

Comisión Nacional del Agua

**MANUAL DE AGUA POTABLE,
ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO**

**SISTEMAS ALTERNATIVOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES Y LODOS PRODUCIDOS**

Diciembre de 2007

www.cna.gob.mx

ADVERTENCIA

Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra, sin fines de lucro y citando la fuente.

Esta publicación forma parte de los productos generados por la Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, cuyo cuidado editorial estuvo a cargo de la Gerencia de Cuencas Transfronterizas de la Comisión Nacional del Agua.

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.

Edición 2007
ISBN: 978-968-817-880-5

Autor: Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000
www.cna.gob.mx

Editor: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines de la Montaña,
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Impreso en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.

Comisión Nacional del Agua

Ing. José Luis Luege Tamargo

Director General

Ing. Marco Antonio Velázquez Holguín

Coordinador de Asesores de la Dirección General

Ing. Raúl Alberto Navarro Garza

Subdirector General de Administración

Lic. Roberto Anaya Moreno

Subdirector General de Administración del Agua

Ing. José Ramón Ardagán Ituarte

Subdirector General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Ing. Sergio Soto Priante

Subdirector General de Infraestructura Hidroagrícola

Lic. Jesús Becerra Pedrote

Subdirector General Jurídico

Ing. José Antonio Rodríguez Tirado

Subdirector General de Programación

Dr. Felipe Ignacio Arreguín Cortés

Subdirector General Técnico

Lic. René Francisco Bolio Halloran

Coordinador General de Atención de Emergencias y Consejos de Cuenca

M.C.C. Heidi Storsberg Montes

Coordinadora General de Atención Institucional, Comunicación y Cultura del Agua

Lic. Mario Alberto Rodríguez Pérez

Coordinador General de Revisión y Liquidación Fiscal

Dr. Michel Rosengaus Moshinsky

Coordinador General del Servicio Meteorológico Nacional

C. Rafael Reyes Guerra

Titular del Órgano Interno de Control

Responsable de la publicación:

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Coordinador a cargo del proyecto:

Ing. Eduardo Martínez Oliver

Subgerente de Normalización

La Comisión Nacional del Agua contrató la Edición 2007 de los Manuales con el

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA sún convenio

CNA-IMTA-SGT-GINT-001-2007 (Proyecto HC0758.3) del 2 de julio de 2007

Participaron:

Dr. Velitchko G. Tzatchkov

M. I. Ignacio A. Caldiño Villagómez

CONTENIDO

1. OBJETIVOS Y ALCANCES.....	3
1.1. OBJETIVOS	3
1.2. ALCANCES DEL ESTUDIO	3
1.3. ORGANIZACION Y METODOLOGIA.....	4
2. SISTEMAS ALTERNATIVOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y LODOS PRODUCIDOS	6
2.1. INTRODUCCIÓN	6
2.2. OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO	7
2.2.1. Medidores Parshall.....	7
2.2.2. Medidores de orificio	9
2.2.3. Vertedores.....	13
2.2.4. Cribado.....	17
2.2.5. Desarenación	21
2.2.6. Remoción de grasas y aceites	25
2.2.7. Homogenización.....	26
2.2.8. Sedimentación primaria tanques circulares.....	28
2.2.9. Sedimentación primaria tanques rectangulares	31
2.2.10. Infiltración rápida	32
2.2.11. Infiltración lenta	36
2.2.12. Disposición sobre el suelo.....	40
2.2.13. Lodos activados	42
2.2.14. Discos biológicos.....	47
2.2.15. Lodos activados, alta tasa	50
2.2.16. Aireación extendida	54
2.2.17. Lagunas aereadas.....	57
2.2.18. Lagunas facultativas.....	60
2.2.19. Lagunas anaerobicas	65
2.2.20. Zanjas de oxidacion.....	67
2.2.21. Filtros biológicos.....	69
2.2.22. Sedimentación secundaria tanques circulares	74
2.2.23. Sedimentación secundaria tanques rectangulares	77
2.2.24. Lodos activados con nitrificación.....	79
2.2.25. Nitrificación reactor independiente	82
2.2.26. Remoción de amoniaco	84
2.2.27. Precipitación química de fosfatos	86
2.2.28. Cloración	88
2.2.29. Ozonación	91
2.2.30. Carbón activado granular	94
2.2.31. Digestión aeróbica.....	95
2.2.32. Digestión anaeróbica.....	100
2.2.33. Estabilización química	102
2.2.34. Deshidratación mecánica	106
2.2.35. Descripción del proceso	106
2.2.36. Lechos de secado	109

2.2.37. Composteo de lodos.....	114
2.2.38. Disposicion de lodos en lagunas	118
2.2.39. Disposición de lodos en el suelo	121
3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO	125
3.1. INTRODUCCIÓN	125
3.2. CARACTERISTICAS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS Y MUNICIPALES	126
3.3. Clasificaciones de reuso.....	131
3.3.1. Reuso agricola	132
3.3.2. Reuso industrial.....	133
3.3.3. Reuso recreativo	135
3.3.4. Reuso municipal.....	135
3.3.5. Acuicultura.....	136
3.3.6. Recarga de acuíferos	136
3.3.7. Intercambio.....	137
3.4. CRITERIOS DE CALIDAD	137
3.4.1. Reuso Agricola	138
3.4.2. Reuso industrial.....	139
3.4.3. Reuso recreativo	143
3.4.4. Reuso municipal.....	145
3.4.5. Acuacultura	146
3.4.6. Recarga de acuíferos	148
3.4.7. Intercambio.....	149
3.5. TRENES DE TRATAMIENTO	169
3.6. EVALUACION DE LOS TRENES.....	179
3.6.1. Procesos unitarios de tratamiento	180
3.6.2. Trenes de tratamiento	205

