2 , el cual se desprende al ambiente.

MC.4.6.2 *Cuestionario*

1. *¿Cuál es el principal objetivo del proceso de desinfección?*

El proceso de desinfección consiste en la inactivación o destrucción de los organismos entéricos de origen humano causantes de enfermedades como las bacterias, los virus y los quistes amebianos. Cabe mencionar que durante la desinfección no se destruye necesariamente a todos los organismos, a diferencia de la esterilización donde la eliminación completa de los organismos es un requisito.

2. *¿Es necesario incluir una etapa de desinfección en todas las plantas de tratamiento de aguas residuales?*

En el tratamiento de aguas residuales la desinfección juega un papel muy importante, especialmente cuando la disposición del agua tratada está dirigida a su reutilización. Desde el punto de vista de la salud, la desinfección es la etapa más importante del tratamiento, para lo cual existen tecnologías tales como: la cloración, ozonación y radiación ultravioleta.

3. *¿Cuáles son los criterios que se deben tomar en cuenta para elegir un proceso de desinfección?*

Cuando se aplican los diferentes agentes desinfectantes se debe tener presente los siguientes factores:

- Tiempo de contacto del desinfectante
- Concentración y tipo de agente desinfectante
- Naturaleza y condición del agua
- Temperatura
- Número de microorganismos

4. *¿Cómo influyen las características fisicoquímicas del agua en la desinfección con cloro?*

La materia en suspensión puede proteger a los microorganismos existentes en el agua ya sea contra la desinfección química o física. Por otra parte, la materia orgánica reacciona con los desinfectantes cambiando incluso su estructura; algunos de los compuestos resultantes pueden ser ineficientes, inocuos o tóxicos. Por otra parte el pH del agua también influye sobre la desinfección ya que valores muy altos o muy bajos ofrecen a los microorganismos un medio adverso; esto debido a que la acción de los desinfectantes está fuertemente influenciada por el pH del agua. Cada desinfectante tiene un rango de pH en el que se determina su máxima efectividad.

MC.4.7 **Integración de los procesos**

MC.4.7.1 *Determinación de la eficiencia de la planta de tratamiento*

MC.4.7.1.1 **Conclusiones**

Las pruebas para caracterizar el influente de la planta de tratamiento proporcionan información muy importante, ya que estos parámetros tienen efectos sobre los diferentes procesos de tratamiento.

La evaluación de la planta de tratamiento operando los tres arreglos propuestos permitió comparar las eficiencias de eliminación de contaminantes de los procesos que integran la planta, así como de los trenes de tratamiento. Para lograr lo anterior el alumno utilizó los conocimientos adquiridos en las prácticas anteriores.

La operación y evaluación de la planta con el primer arreglo (paralelo) consistió en comparar las eficiencias de eliminación a partir de una concentración de contaminantes idéntica. Este arreglo permitió tratar el agua residual con dos procesos diferentes (biológico y fisicoquímico) con la finalidad de observar las eficiencias de remoción que se obtienen para cada proceso. Al mismo tiempo también se obtuvo la eficiencia de la planta de tratamiento operando dicho arreglo y se comparó con la eficiencia de los otros dos arreglos.

La operación y evaluación de la planta con el segundo arreglo (B-FQ) consistió en obtener las eficiencias de eliminación del tren de tratamiento y compararlas con los otros dos arreglos. Una de las ventajas que presenta el segundo arreglo es el contar con un postratamiento del agua residual, por lo tanto, además del tratamiento biológico para la remoción de materia orgánica y nutrientes se le aplica al agua un postratamiento fisicoquímico, consiguiendo así una mayor eficiencia de remoción, particularmente de sólidos suspendidos y fósforo. A partir de las eficiencias de remoción obtenidas en la planta de tratamiento operando el segundo arreglo, el alumno deberá mencionar si un postratamiento fisicoquímico resulta conveniente para la planta de tratamiento de CCH-sur.

La operación y evaluación de la planta con el tercer arreglo (FQ-B) consistió en obtener las eficiencias de eliminación del tren de tratamiento y compararlas con los otros dos arreglos. El tercer arreglo consiste en simular un tratamiento primario avanzado donde el agua residual se trata con un proceso fisicoquímico y posteriormente se le da un pulimento biológico. Este arreglo permite estudiar los principios del tratamiento primario avanzado y la eventual conveniencia de este arreglo en cuanto al abatimiento en el consumo de energía para la aeración, logrando la remoción de la materia orgánica soluble.

El alumno deberá comparar las eficiencias de remoción obtenidas para cada arreglo y mencionar en sus conclusiones cuál es el arreglo que considera más efectivo para el tratamiento del agua residual del CCH-sur. Así mismo de acuerdo con los resultados obtenidos de la caracterización del agua tratada para cada arreglo, deberá mencionar si el efluente de la planta de tratamiento cumple con los requerimientos de las Normas Oficiales Mexicanas. Por último, el alumno deberá discutir la aplicabilidad de los trenes de tratamiento para otras aguas residuales dependiendo de las características de esta agua y del grado de tratamiento requerido.

La metodología experimental plantea de manera global los aspectos más relevantes que ayudarán a la evaluación de los diferentes procesos de tratamiento que integran la planta. Al diseñarla se tomó en consideración que todas las fases del tratamiento necesariamente influirán de manera directa en el proceso global. Se consideró además que al finalizar el tratamiento, es necesario disponer de agua tratada y debido a ello, ésta debe visualizarse como un proceso generador de un efluente cuyas características son importantes desde el punto de vista de la calidad ambiental y salud pública.

MC.4.7.1.2 Cuestionario

1. ¿Cuáles son los principales parámetros que se deben determinar para caracterizar el agua residual?

Los parámetros fisicoquímicos que se deben incluir en la caracterización del agua residual dependen de las normas que se deben cumplir. Sin embargo, los contaminantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales son: los sólidos en suspensión, la materia orgánica biodegradable, los patógenos, los nutrientes, los contaminantes prioritarios (compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechada), la materia orgánica refractaria (materia orgánica que tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento), los metales pesados y los sólidos inorgánicos disueltos.

Las normas que regulan los tratamientos secundarios están basadas en las tasas de eliminación de la materia orgánica, sólidos en suspensión y patógenos presentes en el agua residual. Gran parte de las normas implantadas recientemente, más exigentes, incluyen el control de la eliminación de nutrientes y de los contaminantes prioritarios. Cuando se pretende reutilizar el agua residual, las exigencias normativas incluyen también la eliminación de compuestos orgánicos refractarios, metales pesados y, en algunos casos, sólidos inorgánicos disueltos.

2. ¿Porqué es importante realizar la caracterización del agua residual a tratar y del agua tratada?

Es importante determinar la concentración de contaminantes presentes en el agua residual para poder aplicar el mejor tratamiento, así mismo durante la evaluación del tratamiento se requieren conocer las características del agua al inicio y al final del proceso para calcular los porcentajes de remoción de los contaminantes y verificar el funcionamiento del proceso.

3. De acuerdo a los resultados obtenidos, ¿cómo operaría la planta de tratamiento para obtener la mayor remoción de contaminantes?

El alumno deberá proponer con base en los mejores resultados de remoción de contaminantes el arreglo de los procesos para la planta de tratamiento.

4. Comparar la eficiencia real del tratamiento respecto a la eficiencia teórica del diseño y con las exigencias de calidad de la normatividad.

El alumno deberá comparar las eficiencias obtenidas durante la operación de la planta con las eficiencias reportadas en la literatura y con los valores que estipula la norma.

5 ESQUEMAS DE EVALUACIÓN

La evaluación del aprendizaje es un proceso sistemático, mediante el cual se recoge información acerca del aprendizaje del alumno, y que permite en primer término mejorar ese aprendizaje y que, en segundo lugar proporciona al maestro elementos para formular un juicio acerca del nivel alcanzado o de la calidad del aprendizaje logrado y de lo que el alumno es capaz de hacer con ese aprendizaje.

Se habla de un proceso sistemático porque la evaluación no debe ser un hecho aislado, sino una actividad o una serie de actividades planeadas con suficiente anticipación, que responda a intenciones claras y explícitas y que guarden una relación estrecha y específica con el programa del curso, con las actividades de enseñanza-aprendizaje y con las circunstancias en que se dan esas actividades.

La recolección de la información es el elemento esencial de la evaluación. Por un lado, no se puede juzgar algo que se desconoce y por otro, la precisión y calidad de un juicio depende en gran medida de la información de que se dispone.