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Composición tipica de las aguas crudas de origen domestico ^a	127
Tabla 3.2. Incremento tipico de minerales en aguas residuales domesticas.....	128
Tabla 3.3. Promedio de aguas residuales municipales por tamaño de población ...	129
Tabla 3.4. Aportación promedio de contaminantes por habitante (g/hab - día).....	130
Tabla 3.5. Características de las aguas residuales de tres zonas del D.F	131
Tabla 3.6. Criterios de calidad para aguas de riego agrícola -productos que se consumen cocidos (en mg/l salvo que se indique de otra forma).....	150
Tabla 3.7. Criterios de calidad para aguas de riego agrícola productos que se consumen crudos (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	151
Tabla 3.8a. Clasificación de aguas para riego.....	152
Tabla 3.9. Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento de un solo paso (en mg/l salvo que se indique de otra forma).....	153
Tabla 3.10. Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento con recirculación (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	154
Tabla 3.11. Criterios de calidad del agua para uso industrial limentación de calderas (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	155
Tabla 3.12. Criterios de calidad del agua para uso industrial – alimentos y similares (en mg/l salvo que se indique de otra forma).....	156
Tabla 3.13. Criterios de calidad del agua para uso industrial – en productos de papel y similares	156
Tabla 3.14. Criterios de calidad del agua para uso industrial en productos químicos y similares	157
Tabla 3.15. Criterios de calidad del agua para uso industrial – productos del petróleo (en mg/l salvo que se indique de otra formal).....	158
Tabla 3.16. Criterios de calidad del agua para uso industrial metal – mecánico (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	158
Tabla 3.17. Esperanza de vida en el agua	159
Tabla 3.18. Criterios de calidad del agua para uso recreativo con contacto directo (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	159
Tabla 3.19. Criterios de calidad del agua para uso recreativo sin contacto directo (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	159
Tabla 3.20. Criterios de calidad para agua de uso municipal riego de áreas verdes, limpieza de calles e hidrantes (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	160
Tabla 3.21. Criterios de calidad para agua usada en la acuacultura – agua fria (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	161
Tabla 3.22. Criterios de calidad para agua usada en la Acuacultura – agua caliente (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	162
Tabla 3.23. Criterios de calidad de fuentes uperficiales de suministro de agua potable (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	163
Tabla 3.24. Criterios de calidad para recarga superficial de acuíferos en la ciudad de phonix, eua. (en mg/l salvo que se indique de otra forma).....	164
Tabla 3.25. Criterios de calidad de agua renovada Para la recarga superficial de acuíferos (en mg/l salvo que se indique de otra forma).....	165
Tabla 3.26. Criterios de calidad para agua potable en los EUA. (en mg/l salvo que se indique de otra forma)	166

Tabla 3.27. Contaminantes por regularse en la nueva Ley de Agua Potable de los EUA.....	167
Tabla 3.28. Resumen de normas de calidad para las diferentes opciones de reuso.....	168
Tabla 3.29. Factores importantes que deben de ser considerados al hacer la selección y evaluación de operaciones y procesos unitarios de tratamiento	175
Tabla 3.30. Niveles de tratamiento para diferentes reusos	177
Tabla 3.31. Relación de niveles de tratamiento considerados	178
Tabla 3.32. Trenes de tratamiento	179
Tabla 3.33. Remoción esperada de contaminantes por proceso unitario de tratamiento	220
Tabla 3.34. Relación de plantas de tratamiento empleadas en el análisis de variabilidad de eficiencias de remoción de contaminantes, para los diversos procesos analizados	221
Tabla 3.35. Características de las aguas residuales tratadas en algunas de las plantas de la Tabla 3.34 (concentraciones en mg/l, salvo que se indique otra	222
Tabla 3.36. Tratamiento primario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	223
Tabla 3.37. Lodos activados y aereación extendida eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)....	224
Tabla 3.38. Nitrificación en medio suspendido eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción).....	225
Tabla 3.39. Filtros biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	225
Tabla 3.40. Discos biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	226
Tabla 3.41. Coagulación-sedimentación (sales de Fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	226
Tabla 3.42. Coagulación-sedimentación (adición de cal) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	227
Tabla 3.43. Coagulación-sedimentación (adición de sulfatos de aluminio) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción).....	228
Tabla 3.44. Coagulación-sedimentación (cal y sales de fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	228
Tabla 3.45. Filtración después de tratamiento secundario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	229
Tabla 3.46. Filtración después de tratamiento físico-químico eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	230
Tabla 3.47. Adsorción en carbón activado eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	231

Tabla 3.48. Torres de separación de amoníaco eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	232
Tabla 3.49. Intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	232
Tabla 3.50. Osmosis inversa comportamiento promedio del proceso para diferentes influentes (remociones en %) (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	232
Tabla 3.51. Osmosis inversa eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	233
Tabla 3.52. Inactivación de virus mediante cloración (*)	233
Tabla 3.53. Inactivación de virus mediante ozonación (*)	233
Tabla 3.54. Remoción de plaguicidas en carbon activado.	234
Tabla 3.55. Solubilidad de los metales pesados	234
Tabla 3.56. Remoción promedio de dgo y cot (ref. No. 24).....	234
Tabla 3.57. Remoción promedio de haloformos.....	235
Tabla 3.58. Nivel 2 – lodos activados eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción).....	236
Tabla 3.59. Nivel 3 – Nitrificación en dos pasos eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	237
Tabla 3.60. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	238
Tabla 3.61. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	239
Tabla 3.62. Nivel 6 – tratamiento secundario con cal eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)....	240
Tabla 3.63. Nivel 7 – tratamiento terciario de efluentes nitrificados con cal eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad)eficiencias en términos de porcentaje de remoción).....	241
Tabla 3.64. Nivel 8 – adsorción de carbon activado de efluentes secundarios filtrados eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción).....	242
Tabla 3.65. Nivel 9 – adsorción en carbon activado de efluentes terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	243
Tabla 3.66. Nivel 10 – Adsorción en carbon activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y analisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)	244
Tabla 3.67. Nivel 1 –Pretratamiento + tratamiento primario diagrama de flujo y eficiencias de remoción	245
Tabla 3.68. Nivel 2 – lodos activados convencionales diagrama de flujo y eficiencias de remoción.....	246
Tabla 3.69. Remoción de nitrógeno diagrama de flujo y eficiencias de remoción .	247
Tabla 3.70. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo, diagrama de flujo y eficiencias de remoción	248
Tabla 3.71. Nivel 5 – filtración de efluentes secundarios diagrama de flujo y eficiencias de remoción	249
Tabla 3.72. Nivel 6 – tratamiento terciario con cal diagrama de flujo y eficiencias de remoción	250