Es esta característica de la evaluación la que permite equiparla con un proceso de investigación. Al igual que no hay un método científico, tampoco puede establecerse un método de evaluación rígido y único. Las características del aprendizaje, las posibilidades del maestro (o de un equipo de maestros) y las circunstancias en que ha de desarrollarse la evaluación determinan cuál es la estrategia más adecuada, o simplemente posible, y a qué nivel de rigor y complejidad puede llegarse.

5.1 Funciones de la evaluación del aprendizaje

Haciendo un intento por jerarquizar las principales funciones que debería cumplir la evaluación, se expresan en el siguiente orden:

1. Apoyar el aprendizaje.

La retroalimentación resultante de un proceso de evaluación permite corregir errores, aclarar confusiones, retomar puntos no comprendidos, desarrollar actividades complementarias o de afirmación, etc. Una evaluación del aprendizaje que se preocupe ante todo de favorecerlo, dejará por fuerza de ser un proceso confuso, amenazante o desvinculado del trabajo cotidiano del maestro y de los alumnos.

2. Dar elementos para decidir sobre la acreditación de un curso

La institución educativa y el maestro tienen la responsabilidad social de certificar quién es capaz de ejercer una función profesional y quién ha logrado los conocimientos, las habilidades y las destrezas inherentes a una etapa o un curso. Esta responsabilidad se ejerce también ante el propio alumno, a quien puede perjudicarse seriamente se le asegura que es capaz de enfrentarse a tareas para las que no está preparado.

3. Proporcionar información para la planeación

Desde el ámbito específico del aula hasta las decisiones de carácter general a nivel nacional y que tienen que ver con ajustes o modificaciones en planes de estudio y programas, las estrategias de enseñanza-aprendizaje, los apoyos didácticos y los mismos procedimientos e instrumentos de evaluación, debería actuarse a partir del conocimiento del avance y los resultados que se están obteniendo y de las dificultades que se están enfrentando.

4. Proporcionar información a otras instancias

Aunque no se evalúa para que la administración elabore documentos o integre expedientes, ésta es una actividad necesaria que debe captar la información resultante de la evaluación. El error en que se cae fácilmente es aceptar que los administradores determinen cómo se evalúa, en función de la conveniencia de su trabajo y no de los requerimientos del aprendizaje.

5.2 Los tipos de evaluación

Si la evaluación ha de cumplir diferentes funciones, es lógico hablar de distintos tipos de evaluación. Actualmente se consideran tres: diagnóstica, formativa y sumativa, que es una categorización útil para orientar el trabajo del maestro en el aula.

En forma muy sucinta se mencionan a continuación los elementos fundamentales de cada una.

- **Evaluación diagnóstica**

Es la que se realiza antes de iniciar una etapa de aprendizaje (un curso, una unidad, un tema) con objeto de verificar el nivel de preparación que poseen los alumnos para enfrentarse a las tareas que se espera sean capaces de realizar.

Generalmente al iniciar un curso se parte de una serie de suposiciones que provocan pérdida de tiempo, errores, confusiones y múltiples dificultades para el desarrollo del proceso enseñanza-aprendizaje. Una evaluación diagnóstica permite verificar esas suposiciones y remediar las deficiencias antes de que se conviertan en problemas insalvables.

La decisión de si la evaluación diagnóstica se hace al principio del curso o antes de una o varias unidades depende de la ubicación de una asignatura determinada en el plan de estudios y de la relación que uno o varios temas tienen con cursos o niveles escolares anteriores. En todo caso, este tipo de evaluación debe referirse a los conocimientos o habilidades necesarios para enfrentar exitosamente los temas y las tareas del nuevo curso.

Dada las características y las finalidades que persigue la evaluación diagnóstica, es obvio que no debe asignársele una calificación ni debe remediarse o afectar de ninguna manera la calificación que el alumno obtendrá en el curso.

- **Evaluación formativa**

Es la que se realiza durante el desarrollo del proceso enseñanza-aprendizaje para localizar las deficiencias cuando aun se está en posibilidades de remediarlas.

Este concepto se debe a Scriven (1967) quien plantea que, dada la dificultad de introducir cambios en un programa ya estructurado, conviene establecer sistemas de evaluación durante el proceso de formación de ese programa, de modo que se tengan elementos para mejorarlo durante el periodo de su elaboración.

Las características fundamentales de la evaluación formativa son las siguientes:

- a) Su única función es la retroalimentación, es decir, proporcionar al maestro y al alumno información sobre la forma como se está desarrollando el aprendizaje.
- b) Se orienta al conocimiento de los procesos, más que de los productos.
- c) Busca información específica sobre las partes, las etapas, los conocimientos necesarios para el logro de los objetivos que plantea un curso.
- d) En ningún caso debe asignársele una calificación, ni promediarse, ni afectar de ninguna manera la calificación o la evaluación sumativa de un curso.

Este último punto encuentra frecuentemente resistencia por parte de los maestros. Esto se debe sobre todo a la visión deformada de la evaluación, que la confunde

con la calificación o que cree que siempre que el alumno hace ejercicio o contesta alguna pregunta hay que darle o quitarle puntos.

Si la evaluación formativa fuera considerada para el promedio, de hecho se anularían sus aportaciones positivas, pues tendría las siguientes limitaciones:

- i) Se le niega al alumno la oportunidad de cometer errores y corregirlos, puesto que afectarían en forma negativa su resultado final. Los errores son una fuente importante de aprendizaje.
- ii) Si la calificación y la acreditación están en juego, el alumno echará mano de todos los recursos posibles para enmascarar sus deficiencias y aparentar el mejor aprovechamiento posible.
- iii) Se le niega al alumno la posibilidad de asumir la responsabilidad de su propia evaluación y de adquirir conciencia de la forma como se está dando su aprendizaje y de lo que debe hacer para mejorarlo. La evaluación formativa, al desligarse de la acreditación permite al maestro evitar actitudes de vigilancia y supervisión e involucrar más al alumno en el desarrollo de la tarea.

La utilización de instrumentos de auto-evaluación es especialmente recomendable para actividades de evaluación formativa. Inclusive, pueden desarrollarse instrumentos que permitan a los alumnos evaluarse entres sí, sea por parejas o en equipo.

Evidentemente, de los resultados de la evaluación formativa se derivarán acciones tendientes a corregir errores, repasar o reforzar puntos débiles, asignar actividades extra o lecturas complementarias a quien las necesite, etc.

- **Evaluación sumativa**

Es la que se realiza al término de una etapa de aprendizaje (un curso, una unidad, un conjunto de unidades, un tema) para verificar los resultados alcanzados.

Este tipo de evaluación se enfoca a los objetivos generales o fundamentales de un curso, es decir a aquellos que implican el mayor grado de complejidad o de integración. No se refiere sólo a los conocimientos que debe haber logrado un alumno, sino también a lo que debe ser capaz de hacer con esos conocimientos, o bien a las habilidades que debe poseer o a las tareas que debe ser capaz de desarrollar.

Este es el tipo de evaluación que está directamente vinculado con la acreditación y cuyo resultado normalmente se expresará en una calificación. Esta circunstancia hace aconsejable que se utilicen los instrumentos más estructurados que sea posible y que permitan obtener información clara y acorde con los aprendizajes a evaluar, es decir, que los reflejen en toda su complejidad y profundidad.

Las características de cada programa determinarán si lo más apropiado es hacer una sola evaluación sumativa al final del curso o si deben hacerse varias y en qué momentos habrían de realizarse.

5.3 Los pasos de la evaluación del aprendizaje

La planeación del proceso de evaluación del aprendizaje en un curso semestral o anual se da en dos momentos: antes de iniciar el curso, al analizar el programa y hacer la estimación de tiempos, estrategias y recursos, y en el momento de instrumentar cada acción evaluativa, de acuerdo al plan general del curso.

a) Planeación general de la evaluación del aprendizaje

Antes de iniciar un curso el maestro, o el equipo de maestros, debe analizar el programa, detectar los puntos clave, prever los aspectos difíciles, destacar las relaciones existentes entre las distintas unidades o temas, definir los momentos de integración y, en función de todo lo anterior y de acuerdo al tiempo real disponible, hacer una estimación de fechas que, desde luego, se irá ajustando conforme al desarrollo real del programa.