Tabla 3.73. Nivel 7–Tratamiento terciario de efluentes nitrificados con cal	251
Tabla 3.74. Nivel 8–adsorción en carbon activado de efluentes secundarios filtrados diagrama de flujo y eficiencias de remoción.....	252
Tabla 3.75. Nivel 8–adsorción en carbon activado de efluentes terciarios con cal diagrama de flujo y eficiencias de remoción.....	253
Tabla 3.76. Nivel 10. Adsorción en carbon activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal. Diagrama de flujo y eficiencias de remoción	254
Tabla 3.77. Nivel 11–filtración en membranas semipermeables (osmosis inversa) después de tratamiento biológico y fisico-químico diagrama de flujo y eficiencias de remoción	255
Tabla 3.78. Costos unitarios originales en el programa capdet.....	256
Tabla 3.79. Costos unitarios para el D.F.....	257
Tabla 3.80. Análisis comparativo de costos de plantas de tratamiento para reuso de aguas residuales resumen de costos de construcción (dólares euu)	258
Tabla 3.81. Análisis comparativo de costos de plantas de tratamiento para reuso de aguas residuales resumen de costos de operación y mantenimiento (dólares euu) 259	
Tabla 3.82. Costos estimados para un modulo de tratamiento de 500 l/s.....	260
Tabla 3.83. Costos estimados para un modulo de tratamiento de 500 l/s.....	261
Tabla 3.84. Esquema de costos para un modulo de tratamiento de 1,000 l/s.....	262
Tabla 3.85. Costos de tratamiento de aguas residuales para recarga de acuíferos, modulo de 1,000 l/s	263
Tabla 3.86. Costos de tratamiento de aguas residuales para reuso , modulo de 1,000 l/s.....	264

ANTECEDENTES

La Comisión Nacional del Agua (CNA) es responsable, en coordinación con los gobiernos estatales, del desarrollo y realización de planes integrales de suministro de agua y desalojo de aguas residuales de los centros urbanos e industriales del país; dentro de estos planes se incluyen las obras de potabilización de agua y de tratamiento de aguas residuales.

Para el mejor cumplimiento de estas tareas, la CNA, a través de la Gerencia de Tratamiento de Aguas (GTA), ha considerado conveniente la elaboración de una guía de carácter general para la evaluación de alternativas de tratamiento de aguas residuales de origen municipal.

Algunas consideraciones de importancia en el desarrollo de esta guía son las siguientes:

1. La escasez del recurso agua en extensas zonas del país y el alto costo de desarrollo de nuevas fuentes de suministro de agua hacen imperativo el considerar la posibilidad de renovar y recuperar las aguas residuales tratadas para satisfacer demandas de agua en la agricultura, la industria, los municipios y en la regeneración de fuentes de suministro, entre otros.
2. La disponibilidad cada vez mayor de sistemas personales de cómputo y la gran cantidad de información que debe ser manejada y procesada en la evaluación técnica y económica de alternativas de tratamiento demandan el desarrollo de programas de cómputo que permitan la ejecución pronta y económica de dichas evaluaciones.
3. Las condiciones particulares del país obligan a que las experiencias de otros países sean adecuadas a las condiciones nacionales. En la evaluación de alternativas de tratamiento se deberá dar la debida atención, para cada caso en particular, a los siguientes factores:
 - a. Concentraciones de Contaminantes en las Aguas Crudas. En zonas con suministros limitados de agua, las cuales se presentan en extensas regiones del país, las concentraciones de contaminantes tienden a aumentar, lo que puede hacer necesarios el empleo de pretratamientos de uso no generalizado en otros países,

Disponibilidad de Superficies. Cuando la disponibilidad de terrenos es amplia, es posible el empleo de sistemas de tratamiento con bajos requerimientos tecnológicos, bajos costos de operación y bajos requerimientos de mano de obra calificada, factores deseables en las pequeñas y medianas comunidades del país,

- b. **Calidad del Agua Tratada.** Los requerimientos de calidad del efluente deben ser claramente definidos al inicio de cada proyecto en particular para poder escoger la mejor solución técnica.

- c. Costos de Inversión, operación y Mantenimiento. La proporción que guardan los costos de capital (o costos de inversión) respecto a los costos de operación y mantenimiento deberá ser congruente, ya que en localidades con baja capacidad económica, altos costos de operación y mantenimiento pueden dar como resultado que sistemas de tratamiento técnicamente adecuados queden en desuso por falta de recursos para su funcionamiento,
- d. Mano de Obra. Los requerimientos de mano de obra calificada para la operación de un sistema y su disponibilidad a nivel local deben ser congruentes.

Complementarios a éste trabajo, se han elaborado dos documentos adicionales:

- 1.- Un catálogo pormenorizado de proveedores nacionales de equipos y servicios, así como especificaciones en donde se señalan los criterios de evaluación y selección de equipos.
- 2.- Especificaciones para la elaboración de proyectos ejecutivos de plantas de tratamiento de aguas residuales.

1. OBJETIVOS Y ALCANCES

1.1. OBJETIVOS

El objetivo general es analizar, definir y presentar criterios, lineamientos y metodologías prácticas que permitan la selección y el diseño en forma rápida y eficaz de sistemas alternativos de tratamiento y reúso de aguas residuales y lodos generados.

Para el alcance del objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar metodologías y criterios, así como establecer parámetros base para el diseño de unidades y sistemas de tratamiento de aguas residuales y lodos generados.
2. Implantar herramientas prácticas para el análisis, selección, diseño y costeo de unidades y sistemas de tratamiento y reúso de aguas residuales y lodos generados, mediante el desarrollo y sistematización de metodologías definidas.
3. Elaborar un catálogo de compañías proveedoras que proporcionen servicios de suministro, instalación y puesta en marcha de los equipos y aditamentos que conforman las plantas de tratamiento de aguas residuales y lodos generados, y de los equipos correspondientes.
4. Desarrollar los procedimientos para la evaluación técnico - económica y selección de los equipos y aditamentos del sistema de tratamiento de aguas residuales y lodos generados.
5. Preparar una especificación técnica base para la contratación de proyectos ejecutivos de ingeniería, con su catálogo de conceptos respectivo.

1.2. ALCANCES DEL ESTUDIO

Los alcances del proyecto, definidos en los términos de referencia, son los siguientes:

Análisis, evaluación y definición de métodos, criterios y parámetros de sistemas de tratamiento de aguas residuales y lodos generados.

1. Elaboración de diagramas de flujo de operaciones y procesos unitarios, y combinación de ambos, que representen los sistemas de tratamiento de aguas residuales y lodos generados seleccionados y definidos.