Con la información anterior, es posible establecer los momentos en que habrán de desarrollarse acciones evaluativas.

b) Realización de la evaluación

Al momento de realizar cada una de las evaluaciones previstas, es necesario seguir una serie de pasos que permitan instrumentarlas adecuadamente.

1. Definición de lo que se va a evaluar

Este es el paso esencial del proceso evaluativo. Mientras más precisa y completa sea esta definición, más probabilidades se tendrán de hacer una evaluación acertada. Es necesario establecer cuáles son los contenidos que se incluirán en la evaluación, con qué profundidad, en qué contexto, con qué enfoques; si se requiere el manejo de datos o de conceptos; qué tipo de habilidades, destrezas o procesos deben ponerse en juego.

2. Determinación de procedimientos

A partir del primer paso se puede establecer la situación más propicia y el tipo de instrumento que puede servir mejor para recoger la información pertinente.

3. Elaboración del instrumento

Si se trata de un examen, una lista de comprobación, una guía de observaciones, etc., debe desarrollarse el instrumento junto con su clave o código de respuestas o su instructivo de aplicación. Cuando la evaluación va a efectuarse mediante la realización de un trabajo, se requiere de una cuidadosa explicitación de sus lineamientos.

4. Definición de parámetros

A partir del instrumento concreto o de la definición del trabajo que se solicitará puede establecerse cuál es el nivel mínimo aceptable, qué ponderación se le dará a cada una de sus partes y si existen requisitos indispensables cuya ausencia haría inaceptable un trabajo o que impedirían la acreditación de un curso.

5. Aplicación del instrumento

Esta debe hacerse en las mejores condiciones para que el alumno demuestre su capacidad real, dándole el tiempo suficiente y procurando un ambiente que permita el máximo de concentración y tranquilidad. El alumno debe saber de antemano si se permitirá o requerirá el uso de instrumentos, libros, apuntes, tablas, etc., de acuerdo a los aprendizajes que se van a evaluar y a las características mismas del instrumento.

6. Revisión

De acuerdo al código de respuestas o los lineamientos establecidos para un trabajo, el maestro procederá a su revisión y a la asignación de puntajes o a la anotación de observaciones.

7. Juicio de valor

De acuerdo a los parámetros definidos anteriormente, el maestro emitirá juicios acerca del nivel alcanzado y de las deficiencias encontradas.

8. Utilización de los resultados

El maestro y los alumnos determinarán si es preciso (o posible) volver sobre algunos puntos, desarrollar tareas remediabiles, según las deficiencias de cada alumno , etc.

5.4 Propuesta de evaluación del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento

Es conveniente que el estudiante conozca por escrito y al inicio del curso los objetivos de la materia y los lineamientos de acreditación de la misma, siendo estos lineamientos flexibles para permitir variaciones en función de las características de cada curso y de cada grupo.

La carta descriptiva del curso de capacitación para operadores de plantas de tratamiento (ver capítulo 4 "Material didáctico") presenta una descripción del contenido y los objetivos de cada capítulo en que está dividido el curso de capacitación. Así mismo se proporcionan los métodos y los instrumentos de evaluación propuestos para este curso.

El curso de capacitación consta de dos partes que se evaluarán: la parte teórica o el estudio de los procesos de tratamiento y la parte experimental o prácticas. La parte teórica se impartirá la mayoría de las veces en el aula, mientras que la parte experimental necesariamente tiene que realizarse en la planta de tratamiento y en

el laboratorio. La evaluación que se propone en este apartado involucra las dos partes del curso.

Como se puede observar en la carta descriptiva, para cada capítulo se propone una evaluación diagnóstica con la finalidad de que el maestro conozca la preparación de los alumnos y, tanto los conocimientos que dominan como los que necesitan. Esta evaluación diagnóstica puede realizarse antes de impartir la parte teórica del curso, así el maestro podrá saber de qué punto partir.

Uno de los objetivos de este curso de capacitación es que: una vez que el alumno recibió la parte teórica debe aplicarla en la planta de tratamiento, esta aplicación se hará con la ejecución de las prácticas. Para la evaluación de la parte experimental se proponen dos aspectos:

1. El reporte de la práctica. El alumno deberá entregar puntualmente un reporte de la práctica. Es preferible que el reporte se presente en el mismo orden en que se presenta la práctica, sin embargo esto queda al criterio de los alumnos y el maestro. El reporte debe contener todos los resultados que se piden en cada práctica, la evaluación del reporte depende de estos resultados.

2. El cuestionario de la práctica. Debido a que la parte experimental de cada capítulo consta de varias prácticas, con este cuestionario se intenta cubrir el contenido total de las prácticas, de ahí la importancia de que el alumno trate de contestarlo lo mejor posible. Se le debe proporcionar al alumno el tiempo suficiente para la elaboración de los reportes debido a que en la mayoría de los casos tendrá que analizar resultados y graficar éstos. La cuarta parte del manual del curso (Material para el instructor) contiene este cuestionario contestado, por lo que el maestro podrá llevar a cabo sin problema la evaluación.

Dentro de la parte experimental, se cuenta con una práctica de integración de los procesos. Esta práctica tiene el objetivo de integrar todos los conocimientos adquiridos en las prácticas anteriores y de aplicar lo aprendido durante la parte teórica del curso. Se sugiere que, al finalizar la parte experimental (con la práctica de "Integración de los procesos"), y después de entregar el reporte de la práctica, el maestro realice una evaluación sumativa para verificar que los objetivos del curso se hayan cumplido, es decir, que el alumno posea los conocimientos necesarios sobre los diferentes procesos y operaciones unitarias para el tratamiento del agua residual y esté capacitado para operar una planta de tratamiento.

6 CONCLUSIONES

1. Se desarrolló un paquete didáctico de apoyo para la enseñanza, capacitación e investigación en tratamiento de aguas residuales basado en la operación de la Planta de Tratamiento del Colegio de Ciencias y Humanidades Plantel Sur (CCH-Sur), UNAM al nivel de demostración.
2. El tratamiento de las aguas residuales generadas por los Laboratorios Avanzados de Ciencias Experimentales (LACE) de CCH-sur no sólo es un proyecto de saneamiento, sino también es un proyecto didáctico para la preparación de alumnos a nivel técnico en el tratamiento de aguas residuales.
3. La planta de tratamiento tiene una gran versatilidad en su funcionamiento debido a que está diseñada de tal forma que se pueden generar en ella tres arreglos de tratamiento. Esto con la finalidad, primero de comparar eficiencias de remoción entre cada arreglo y entre los diferentes procesos de tratamiento y operaciones unitarias.
4. La educación es un instrumento indispensable para la formación de una sólida cultura ambiental. En ella descansan en buena medida las posibilidades de un desarrollo sano y ecológicamente equilibrado. La capacitación, en este caso, es un recurso institucional de primera necesidad. La enseñanza, académica o formal, resulta actualmente escasa o incompleta, pues no cubre los aspectos prácticos. En consecuencia, es necesario complementarla mediante cursos de capacitación tecnológica que culminen en procesos obligatorios de certificación de competencia de los operadores.
5. Se elaboró el material didáctico para el instructor y el alumno con enfoques de docencia y capacitación. El curso de capacitación se dividió en los diferentes procesos de los que consta la planta. El manual de capacitación contiene una

serie de cuestionarios que se deben aplicar al término del estudio de cada proceso; esto ayuda a los alumnos a retener mejor los conocimientos o revisarlos una vez más cuando existan dudas.

6. La formación de los especialistas estuvo orientada a cubrir tres aspectos:
 - Un entrenamiento sobre necesidades reales y actuales
 - Educación mediante un proceso didáctico-pedagógico para formar personal capaz de identificar y seleccionar la solución más apropiada a problemas operacionales.
 - Un desarrollo que provea bases de criterio para emplear la información y aplicar una lógica que permitan tomar mejores decisiones.

6.1 Recomendaciones

1. Debido al problema que presentan las plantas de tratamiento en México, en parte originado por la falta de personal calificado que las mantenga en operación, es necesario que los operadores de dichas plantas reciban cursos de capacitación con los que se cubra un amplio espectro de conocimientos y pericias que deben poseer y desarrollar para llevar a cabo con éxito su tarea.
2. Aprovechar la versatilidad que presenta la Planta de Tratamiento del CCH-Sur para generar proyectos de investigación.
3. Extrapolar esta experiencia a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria; para que con base en los procesos ahí manejados, se elabore un programa de capacitación institucional; abierto a operadores externos.
4. Aprovechar la experiencia de este trabajo para adecuarlo a otros centros educativos, así mismo utilizar el manual como apoyo didáctico.