2. Implementación e implantación de metodologías sistematizadas para microcomputadora de diseño, evaluación y análisis de costos de sistemas modulares y completos de tratamiento.
3. Preparación de una guía del usuario para el empleo de las metodologías desarrolladas. Asesoría e impartición de cursos de entrenamiento al personal del área encargada de dicha actividad.
4. Elaboración de un catálogo de compañías proveedoras de equipos y aditamentos para plantas de tratamiento.
5. Elaboración de especificaciones técnicas para la evaluación y selección de equipos y aditamentos para los sistemas de tratamiento.
6. Desarrollo de procedimientos para la evaluación técnico - económica y selección de los equipos y aditamentos de sistemas de tratamiento de aguas residuales y lodos generados.
7. Elaboración de especificaciones técnicas, incluyendo catálogo de conceptos, para la contratación de proyectos ejecutivos de plantas de tratamiento.

1.3. ORGANIZACION Y METODOLOGIA

Para el cumplimiento de los objetivos mencionados se llevó a cabo un programa de actividades estructurado en torno a los ocho objetivos específicos. Estas actividades fueron identificadas como a continuación se indica:

1. Diseño de Sistemas de Tratamiento
2. Diagramas de Flujo
3. Metodologías Sistematizadas
4. Guía del Usuario
5. Catálogo de Consultores y Proveedores
6. Especificaciones para Selección de Equipos
7. Procedimientos de Evaluación
8. Especificaciones Técnicas de Proyectos

Los resultados de estas actividades se agruparon en tres fases separadas, las cuales se iniciaron simultáneamente; estas fases son:

Fase I. Guía para la "Selección de Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos". (Actividades 1, 2, 3 y 4),

Fase II. Catálogo de Consultores y Proveedores de Equipos, Especificaciones para Selección de Equipos y Procedimientos de Selección y Evaluación (Actividades 5, 6 y 7),

Fase III. Especificaciones para la Contratación de Proyectos Ejecutivos de Plantas de Tratamiento. (Actividad 8)

2. SISTEMAS ALTERNATIVOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y LODOS PRODUCIDOS

2.1. INTRODUCCIÓN

Como primera parte de esta Guía se ha elaborado este capítulo que comprende la medición de flujos y el diseño de 41 procesos y operaciones de tratamiento de aguas residuales más comunes en el país. La información contenida en este, está organizada en forma de fichas técnicas que resumen la información pertinente para cada uno de los procesos y operaciones. En cada ficha se presenta los principales métodos y criterios de diseño de cada operación o proceso, así como los parámetros que intervienen en el diseño y la forma de obtenerlos. En términos generales, cada ficha comprende los siguientes tópicos:

- Descripción y bases teóricas del proceso
- Criterios de diseño
- variantes más comunes del proceso
- Requerimientos tecnológicos del proceso
- Condiciones de aplicabilidad del proceso
- Tratabilidad de las aguas
- Limitantes de aplicación del proceso
- Requerimientos de equipo y reactivos
- Eficiencias de remoción de contaminantes
- Generación de residuos y subproductos
- Confiabilidad del proceso
- Impacto ambiental
- Requerimientos de energía

Para la formulación de estas fichas se hizo uso de la extensa bibliografía técnica disponible, adecuándola a las condiciones nacionales, en particular a los documentos generadores del programa de cómputo para diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (Ref. 1).

2.2. OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO

2.2.1. Medidores Parshall

El canal Parshall es una unidad medidora de flujo que consiste en un canal provisto de una sección de flujo restringido. Entre sus múltiples ventajas destacan las dos siguientes: (1) la pérdida de carga en el medidor es muy baja en comparación con otros sistemas de medición de flujo, como los vertedores y (2) las altas velocidades que se alcanzan en la garganta del canal evitan la deposición de sólidos. Una desventaja del Parshall es la de ser una estructura que requiere de mas terreno y mayor inversión en comparación con otras estructuras de medición, como son los vertedores.

Las mediciones más exactas del canal Parshall se logran cuando la descarga es libre y no sumergida. La descarga libre se presenta cuando después de la garganta se alcanza la llamada profundidad crítica o cuando se produce un resalto de agua en la garganta. En condiciones de descarga libre el gasto de agua es función del ancho de la garganta (W) y de la carga hidráulica aguas arriba de la garganta (H_a). En la siguiente tabla se presentan las ecuaciones de cálculo del gasto para descargas libres y los resultados de la aplicación de dichas ecuaciones para gargantas de 2.5 a 240 cm y cargas hidráulicas de 5 a 100 cm.

**GASTO DE AGUA A TRAVÉS DE UN MEDIDOR PARSHALL CON DESCARGA LIBRE,
EN l / s**

Ecuación : $Q = a * (H_a)^b$					
Ancho de la garganta, W [cm]					
H_a	2.5	5.1	7.6	15.2	22.9
	Constantes				
"a"					
	0.048	0.096	0.142	0.264	0.467
[cm]	"b"				
	1.550	1.550	1.547	1.580	1.536
5	0.6	1.2	1.7	3.4	5.5
10	1.7	3.4	5.0	10.0	15.8
15	3.2	6.4	9.4	19.0	29.4
20	5.0	10.0	14.6	30.0	45.7
25	7.0	14.1	20.6	42.7	64.3
30	9.3	18.7	27.4	56.9	85.0
35	11.9	23.7	34.8	72.6	107.6
40	14.6	29.2	42.7	89.7	132.0
45	17.5	35.1	51.3	108.1	158.0
50	20.6	41.3	60.3	127.6	185.7

H_a [cm]	Ecuación: $Q = 3.72 * W * [H_a/30.5]^{(1.39 * W^{0.026})}$							
	Ancho de la Garganta, W [cm]							
30	60	90	120	150	180	210	240	
5	7	14	20	26	32	38	43	49
10	20	40	58	77	95	113	131	149
15	38	74	110	146	181	216	251	286
20	59	116	173	230	286	342	398	453
25	82	164	245	326	407	488	568	649
30	109	218	326	435	544	652	761	870
35	138	276	415	555	694	834	974	1,114
40	169	340	512	685	858	1,032	1,206	1,380
45	202	408	616	825	1,034	1,245	1,456	1,668
50	237	480	726	974	1,223	1,473	1,724	1,975
60	312	627	966	1,298	1,633	1,969	2,307	2,647
70	395	809	1,229	1,655	2,085	2,518	2,953	3,391
80	484	994	1,515	2,043	2,577	3,115	3,657	4,201
90	579	1,193	1,822	2,461	3,106	3,758	4,415	5,076
100	680	1,405	2,149	2,905	3,671	4,445	5,226	6,012

Si la carga hidráulica en la garganta del canal (H_b) es mayor de la mitad de la carga hidráulica aguas arriba del canal (H_a) la descarga se considera parcialmente sumergida. El gasto con descargas sumergidas (Q_o) es igual al gasto con descarga libre (Q) (calculable con las ecuaciones y tablas anteriores) multiplicado por un factor de sumergencia tal como se indica en las figuras adjuntas.

Características de las unidades

La geometría del canal Parshall se muestra en las siguientes figuras:

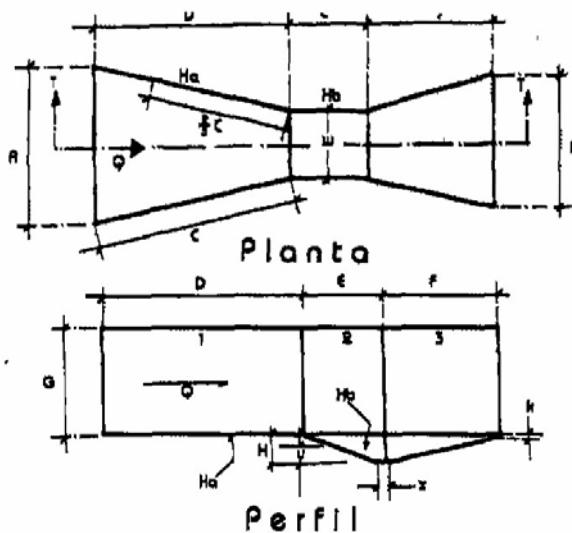


Figura 2.1. Secciones: 1) convergente de entrada; 2) de la garganta ; 3)divergente de salida

Las dimensiones e intervalos de los gastos que pueden ser medidos en un canal Parshall son los siguientes:

W	Dimensiones [cm]												Gastos	
	A	B	C	XX	D	E	F	G	H	K	X	Y	[l /s.]	MIN
2.5	17	9	36	24	36	8	20	15	3	2	1	1	0	6
5	21	13	41	28	41	11	25	20	4	2	2	3	1	11
7.6	26	18	47	21	46	15	31	38	6	3	3	4	1	17
15	39	34	62	41	61	31	61	46	11	8	5	8	1	82
23	57	48	88	59	86	31	76	61	11	8	5	8	3	145
31	84	60	137	92	134	61	92	92	23	8	5	8	11	454
46	103	79	145	97	142	61	92	92	23	8	5	8	14	681
61	121	92	153	102	150	61	92	92	23	8	5	8	20	936
76	139	107	163	109	160	61	92	92	23	8	5	8	23	1,163
92	157	122	168	112	165	61	92	92	23	8	5	8	28	1,419
122	194	153	183	122	179	61	92	92	23	8	5	8	37	1,929
153	230	183	198	132	194	61	92	92	23	8	5	8	62	2,440
183	267	214	214	142	209	61	92	92	23	8	5	8	74	2,951
214	303	244	229	153	224	61	92	92	23	8	5	8	116	3,433
244	340	275	244	163	239	61	92	92	23	8	5	8	131	3,972

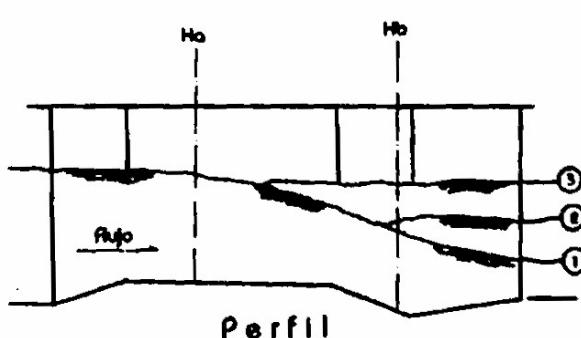
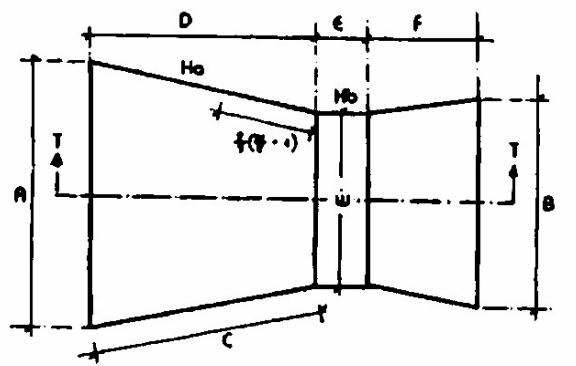


Figura 2.2

2.2.2. Medidores de orificio

El medidor de orificio es una unidad medidora de flujo. El orificio es una abertura en la pared de un tanque o en una placa, normal al eje de una tubería localizada al final o en un lugar intermedio de la tubería. El orificio se caracteriza por el hecho de que el

espesor de la pared del tanque o de la placa es muy pequeño en relación con el tamaño de la abertura. Hay dos tipos de orificios; (a) orificios estándar de filo o cuadrados y (b) de orilla cuadrada o redonda. Estas últimos se deben calibrar si se desea una exactitud alta, ya que el flujo a través del orificio se afecta por el espesor de la placa, la rugosidad de la superficie del orificio y, en el caso de los de orilla redonda, por el radio de la curvatura.

El flujo ideal del agua a través de un orificio se puede calcular con la siguiente expresión:

$$Q_i = A_0 * V_i = A * (2gh)^{1/2}$$

donde:

Q_i = Flujo ideal del agua a través del orificio

A_0 = Área del orificio

V_i = Velocidad de flujo ideal

h = carga sobre el orificio

g = aceleración gravitacional

Resultados experimentales han mostrado que el flujo real del agua a través del orificio es menor que el flujo calculado con la ecuación anterior. Por lo tanto, dicha ecuación se deberá afectar por un coeficiente, sún el tipo de orificio. Existen tres coeficientes; (1) coeficiente de contracción ($A = C_C * A_0$), (2) coeficiente de velocidad ($V = C_V * V_i$), (3) coeficiente de flujo ($Q = C_d * Q_i$). Observando que $Q = A * V$ y $Q_i = A_0 * V_i$, se puede ver que $C_d = C_C * C_V$. Por lo tanto, la ecuación para el caso de orificios con flujo libre es:

$$Q = C_d * A * (2gh)^{1/2}$$

En el caso donde el orificio trabaja ahogado (como se muestra en la figura siguiente) los coeficientes se pueden considerar los mismos. La ecuación en este caso es la siguiente:

$$Q = C_d * A * (2gH)^{1/2}$$

En la figura 2.3 se presentan coeficientes típicos para orificios, donde a su vez, se muestran los diferentes tipos de orificios. Si se desea obtener resultados más exactos, se pueden recurrir a los coeficientes determinados por Hamilton Smith, Jr., los cuales se presentan en la tabla adjunta.