5. Promover el establecimiento de mecanismos de enlace entre los sectores académico, industrial y de servicios y con el público en general, para la captación, sistematización y difusión de avances científicos y tecnológicos, de carácter ambiental, a nivel nacional e internacional.

7 Bibliografía

- Alth, M. y Alth, C. (1992) *Wells and septic systems*. Tab Books, Blue Ridge Summit, P.A. 2ª Edición. 20-30.
- Antonie, R. L. (1976) *Fixed biological surfaces wastewater treatment*. CRC Press Inc, Ohio.
- APHA, AWWA Y WPCF (1994) *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales*. Díaz de Santos, editores, España. Cap. 2, 4 y 5.
- Arora, M. L., Barth, E. F. y Umphres, M. B. (1985) Technology evaluation of sequencing batch reactors. *Journal Water Pollut. Control Fed.* 57 (8), pp 867-875.
- Benfield, J. T. y Randall, C. W. (1980) *Biological process design for wastewater treatment*. ed. Prentice Hall, USA.
- Bortone, G. y Gemelli, S. (1992) Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5/6), pp 977-985.
- Brandes, M. (1978) Accumulation Rate and Characteristics of Septic Tank Sludge and Septage. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* Mayo 1978, pp 936-943.
- Bruce, A. (1984) *Sewage Sludge Stabilisation and Disinfection*. Ellis Horwood Series: Water and Wastewater Technology. Cap. 1 y 2.
- Canter L. y Knox R., (1985) *Septic Tank System Effects on Ground Water Quality*. Lewis Publishers, Inc. USA. Cap. 2 y 3.
- CEPIS (1978). *Filtración Lenta en Arena para Abastecimiento Público de Agua en Países en Desarrollo*. Centro Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción. La Haya, Países Bajos. Cap. 2.
- CEPIS (1991) *Manual de Disposición de Aguas Residuales: Origen, descarga, tratamiento y análisis de las aguas residuales*. Programa de Salud Ambiental, CEPIS/OPS/OMS. Lima, Perú. Tomo II, cap. 6.

- CEPIS (1992) *Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*. Organización Panamericana de la Salud, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Lima, Perú. Ciclo: Tratamiento, Serie: Filtración rápida, Manual III: Teoría, Tomo I, cap. 1. Tomo III, cap.3.1.
- Chiesa, S. C. e Irvine, R. L. (1982) Growth and control of filamentous microbes in activate sludge - An integrated hypothesis. *Presented at the 55th Annu. Water Pollution Control Federation Conference*. St Louis, Mo.
- CNA (1996) *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 1996*. Gerencia de Agua Potable y Saneamiento en Zonas Rurales, Comisión Nacional del Agua. México. pp- 43-47.
- CNA (1997) *Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento*. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Comisión Nacional del Agua. México.
- Comett, A. M. (1996) Efectos de los Parámetros Físicoquímicos del Agua Residual en los Procesos de Cloración y su Relación con los Residuales en el Efluente Final. Tesis. Facultad de Química, UNAM. México, D.F. 47-53.
- Departamento de Sanidad de Nueva York (1981) *Manual de tratamiento de aguas*. Herman E. Comisionado. Dirección de Saneamiento del Medio Ambiente y Oficina de Entrenamiento Profesional. Editorial Limusa, México. Cap. 8 y 12.
- Díaz, B. A. (1996) Un enfoque metodológico para la elaboración de programas escolares. En revista: *Perfiles Educativos*. México. CISE, UNAM. Oct-Nov-Dic No. 10, 25-30.
- Ellis, T. G. (1992) The selection and design for sequencing batch reactors for treatment capacity expansion in Abu Dhabi. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5/6) 1105-1114
- González, M. S. y Elías, C. J. (1989) *Diseño de Biodiscos*. Series del Instituto de Ingeniería. No. 520, pp 9-42. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.

- González, M. S. y González B. O. (1994) *Tratamiento de Aguas Residuales en Reactores Discontinuos con Biomasa Suspendida*. Informe elaborado para la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (proyecto 2319). pp 22-35.
- Goronszy, M. C. (1979) Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *Journal Water Pollution Control Federation*. 51 (2), pp 274-287.
- Halmos, E. (1986) Treating Sewage in one Tank. *Civil Engineering/ASCE*. Abril. pp 64-65.
- Irvine, R L. y Busch, A. W. (1979) Sequencing batch biological reactors - an overview. *Journal Water Pollution Control Federation*. 51 (2) 235-243
- Iwai S., Kitao T., (1994) *Wastewater Treatment with Microbial Films*. Technomic Publishing Co. INC. USA. Cap. 1.
- Jiménez, C. B. (1995) Recursos Humanos en Ingeniería Ambiental, Necesidades, Estado Actual y Perspectivas. *Ingeniería Ambiental. Revista de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, A.C. SMISAAC*. (27/28), 51-68.
- Jiménez, C. B. y Chávez, A (1998) Eliminación de Microorganismos Patógenos mediante la Desinfección. *Nuevas Opciones de Saneamiento en Países en Desarrollo: Contribuciones Recientes en América Latina*. FEMISCA, A.C. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Josephson, F. M. (1982) Fixed film biological processes. *Environmental Science and Technology*. Vol. 16, No. 7, USA 380A-384A.
- Kerri, K D., (1991) Measurement of operator training benefits. *Wat. Sci. & Tech.* (23), Kyoto. 1811-1816.
- Kerri, K. (1993) A Training Program for Operators of Small Wastewater Treatment Plants. Small Wastewater treatment Plants. *Conference Secretariat Wastewater. Trondheim, Norwegen*. 91-96.

- Landa, V. H. (1996) Filtración rápida de un efluente primario avanzado. Tesis de Maestría. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F. 9-28.
- Leal, M. (1998) Algunas consideraciones para la planeación y selección de actividades y materiales de apoyo en educación ambiental. *Curso: Educación Ambiental: Cómo Enseñar Temas Ambientales*. Programa Universitario de Medio Ambiente. 22 de mayo a 3 de julio de 1998.
- Leal, M., Chávez, V. y Larralde, L. (1996) *Temas ambientales. Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Programa Universitario de Medio Ambiente. UNAM, México. pp 3-15.
- Manning, J. F. e Irvine, R. L. (1985) The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *Journal Water Pollution Control Federation*. 57 (1), pp 87-94.
- McWhorter, T. R. (1992) *Application of the Activated Sludge Process with Sequencing Batch Reactors*. McWhorter & Associates, Inc. Georgia U.S.A.
- Metcalf y Eddy Ed. (1996) *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Mc Graw-Hill S.A. de C.V. Vol. 1, cap. 3, 6, 7 y 8, Vol. 2, cap. 11.
- Moeller, G. (1994) La formación de recursos humanos y el mercado de trabajo. *Revista de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, (24) pp 5-11. México.
- Monroy, O. y Viniegra, G. (1988) Biotecnologías para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México. *Nuevas Opciones de Saneamiento en Países en Desarrollo: Contribuciones Recientes en América Latina*. FEMISCA, A.C. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.
- Montgomery, J. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons., USA. Cap. 8.
- Morrissey, P. S., Altshul, S. J., Harleman, F. D. (1992) *Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment*. Final MIT/AUB

- Report. Ralph M. Parsons Laboratory Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts. pp 1-5.
- Nalco Chemical Company (1992) *Manual del Agua: Su Naturaleza, Tratamiento y Aplicaciones*. McGraw-Hill, México. Cap. 2.
- Norcross, K. L. (1992) Sequencing Batch Reactors - an overwie. *Water Science Technology*. 26 (9/11), pp 2523-2526
- Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. Que establece los limites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al publico. Diario oficial de la Federación. México.
- Noyola, R. A. (1998) *Fundamentos de la Digestión Anaerobia*. Curso: Digestión Anaerobia de Lodos y Aguas Residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, con apoyo de la Organización de Estados Americanos (OEA). México D.F. Diciembre de 1998. 1-5.
- Noyola, R. A. (1998a) *Reactores Anaerobios: Filtro y Reactor de Contacto*. Curso: Digestión Anaerobia de Lodos y Aguas Residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, con apoyo de la Organización de Estados Americanos (OEA). México D.F. Diciembre de 1998.
- Noyola, A., Buitrón, M., Samano, C. Y López, H. (1996) Coordinación y supervisión de los proyectos de la infraestructura de tratamiento de aguas residuales en el campus universitario. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, proyecto 6316, México.
- OPS (1996) El agua y tú salud. Día Interamericano del agua. *Revista Agua*. División de Salud y Ambiente de la Organización Panamericana de la Salud, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental y Asociación Caribeña de Agua y Aguas Residuales, pp 6-13.