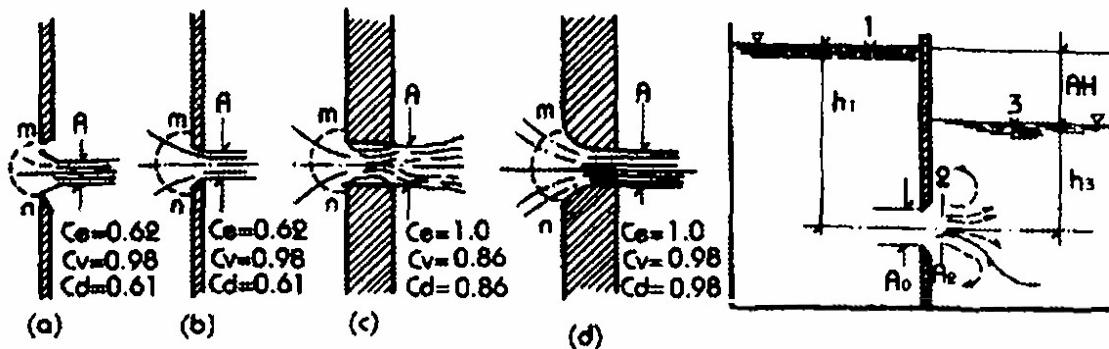


Figura 2.3. Coeficientes para diferentes geometrías de orificios

Tipo de orificios con Coeficientes Típicos orificio Ahogado

- (a).- Orificio estándar
- (b).- Orificio cuadrado de pared delgada
- (c).- Orificio cuadrado de pared gruesa
- (d).- Orificio cuadrado de pared gruesa con corvatura

Coeficientes de flujo para orificios circulares (Hamilton-Smith)

Carga sobre el orificio		Diámetro de orificio [pies, (cm)]						
		.02 (.61)	.04 (1.22)	.07 (2.13)	.10 (3.05)	.20 (6.10)	.60 (18.29)	1.00 (30.48)
[ft]	[m]							
0.4	0.12		0.637	0.624	0.618			
0.6	0.18	0.655	0.630	0.618	0.613	0.601	0.593	
0.8	0.24	0.648	0.626	0.615	0.610	0.601	0.594	0.590
1	0.30	0.644	0.623	0.612	0.608	0.600	0.595	0.591
1.5	0.48	0.637	0.618	0.608	0.605	0.600	0.596	0.593
2	0.61	0.632	0.614	0.606	0.604	0.599	0.597	0.595
2.5	0.76	0.629	0.612	0.605	0.603	0.599	0.598	0.596
3	0.90	0.627	0.611	0.604	0.603	0.599	0.598	0.597
4	1.2	0.623	0.609	0.603	0.602	0.599	0.597	0.596
6	1.8	0.618	0.607	0.602	0.600	0.598	0.597	0.596
8	2.4	0.614	0.605	0.601	0.600	0.598	0.596	0.596
10	3.0	0.611	0.603	0.599	0.598	0.597	0.596	0.595
20	6.1	0.601	0.599	0.597	0.596	0.596	0.596	0.594
50	15.2	0.596	0.595	0.594	0.594	0.594	0.594	0.593
100	30.5	0.593	0.592	0.592	0.592	0.592	0.592	0.592

Gasto de agua a traves de un orificio con descarga libre (l / s)

Ecuación: $Q = C_d * (2hg)^{1/2}$

H [m]	Diámetro del orificio [cm]						
	0.61	1.22	2.13	3.05	6.10	18.29	30.48
$C_d = .61$							
0.12	0.11	0.44	1.35	2.8	11.0	99.1	175.4
0.18	0.13	0.54	1.65	3.4	13.5	121.4	337.2
0.24	0.16	0.62	1.91	3.9	15.6	140.2	389.4
0.30	0.17	0.70	2.13	4.4	17.4	156.7	435.4
0.46	0.21	0.85	2.61	5.3	21.3	192.0	533.2
0.61	0.25	0.99	3.02	6.2	24.6	221.7	615.7
0.76	0.28	1.10	3.37	5.9	27.5	247.8	688.4
0.91	0.30	1.21	3.70	7.5	30.2	371.5	754.1
1.2	0.35	1.3	4.27	8.7	34.8	313.5	870.8
1.8	0.43	1.71	5.23	10.7	42.7	383.9	1066.5
2.4	0.49	1.97	6.03	12.3	49.3	443.3	1231.4
3.0	0.55	2.20	6.75	13.8	55.1	495.6	1376.8
6.1	0.78	3.12	6.54	19.5	77.9	700.9	1947.1
15.2	1.23	4.93	15.9	30.8	123.1	1108.3	3078.6
30.5	1.74	6.97	21.33	43.5	174.2	1567.4	4353.8
$C_d = .86$							
0.12	0.16	0.62	1.90	3.9	15.5	139.8	388.2
0.18	0.19	0.76	2.33	4.8	19.0	171.2	475.5
0.24	0.22	0.88	2.69	5.5	22.0	197.6	549.0
0.30	0.25	0.98	3.01	6.1	24.6	221.0	613.8
0.46	0.30	1.20	3.68	7.5	30.1	270.6	751.8
0.61	0.35	1.39	4.25	8.7	34.7	312.5	868.1
0.76	0.39	1.55	4.76	9.7	38.8	349.4	970.5
0.91	0.43	1.70	5.21	10.6	42.5	382.7	1063.2
1.2	0.49	1.96	6.02	12.3	49.1	441.9	1227.6
1.8	0.60	2.41	7.37	15.0	60.1	541.3	1503.5
2.4	0.69	2.58	8.51	17.4	69.4	625.0	1736.1
3.0	0.78	3.11	9.51	19.4	77.6	698.8	1941.0
6.1	1.10	4.39	13.45	27.5	109.8	688.2	2745.1
1415.2	1.74	6.94	21.27	43.4	173.6	1562.5	4340.3
30.2	2.46	9.82	30.08	61.4	245.5	2209.7	6138.1
$C_d = .98$							
0.12	0.18	0.71	2.17	4.4	17.7	159.3	442.4
0.18	0.22	0.87	2.65	5.4	21.7	195.0	541.8
0.24	0.25	1.00	3.07	6.3	25.0	225.2	625.6
0.30	0.28	1.12	3.43	7.0	28.0	251.8	699.5
0.46	0.34	1.37	4.20	8.6	34.3	308.4	856.7
0.61	0.40	1.58	4.85	9.9	39.6	356.1	989.2
0.76	0.44	1.77	5.42	11.1	44.2	398.1	1105.9
0.91	0.48	1.94	5.94	12.1	48.5	436.1	1211.5
1.2	0.56	2.24	6.85	14.0	56.0	503.6	1398.9
1.8	0.69	2.74	8.40	17.1	68.5	616.8	1713.3
2.4	0.79	3.17	9.69	19.8	79.1	712.2	1978.4
3.0	0.88	3.54	10.84	22.1	88.5	196.3	2211.9
6.1	1.25	5.00	15.33	31.3	125.1	1126.1	3128.1
15.2	1.98	7.91	24.24	49.5	197.8	1780.5	4945.9
30.5	2.80	11.19	34.27	69.9	279.8	2518.1	6994.6