- Palis, J. C. e Irvine, R. L. (1985) Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor. *Journal Water Pollut. Control Fed.* 57 (1) 82-86
- Pelczar, J. (1986) *Microbiology*. 5ª Edition, McGraw-hill. New York. pp 56-58.
- Philip, H., Maunoir, S., Rambaud, A. y Philip, S. (1993) Septic Tank Sludges: Accumulation Rate and Biochemical Characteristics. *Water Science and Technology*, Vol. 28, No. 10, pp 57-64.
- Quality Standard for Instrument Air (1996) S7.0.01-1996. Quality Standard for Instrument Air (Revision and redesignation of ANSI/ISA.S7.3-1975). Instrument Society of America.
- Ramos, J. y Vega, E. (1993) Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. *Informe: Elaboración de dos Cursos de Capacitación en Materia de Tratamiento de Aguas Residuales (proyecto 2321)*. Instituto de Ingeniería, UNAM, México. Vol. 2, Módulo IV, pp 51-61.
- Rase, H. F. Y Barrow, H. M. (1973) Ingeniería de proyectos para plantas de proceso. México Continental. Cap. 2.
- Rodríguez A. (1997) El reúso en la Ciudad de México. *Revista Hidráulica Urbana*. Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, (2) pp 5-19, México.
- Romero H., García J. y Janetti J. (1996) Las vicisitudes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en México. *Revista Ingeniería Civil*, (3), pp 12-18. México.
- Sanks, R.L. (1978) *Water Treatment Plant Design*. Butterworth-Heinemann. USA. pp 230-245, 265-289.
- Scriven, M. (1967) Methodology of evaluation. En R. E. Stake (ed.). *Aera Monograph Series on Curriculum Evaluation*. No. 1. Chicago, Rand McNally.
- Speece, R. E. (1983) Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, Vol. 17, No. 9, pp 53-61.

- Snoeyink, V. L. y Jenkins, D. (1987) *Química del Agua*. Editorial Limusa, 1ª edición. México, D.F. 290-297.
- U.S. Environmental Protection Agency (1976) *National Interim Primary Drinking Water Regulations*, EPA-570/9-76-003, Washington, D.C., 1976.
- U.S. Environmental Protection Agency (1984) *A Preliminary Report to Congress on Training for Operators of Municipal Wastewater Treatment Plants*. U.S. Department of Commerce, Springfield, VA.
- U.S. Environmental Protection Agency (1985) *Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*, EPA-660/4-85-014, Washington, D.C., 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989) *Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*, EPA-660/2ª ed., Washington, D.C., 1989.
- U.S. Environmental Protection Agency (1996a) *A Guide to the Biosolids Risk Assessments for the EPA Part 503 Rule*. U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1996b) *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*. U.S.A.
- Vesilind, A. P., Hartman, C. G. y Skene, T. E. (1988) *Sludge Management & Disposal for the Practicing Engineer*. Lewis Publishers, Inc. USA. Cap. 1.
- Weber, W. (1979) *Control de la Calidad del Agua. Procesos fisicoquímicos*. John Wiley & Sons. Barcelona, España. Cap. 3 y 4.
- WEF (1992) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice No. 8*. Water Environmental Federation and American Society of Civil Engineers. USA. Vol. I, cap. 11 y 12. Vol. II, cap. 17 y 18.
- Welch, F. M. (1969) *New approach to aerobic treatment of wastes. Water and Wastes Engineering*. Vol. 6, USA, pp D12-D15.
- White, S.D. (1986) *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 3rd ed. pp 90-120.

- Wilderer, P.A. (1991) *New developments in industrial wastewater treatment*. In new developments in industrial wastewater treatment, WATOASI series, Vol. 191, Kluwer Academic Publishers.
- Winkler, M. (1994) *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*. Limusa. México. Cap. 3, 6 y 8.
- Woese, C. R. (1981) Archibacterias. *Investigación y Ciencia*. (Edición en español de Scientific American). Barcelona, España. No. 59, pp 48-61.
- WPCF (Water Pollution Control Federation) (1984) *Sludge Disinfection: A Review of the Literature*. Prepared by WPCF Disinfection Committee. Washington, D.C. pp 6-15.

APÉNDICE I

1 TÉCNICAS DE MUESTREO

Para definir un programa de muestreo, es necesario definir el tipo de muestra a coleccionar. Las muestras pueden ser de tipo puntual o compuesto.

Una muestra puntual consiste en coleccionar todo el volumen a examinar en un mismo tiempo. Por lo que representa las características de las aguas residuales solamente para la hora en que se toma. Comúnmente se utiliza cuando las aguas residuales mantienen su caudal y características estables o bien cuando las descargas son intermitentes.

Una muestra compuesta se logra con la colección de aguas residuales en forma continua durante un tiempo dado, o bien con la composición de varias muestras puntuales tomadas a cada cierto tiempo. Esta muestra representa el promedio de las características a medir durante el tiempo que dure su colección.

Para definir el tiempo necesario para su colección y hacerla más representativa, es necesario conocer el comportamiento cambiante de las aguas a muestrear. A mayor cambio en el caudal y características de las aguas residuales, menor tiempo transcurrido para coleccionar la muestra compuesta. Lo más recomendable es bombear en forma continua hacia un recipiente con el fin de acumular un volumen mayor que el de la muestra. Una vez cumplido el tiempo se homogeniza el volumen recibido y se procede a llenar los envases para preservación y transporte de las muestras.

Los muestreos y sus resultados deben proporcionar características reales de las descargas para sus análisis en el laboratorio. Si durante la toma de muestras éstas no son preservadas adecuadamente, se obtendrán resultados de laboratorio que afectarán al diseño o al control de las plantas.

Si con una muestra puntual se pretende conocer las características de las aguas y el comportamiento de sus caudales, habrá demasiada probabilidad de que el ingeniero de proyectos sobredimensione, más que encarecer, porque manejará factores de seguridad que absorban cualquier imprevisto de las descargas.

Para consultar los métodos de preservación de las muestras dirigirse al Métodos Normalizados (APHA, 1992).

2. TÉCNICAS DE LABORATORIO

Las técnicas de laboratorio que se presentan en este apéndice están tomadas del Métodos Normalizados (APHA, 1992).

2.1 Turbiedad (método nefelométrico)

Este método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersa por la muestra en condiciones definidas y, la dispersa por una solución patrón de referencia en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz dispersa, más intensa es la turbiedad. En principio esta medición es muy simple, sin embargo en la práctica presente algunos problemas como la necesidad de eliminar toda luz extraña, como la que llega a través de las paredes de la celda, normalización del aparato y purificación física de las muestras, porque partículas grandes causan mucha dispersión.

- Conservación de la muestra

La turbiedad se debe determinar el mismo día en que se toma la muestra. Si es inevitable una conservación más prolongada, las muestras se deben almacenar en ambiente oscuro hasta 24 horas. No se deben almacenar por largos periodos por la posible aparición de cambios irreversibles de la turbiedad. Las muestras se deben agitar vigorosamente antes de su examen.

- Equipo

- Turbidímetro, el cual consiste de un nefelómetro en una fuente de luz para iluminar la muestra, y uno o más detectores fotoeléctricos con un dispositivo de lectura exterior para indicar la intensidad de la luz dispersa a 90° de la vía de luz incidente.
- Tubos de muestra de cristal incoloro, transparente. Se deben mantener perfectamente limpios, por dentro y por fuera.

- Procedimiento

- Estandarizar el turbidímetro utilizando los estándares. Seguir las instrucciones del fabricante.
- Una vez calentado el equipo, revisar el buen estado y limpieza del compartimento para introducir estándares y celdas y verificar que las celdas estén muy limpias.
- Medida de turbiedad de 0 a 100 y de 0 a 1000 UTN.
 - Introducir el elevador de celdas antes de colocar los estándares.
 - Una vez colocados los estándares en el compartimento, cubrirlos con el capuchón.
 - Con el botón izquierdo (selector del rango), colocar las unidades que corresponden al estándar que introdujo.
 - Ajuste con el botón derecho (control de estandarización).
 - Sacar el estándar e introducir las celdas con las muestras, tapar nuevamente el compartimento y hacer la lectura en la carátula del instrumento.
- Medida de turbiedad de 0 a 0.2, de 0 a 1 y de 0 a 10 UNT.

- Para la medición de turbiedad en este intervalo de turbiedad se sigue el mismo procedimiento sin utilizar los estándares.
- Terminadas las lecturas, apagar el equipo, cerrar la tapa del compartimento de las celdas y guardar los estándares y las celdas perfectamente limpio y secos.

2.2 Sólidos

- Conservación de la muestra

Se pueden utilizar botellas de plástico o de vidrio refractario, teniendo siempre en cuenta que el material en suspensión no debe adherirse a las paredes del recipiente. El análisis de las muestras se debe iniciar lo antes posible, pues resulta poco útil preservar la muestra. Las muestras se deben refrigerar a 4°C hasta realizar el análisis para reducir al mínimo la descomposición microbiológica de los sólidos.

- Material y equipo

- Cápsula y pipeta volumétrica de 20 ml
- Baño maría
- Estufa 103-105 °C
- Desecador y crisol
- Balanza analítica con aproximación de 0.1 mg
- Mufla 550±50 °C
- Filtro Gooch
- Matraz Kitazato de 100ml y equipo de vacío
- Pinzas
- Vaso de precipitado de plástico de 1 litro
- Embudo de separación
- Probeta de 50 ml

- Reactivos

- Carbonato de calcio como desecante

- Procedimiento

1. Sólidos totales (STT)

- Se toman 20 ml de muestra con una pipeta volumétrica y se depositan en la cápsula, la cual fue pesada con anterioridad.
- Se evapora en baño maría hasta sequedad.
- Se introduce la cápsula en una estufa precalentada a 103°C durante una hora, después se introduce al secador durante 20 minutos o hasta que enfríe.
- Inmediatamente se pesa en la balanza analítica.
- Los sólidos totales (STT) se determinan con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} ST = \frac{mg \text{ del residuo} \times 1000}{ml \text{ de muestra}}$$

2. Sólidos totales fijos (STF) y sólidos totales volátiles (STV)

- Una vez pesados y determinados los sólidos totales, se calcinan en la mufla a 600°C de 10 a 15 minutos.
- Se introducen al desecador durante 20 minutos o hasta que enfríe, e inmediatamente se pesa en la balanza analítica.
- Los sólidos totales fijos se determinan con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} STF = \frac{mg \text{ del residuo} * 1000}{ml \text{ de muestra}}$$

- Los sólidos totales volátiles se determinan con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} STV = \frac{mg}{l} STT * \frac{mg}{l} STF$$

3. Sólidos suspendidos totales (SST)

- Se pesa el filtro Gooch en la balanza analítica (el filtro Gooch después de ser lavado y secado se debe manejar exclusivamente con las pinzas, para evitar ensuciarlo y alterar el resultado).
- Después el filtro se incorpora a un embudo de separación y se filtran 50ml de muestra en el matraz kitazato.
- El filtro Gooch se introduce en un crisol con las pinzas, y el crisol se seca en la estufa precalentada a 103°C durante una hora.
- Se seca y se enfría durante 30 minutos en el desecador.
- Se vuelve a pesar el filtro en la balanza analítica para determinar la diferencia de pesos.
- La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) se calcula con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} SST = \frac{mg \text{ del residuo} \times 1000}{ml \text{ de muestra}}$$

4. Sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos suspendidos volátiles (SSV)

- Una vez pesados y determinados los sólidos suspendidos, se calcinan en la mufla a una temperatura de 550-600°C durante 20 minutos.
- Se dejan enfriar parcialmente poniendo el crisol dentro de la estufa durante unos 5 minutos.
- El crisol se introduce al desecador durante 20 minutos o hasta que enfríe, e inmediatamente se pesa en la balanza analítica.
- Los sólidos suspendidos fijos se calculan con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} SSF = \frac{mg \text{ del residuo} * 1000}{ml \text{ de muestra}}$$

- Los sólidos suspendidos volátiles se calculan con la siguiente ecuación:

$$\frac{mg}{l} SSV = \frac{mg}{l} SST * \frac{mg}{l} SSF$$

2.3 Sólidos totales y volátiles en el lodo

- Material y equipo

- El mismo que para la determinación de los sólidos en agua residual.

- Procedimiento

- Antes del análisis, colocar la cápsula de porcelana limpia en la mufia a 550°C durante una hora y posteriormente pesarla.
- Colocar la muestra de 25 a 50 g en la cápsula de porcelana y pesarla.
- Evaporar hasta desecación en baño maría de 103-105°C durante una hora.
- Enfriar en un desecador y pesar.
- Transferir la muestra a la mufia y calentar a 550 °C durante una hora.
- Enfriar en un desecador y pesar
- Calcular el porciento de sólidos totales con la siguiente ecuación:

$$\%ST = \frac{(A - B) \times 100}{C - B}$$

- Calcular el porciento de sólidos volátiles con la siguiente ecuación:

$$\%SV = \frac{(A - D) \times 100}{A - B}$$

donde:

A = Peso del residuo seco + peso de la cápsula (mg)

B = Peso de la cápsula (mg)

C = Peso de la muestra húmeda + peso de la cápsula (mg)

D = Peso del residuo + peso de la placa después de ignición (mg)

2.4 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

- Conservación de la muestra

Las muestras para el análisis de la DBO pueden degradarse significativamente mientras están almacenadas y como resultado producir valores de DBO bajos. Por lo tanto se sugiere analizar las muestras inmediatamente o enfriarlas hasta una temperatura próxima a la congelación durante su almacenamiento. Sin embargo, aún a baja temperatura, se debe reducir el tiempo de almacenamiento a un mínimo. Las muestras enfriadas se deben calentar a 20°C antes del análisis.

- Material y equipo
 - Botellas especiales para la determinación de oxígeno disuelto (Winkler)
 - Incubadora con temperatura de 20°C
 - Pipetas
 - Buretas
 - Matraces

- Reactivos (APHA, 1992)
 - Solución de sulfato de manganeso
 - Reactivo de álcali-yoduro-azida
 - Ácido sulfúrico concentrado
 - Almidón
 - Titulante de tiosulfato sódico

- Desarrollo

En la determinación de la prueba de DBO las muestras deberán diluirse. Las diluciones que dan lugar a un valor de oxígeno disuelto (OD) residual de al menos 1 mg/l y una captación de OD de al menos 2 mg/l después de 5 días de incubación producen los resultados más confiables.

Se pueden utilizar las siguientes diluciones: 0.0 a 1.0% para los residuos industriales fuertes; 1 a 5% para las aguas residuales tratadas y crudas; 5 al 25% para el efluente tratado biológicamente; y 25 al 100% para las aguas fluviales contaminadas (APHA, 1992).

Se dividen las muestras en 3 botellas de DBO. A una de las botellas de cada muestra se le determina el oxígeno disuelto mediante el método de Winkler:

- Verificar que la botella se encuentra llena hasta el cuello y se encuentre libre de burbujas de aire.
- Agregar 2 ml de solución de sulfato de manganeso y 2 ml del reactivo álcali-yoduro-azida introduciendo la pipeta en el líquido.
- Tapar con cuidado evitando la formación de burbujas de aire y mezclar invirtiendo la botella por lo menos 15 veces (cuando el precipitado asiente repita la operación).
- Cuando el precipitado se asiente por segunda vez, ocupando por lo menos dos terceras partes de la botella, agregar 2 ml de ácido sulfúrico concentrado dejando que el ácido corra por el cuello de la botella.
- Tapar y mezclar invirtiendo suavemente hasta que la disolución sea completa.
- Tomar una muestra de 200 ml y transferir a un matraz Erlenmeyer.
- Titular con tiosulfato de sodio usando como indicador 2 ml de almidón (detener la titulación cuando el cambio de color sea de azul a incoloro).
- A partir de la titulación, la concentración de oxígeno disuelto se calcula con:

1 ml de tiosulfato de sodio = 1 mg/l de oxígeno disuelto

- Las otras dos botellas se deben incubar a 20°C durante 5 días, tomando precaución para que el tapón permanezca durante el periodo de incubación. Al finalizar este periodo determinar el oxígeno disuelto mediante el método ya descrito.
- La DBO en mg/l para cada muestra se calcula utilizando la siguiente ecuación:

$$DBO\left(\frac{mg}{l}\right) = \frac{D_1 - D_2}{P}$$

donde:

D_1 = Oxígeno disuelto de la muestra diluida inmediatamente de la separación en tres partes.