Gasto de agua a través de un orificio con descarga libre (l / s).
Coeficientes de flujo de Hamilton Smith

		Ecuación: $Q = C_d * (2 g h)^{1/2}$						
Carga sobre el orificio	Diámetro de orificio [pies, (cm)]	0.2	.04	.07	.10	.20	.60	1.00
		[ft]	[m]	(0.61)	(1.22)	(2.13)	(3.05)	(6.10)
0.4	0.12			0.46	1.4	2.8		
0.6	0.18	0.14		0.56	1.67	3.4	13.3	118
0.8	0.24	0.17		0.64	1.92	3.9	15.3	137
1.0	0.30	0.18		0.71	2.14	4.3	14.1	422
1.5	0.46	0.22		0.86	2.60	5.3	21.0	518
2.0	0.61	0.26		0.99	3.00	6.1	24.2	601
2.5	0.76	0.28		1.11	3.35	6.8	27.0	673
3	0.91	0.31		1.21	3.66	7.5	29.6	738
4	1.2	0.36		1.39	4.22	8.6	34.2	851
6	1.8	0.43		1.70	5.16	10.5	41.8	1042
8	2.4	0.50		1.95	5.95	12.1	48.3	1203
10	3.0	0.55		2.18	6.62	13.5	53.9	1343
20	6.1	0.77		3.06	9.34	19.0	76.1	1896
50	15.2	1.20		4.80	14.69	30.0	119.9	2993
100	30.5	1.69		6.76	20.70	42.3	169.0	4225

2.2.3. Vertedores

Un vertedor es un dispositivo que se emplea para la medición de flujo de agua; éste se puede localizar en un canal abierto, a un lado de un tanque, en un embalse, o en alguna otra estructura similar. El vertedor es una abertura en una de las estructuras hidráulicas mencionadas, por la cual el agua fluye. La superficie o el filo sobre la cual el agua fluye se denomina cresta; el tirente de agua sobre la cresta, producida por la descarga, es la carga sobre el vertedor (H). Los vertedores se clasifican de acuerdo a la forma de la abertura, existen vertedores rectangulares, triangulares, trapezoidales (cipolletti), y parabólicos; siendo los más comunes los dos primeros.

Vertedores rectangulares

Estos se clasifican en vertedores rectangulares con contracción y sin contracción. Si el ancho del canal aguas arriba es mayor que la longitud del vertedor se denomina vertedor con contracción. Si el ancho del canal es igual a la longitud del vertedor es vertedor sin contracción. El flujo de agua sobre un vertedor sin contracciones se calcula con las siguientes ecuaciones:

$$Q \text{ [pies}^3/\text{s]} = 3.33 * L * H^{1.5}$$

L [pies] = Longitud de vertedor

H [pies] = Carga sobre vertedor

$$Q \text{ [l/s]} = 0.0184 * L * H^{1.5}$$

L [cm] = Longitud de vertedor

H [cm] = Carga sobre vertedor

El flujo de agua sobre un vertedor con contracciones se calcula con las ecuaciones precedentes, substituyendo $(L - 0.1n * H)$ por L; donde n es el número de contracciones, normalmente 2 pero algunas veces 1.

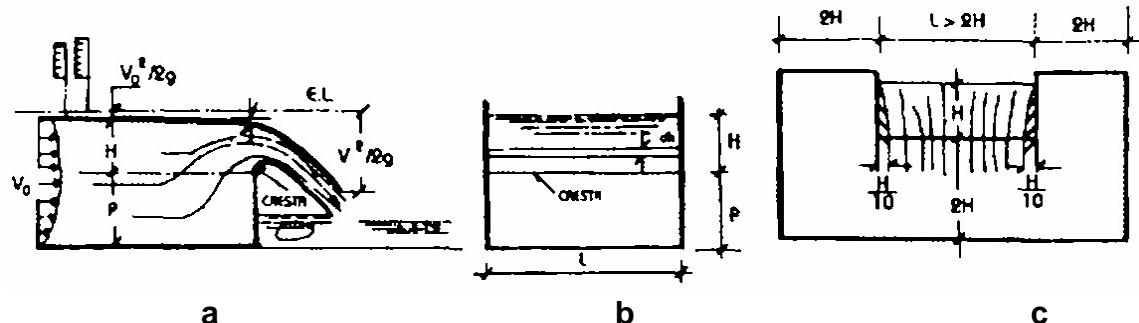


Figura 2.4

Vertedor rectangular:

- (a) Vista Lateral
- (b) Frontal sin contracciones
- (c) Frontal con 2 contracciones y dimensiones mínimas.