D_2 = Oxígeno disuelto de la muestra diluida después de 5 días de incubación a 20°C.

P = Fracción volumétrica de la muestra expresada en decimales.

2.5 Demanda química de oxígeno (DQO)

- Conservación de la muestra

Preferentemente, las muestras deben ser tomadas en frascos de cristal y analizadas inmediatamente. Si es necesario el almacenamiento, la muestra se debe conservar acidificada a un pH menor de 2 utilizando ácido sulfúrico concentrado.

- Material y equipo

- Plato o manto eléctrico de calentamiento
- Matraces de destilación de 250ml con condensador de reflujo
- Buretas
- Pipetas
- Probeta
- Perlas para control de la ebullición

- Reactivos (APHA, 1992)

- Solución de dicromato de potasio, $K_2Cr_2O_7$
- Solución de ácido sulfúrico-sulfato de plata, $H_2SO_4-Ag_2SO_4$
- Solución indicadora de ferroína.
- Sulfato mercúrico $HgSO_4$
- Solución de sulfato ferroso amoniacal, $[Fe(NH_4)_2(SO_4)_2]$

- Desarrollo

- Depositar 50ml de muestra en un matraz de boca esmerilada de 250ml.
- Agregar 0.4 gramos de $HgSO_4$ (para eliminar la interferencia de cloruros).
- Agregar lentamente con precaución y mezclando 5ml de solución $H_2SO_4-Ag_2SO_4$ para disolver el $HgSO_4$
- Añadir 25ml de solución de $K_2Cr_2O_7$. Se deben agregar perlas al matraz de boca esmerilada para controlar la ebullición.

- Colocar el matraz de boca esmerilada en el aparato de reflujo y hacer circular el agua de enfriamiento.
- Adicionar 70ml de $H_2SO_4-Ag_2SO_4$ por la abertura del condensador con ayuda de un embudo de vidrio, y agitar con movimiento circular para homogeneizar.
- Inmediatamente calentar el matraz que contiene la mezcla y mantener el reflujo durante dos horas a partir del momento en que comienza la ebullición.
- Después de concluido el tiempo de reflujo, dejar enfriar y lavar el condensador con 25ml de agua destilada, añadiéndola por la parte superior del condensador.
- Añádase más agua hasta completar aproximadamente un volumen de 300ml, retírese el matraz del condensador y enfríese a la temperatura ambiente.
- Una vez que ya está frío se procede a titular el exceso de dicromato de potasio con la solución de sulfato ferroso valorado y utilizando ferroína (2 gotas) como indicador.
- El punto final de la reacción se obtiene cuando el indicador se torna café. La secuencia de colores en el matraz será: anaranjado - verde - azul - café.
- Después de la titulación, la demanda química de oxígeno se calcula con la siguiente ecuación:

$$DQO \frac{\text{mg } O_2}{l} = \frac{(A - B) \times M \times 8000}{\text{ml de muestra}}$$

donde:

A = mililitros de sulfato ferroso valorado [$Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$] requeridos para titular el blanco (APHA, 1992).

B = mililitros de sulfato ferroso valorado [$Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$] requeridos para titular la muestra.

M = molaridad del $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ (calculada).

2.6 Nitrógeno amoniacal

- Conservación de las muestras

Se obtienen resultados más confiables analizando las muestras recientemente. Si es necesario almacenarlas, conservarlas con 0.8 ml de ácido sulfúrico concentrado por litro de muestra a 4°C. El pH de las muestras almacenadas debe estar entre 1.5 y 2. Si se requiere la conservación con ácido, se deben neutralizar las muestras con hidróxido de sodio o potasio inmediatamente antes de hacer la determinación.

- Material y equipo

- Tubos Nessler de 100 ml
- Pipetas, matraces volumétricos y vasos de precipitado
- Espectrofotómetro, Spectronic 20 o su equivalente
- Celdas específicas para el espectrofotómetro

- Reactivos (APHA, 1992)
 - Solución de N-NH₃ (1ml = 10μg)
 - Solución del reactivo de Nessler

- Desarrollo
 - Verter 0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0 mililitros de solución de N-NH₃ (1ml=10μg) en tubos de Nessler de 100 ml.
 - Aforar a 50 ml con agua destilada.
 - Agregar 1 ml de reactivo de Nessler.
 - Después de 10 minutos para desarrollo de color, efectuar las lecturas de transmitancia (%) a 410nm.
 - Con los pasos descritos, se elabora la curva patrón. Posteriormente, con una muestra de 20ml de agua residual efectuar los pasos b) al d) y encontrar la concentración de N-NH₃ en la muestra.
 - Calcular la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua residual con la siguiente ecuación:

$$mg \frac{N}{l} = \frac{\mu g \text{ de } N \text{ de la curva de calibracion}}{ml \text{ de muestra}}$$

Los μg de nitrógeno se leen directamente de la curva de calibración.

2.7 Nitratos y nitritos

- Conservación de muestras

Se sugiere analizar las muestras inmediatamente de ser tomadas, sin embargo si se deben almacenar se debe conservarlas a 4°C hasta 24 horas; para periodos más largos se debe agregar 2 ml de ácido sulfúrico concentrado por litro de muestra y mantenerse a 4°C.

- Material y equipo
 - Tubos Nessler de 100 ml
 - Pipetas, matraces volumétricos y vasos de precipitado
 - Espectrofotómetro, Spectronic 20 o su equivalente
 - Celdas específicas para el espectrofotómetro

- Reactivos (APHA, 1992)

Para la determinación de nitratos

- Solución de N-NO₃ (1ml = 10μg)
- Solución de ácido fenildisulfónico
- Hidróxido de amonio concentrado

Para la determinación de nitritos

- Solución de N-NO₂ (1ml = 0.5µg)
- Solución de ácido sulfanílico
- Solución de clorhidrato de naftilamina
- Solución de acetato de sodio

• Desarrollo

a) Determinación de nitratos

- Verter 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 mililitros de solución de N-NO₃ (1ml=10µg) en tubos de Nessler de 100 ml. Debido a que la reacción es exotérmica, diluir con 20 ml de agua destilada o introducir los tubos en un recipiente con agua fría.
- Adicionar 2ml de ácido fenildisulfónico y diluir con aproximadamente 10ml de agua destilada.
- Agregar 6 o 7 ml de NH₄OH concentrado.
- Aforar a 100ml con agua destilada.
- Después de 10 minutos para desarrollo de color, efectuar las lecturas de transmitancia (%) a 410nm.
- Con los pasos descritos se elabora la curva patrón graficando µg de N-NO₃ contra % de transmitancia. Posteriormente, con una muestra de 20ml de agua residual efectuar los pasos a) al e) y encontrar la concentración de N-NO₃ en la muestra.
- Calcular la concentración de nitratos en el agua residual con la siguiente ecuación:

$$mg \frac{N}{l} = \frac{\mu g \text{ de } N \text{ de la curva de calibración}}{ml \text{ de muestra}}$$

Los µg de nitrógeno se leen directamente de la curva de calibración.

b) Determinación de nitritos

- Verter 0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0 mililitros de solución de N-NO₂ (1ml=0.5µg) en tubos de Nessler de 50 ml.
- Aforar a 50ml con agua destilada
- Agregar 1ml de ácido sulfanílico
- Esperar entre 3 y 10 minutos y agregar 1ml de clorhidrato de naftilamina
- Agregar 1ml de acetato de sodio
- Después de 10 minutos y antes de 30 minutos, efectuar las lecturas de % de transmitancia a 520nm
- Con los pasos descritos se elabora la curva patrón graficando µg de N-NO₂ contra % de transmitancia. Posteriormente, con una muestra de 20ml de agua residual efectuar los pasos a) al f) y encontrar la concentración de N-NO₂ en la muestra.
- Calcular la concentración de nitritos en el agua residual con la siguiente ecuación:

$$mg \frac{N}{l} = \frac{\mu g \text{ de } N \text{ de la curva de calibración}}{ml \text{ de muestra}}$$

Los µg de nitrógeno se leen directamente de la curva de calibración.

2.8 Nitrógeno total y orgánico

- Conservación de la muestra

Los resultados más confiables se consiguen analizando las muestras inmediatamente. Si esto no es posible, las muestras se deben almacenar acidificadas a un pH de 1.5 a 2 con ácido sulfúrico concentrado y a 4°C.

- Material y equipo
 - 6 matraces Kjeldahl de 800 ml
 - Aparato de digestión con sistema de remoción de vapores y gases trióxido de azufre
 - Aparato de destilación
 - Espátula
 - Perlas de vidrio o perlas de ebullición
 - Pipeta volumétrica de 5 ml
 - Bureta de 50 ml
 - Porta-matraces Kjeldahl
 - 6 matraces erlenmeyer de 500 ml
 - Probeta de 500 ml
 - Dosificador de 15 ml (para H₂SO₄ conc.)
 - Dosificador de 50 ml (para NaOH)
- Reactivos (APHA, 1992)
 - Ácido sulfúrico concentrado (1.84 g/ml)
 - Solución de ácido sulfúrico 0.05N.
 - Solución de ácido bórico. Se diluyen 40 g de ácido bórico en un litro de agua.
 - Solución de hidróxido de sodio al 40%
 - Solución de sulfato de cobre. Se diluyen 10 g de sulfato de cobre en 100 ml de agua
 - Reactivo de selenio (Merck cat. No. 8030/1988)
 - Indicador mixto. Se mezclan dos volúmenes de una solución al 0.2% de rojo de metilo con un volumen de una solución al 0.2% de azul de metileno, ambas en alcohol etílico al 95%. Esta solución debe prepararse cada 30 días.
 - Indicador de fenolftaleína. Se disuelven 5 g de fenolftaleína en 500 ml de alcohol etílico al 95% y se añaden 500 ml de agua destilada.
- Procedimiento
 - Colocar como máximo 500 ml de muestra en un matraz Kjeldahl y añadir:
 - 15 ml de H₂SO₄ conc.
 - 5 ml de solución de CuSO₄
 - 1 g de reactivo de selenio
 - 3 piedras de ebullición
 - Calentar la mezcla a ebullición. Cuando la coloración cambie a azul-verdoso transparente, continuar la ebullición por 30 minutos más.

- Dejar enfriar hasta temperatura ambiente.
- Añadir de 5 a 10 gotas de indicador de fenolftaleína, 300 ml de agua destilada y 50 ml de solución de NaOH. Esta solución debe agregarse lentamente, resbalando por las paredes del recipiente para formar dos fases.
- Colocar el matraz en el aparato de destilación y agitar para formar una sola fase. Se debe observar que la solución se torne rosa. En caso contrario, se debe añadir más NaOH hasta observar este cambio.
- Se lleva a cabo la destilación y se recibe el destilado en 25 ml de la solución de ácido bórico.
- Se añaden unas gotas del indicador mixto y se titula el destilado con la solución de ácido sulfúrico hasta que vire el color violeta a verde.
- Se lleva a cabo el mismo procedimiento con agua destilada como blanco.
- Se calcula la concentración de nitrógeno total y orgánico con las siguientes ecuaciones:

$$mg \frac{N}{l} = \frac{\mu g \text{ de } N \text{ de la curva de calibración}}{ml \text{ de muestra}}$$

Los μg de nitrógeno se leen directamente de la curva de calibración.

2.9 Determinación de la concentración de cloro residual (método yodométrico)

- Conservación de la muestra

El cloro en solución acuosa no es estable, y su contenido en las muestras o soluciones, especialmente en soluciones poco concentradas, disminuirá rápidamente. La exposición a la luz solar u otra luz fuerte, o la agitación, aceleran la reducción del cloro. Por lo tanto, se debe empezar la determinación del cloro inmediatamente después de tomar las muestras, evitando el exceso de luz o agitación.

- Reactivos (APHA, 1992)

- Ácido acético, conc. (glacial)
- Yoduro de potasio, KI, cristales
- Tiosulfato de sodio patrón, 0.1N ($Na_2S_2O_3 \cdot 5 H_2O$)
- Titulante de tiosulfato de sodio estándar, 0.01N
- Solución indicadora de almidón
- Yodo patrón, 0.1N
- Yodo patrón diluido, 0.0282N

- Procedimiento

- Seleccionar un volumen de muestra que no requiera más de 20 ml de $Na_2S_2O_3$ 0.1N, ni menos de 0.2 ml para el punto final de almidón-yoduro. Para un rango de cloro de 1 a 10 mg/l, utilizar una muestra de 500 ml; por encima de 10 mg/l, utilizar una muestra proporcionalmente menor.

- Colocar 5 ml de ácido acético, o cantidad suficiente para reducir el pH hasta un valor comprendido entre 3 y 4, en un matraz. Añadir alrededor de un gramo de KI. Verter la muestra de agua y mezclar con una varilla de agitación.
- Titular la muestra añadiendo $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.1N con una bureta, hasta que casi desaparezca el color amarillo del yodo libre. Añadir 1 ml de solución de almidón y valorar hasta la desaparición del color azul.
- Se debe corregir el resultado de la valoración de la muestra, determinando la contribución del blanco por las impurezas oxidantes o reductoras del reactivo. El blanco compensa también la concentración del yodo ligado al almidón en el punto final.
- Tomar un volumen de agua destilada correspondiente a la muestra usada para titulación en los incisos a-c, añadir 5 ml de ácido acético, un gramo de KI y un ml de solución de almidón. Realizar la titulación del blanco según el color que aparezca:
 - i) Si aparece un color azul, titular con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.1N, hasta la desaparición del color azul y registrar el resultado (valor negativo).
 - ii) Si no aparece color azul, titular con solución de yodo 0.0282 N hasta la aparición del color azul. Titular por retroceso con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.1N y registrar la diferencia (valor positivo).

- Cálculos

El cloro residual total disponible en la muestra de agua se determina con la siguiente ecuación:

$$\text{mg Cl como Cl}_2 / \text{l} = \frac{(A \pm B) \times N \times 35.45}{\text{ml de muestra}}$$

donde:

A = ml utilizados en la titulación de la muestra

B= ml utilizados en la titulación del blanco

N = Normalidad del $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$

2.10 Colimetría por el método de filtros de membrana

La técnica de filtro de membrana (FM) es altamente reproducible, puede usarse para analizar volúmenes relativamente grandes de muestra y proporciona resultados numéricos más rápidos que el método de los tubos múltiples.

- Toma de muestras y conservación

Las muestras para estudios microbiológicos se tomarán en botellas cuidadosamente lavadas, a las que se habrá dado un enjuague final con agua destilada y esterilizadas. Al realizar la toma de muestras debe dejarse un amplio espacio aéreo en la botella (al menos 2.5 cm) para facilitar la mezcla por agitación antes del análisis.

Se sugiere realizar el estudio microbiológico inmediatamente después de tomar las mezclas. Si no pueden analizarse en la hora siguiente a su toma, se deben mantener en refrigeración o en una nevera durante el transporte.

- Material y equipo

- Aparato para filtración sobre membrana esterilizado
- Filtros de membrana esterilizados
- Cajas de Petri de 60 o 60 mm de diámetro
- Frasco para muestra
- Pinzas metálicas con la punta lisa
- Microscopio
- Bomba de vacío
- Matraz Kitazato

- Reactivos (APHA, 1992)

- Medio EF-Endo

- Procedimiento

- Colocar un disco absorbente en cada caja Petri y añadir 2.2 ml del medio MF-Endo. .
- Con las pinzas, colocar sobre el aparato de filtración, previamente esterilizada, la membrana.
- Después de agitar convenientemente la muestra, filtrar un volumen de 100ml sobre la membrana.
- Cerrar la bomba de vacío y retirar la membrana. A continuación, tomar la membrana con las pinzas y colocarla encima del disco absorbente impregnado del medio que está dentro de la caja Petri.
- Incubar a 35oC durante 20 a 22 horas, con la caja en posición normal (invertida).
- Efectuar el recuento de las colonias de organismos coliformes.

- Resultados

Se consideran organismos coliformes todos aquellos que producen una colonia oscura (generalmente de color verde púrpura) con brillo metálico. El brillo puede cubrir toda la colonia, sólo el área central o bien, toda la superficie. Para observarlo mejor, hacer la observación al microscopio. Los resultados se reportan como número más probable de coliformes en 100 ml de muestra (NMP de coliformes en 100ml).