GASTO DE AGUA A TRAVES DE VERTEDORES CIOLLETTI Y RECTANGULARES (Gasto en l/s)

Vertedores Rectangulares con Contracciones Ecuación Q = 0.184 \cdot (L-0.2 \cdot H) \cdot H ^{1.5}						
0.50	3.19E-2	6.44E-2	1.29E-1	1.95E-1	2.60E-1	3.25E-1
1.0	8.83E-2	1.80E-1	3.64E-1	5.48E-1	7.32E-1	9.16E-1
1.5	1.59E-1	3.28E-1	6.66E-1	1.00E+0	1.34E+0	1.68E+0
2.0	2.39E-1	5.00E-1	1.02E+0	1.54E+0	2.06E+0	2.58E+0
3.0	4.21E-1	8.99E-1	1.85E+0	2.81E+0	3.77E+0	4.72E+0
4.0	6.18E-1	1.35E+0	2.83E+0	4.30E+0	5.77E+0	7.24E+0
5.0	8.23E-1	1.85E+0	3.91E+0	5.97E+0	8.02E+0	1.01E+1
6.0	1.03E+0	2.38E+0	5.08E+0	7.79E+0	1.05E+1	1.32E+1
7.0	1.23E+0	2.93E+0	6.34E+0	9.75E+0	1.32E+1	1.66E+1
8.0	1.42E+0	3.50E+0	7.66E+0	1.18E+1	1.60E+1	2.02E+1
9.0	1.59E+0	4.07E+0	9.04E+0	1.40E+1	1.90E+1	2.39E+1
10.0	1.75E+0	4.65E+0	1.05E+1	1.63E+1	2.21E+1	2.79E+1

H [cm]	Longitud del Vertedor [cm]					
	5	10	20	30	40	50
Vertedores Cipolletti						
Ecuación: $Q = 0.0186 \cdot L \cdot H^{1.5}$						
0.50	3.29E-2	6.58E-2	1.32E-1	1.97E-1	2.63E-1	3.29E-1
1.0	9.30E-2	1.86E-1	3.72E-1	5.58E-1	7.44E-1	9.30E-1
1.5	1.71E-1	3.42E-1	6.83E-1	1.03E+0	1.37E+0	1.71E+0
2.0	2.63E-1	5.26E-1	1.05E+0	1.58E+0	2.10E+0	2.63E+0
3.0	4.83E-1	9.66E-1	1.93E+0	2.90E+0	3.87E+0	4.83E+0
4.0	7.44E-1	1.49E+0	2.98E+0	4.46E+0	5.95E+0	7.44E+0
5.0	1.04E+0	2.08E+0	4.16E+0	6.24E+0	8.32E+0	1.04E+1
6.0	1.37E+0	2.73E+0	5.47E+0	8.20E+0	1.09E+1	1.37E+1
7.0	1.72E+0	3.44E+0	6.89E+0	1.03E+1	1.38E+1	1.72E+1
8.0	2.10E+0	4.21E+0	8.42E+0	1.26E+1	1.68E+1	2.10E+1
9.0	2.51E+0	5.02E+0	1.00E+1	1.51E+1	2.01E+1	2.51E+1
10.0	2.94E+0	5.88E+0	1.18E+1	1.76E+1	2.35E+1	2.94E+1
Vertedores Rectangulares sin Contracciones						
Ecuación: $Q = 0.0184 \cdot L \cdot H^{1.5}$						
0.50	3.25E-2	6.51E-2	1.30E-1	1.95E-1	2.60E-1	3.25E-1
1.0	9.20E-2	1.84E-1	3.68E-1	5.52E-1	7.36E-1	9.20E-1
1.5	1.69E-1	3.38E-1	6.76E-1	1.01E+0	1.35E+0	1.69E+0
2.0	2.60E-1	5.20E-1	1.04E+0	1.56E+0	2.08E+0	2.60E+0
3.0	4.78E-1	9.56E-1	1.91E+0	2.87E+0	3.82E+0	4.78E+0
4.0	7.36E-1	1.47E+0	2.94E+0	4.42E+0	5.89E+0	7.36E+0
5.0	1.03E+0	2.06E+0	4.11E+0	6.17E+0	8.23E+0	1.03E+1
6.0	1.35E+0	2.70E+0	5.41E+0	8.11E+0	1.08E+1	1.35E+1
7.0	1.70E+0	3.41E+0	6.82E+0	1.02E+1	1.36E+1	1.70E+1
8.0	2.08E+0	4.16E+0	8.33E+0	1.25E+1	1.67E+1	2.08E+1
9.0	2.48E+0	4.97E+0	9.94E+0	1.49E+1	1.99E+1	2.48E+1
10.0	2.91E+0	5.82E+0	1.16E+1	1.75E+1	2.33E+1	2.91E+1

Vertedores triangulares

Estos son vertedores con la abertura en "V", y tienen la ventaja sobre los rectangulares de funcionar muy bien con flujos de agua muy pequeños. El ángulo del vértice es usualmente entre 10° y 90° y muy rara vez mayores a 90° . El flujo de agua sobre el vertedor esta en función del ángulo y la carga sobre el vertedor y es:

$$Q = C \cdot H^{2.5}$$

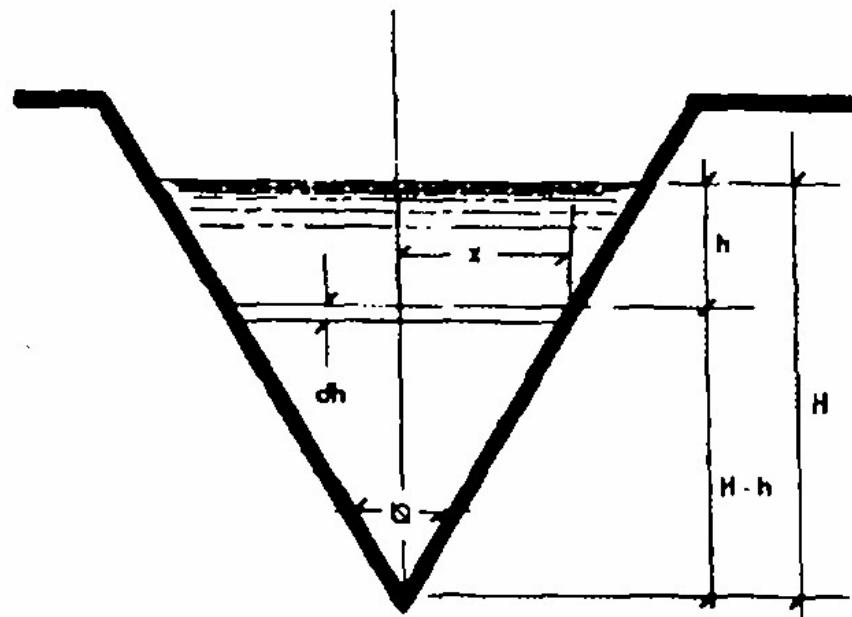
$$C = C_d \cdot 8/15 \cdot (2g)^{1/2} \cdot \tan(\phi/2)$$

ϕ = Ángulo del vértice

H = Carga sobre el vertedor

C_d = Coeficiente de flujo en función del ángulo

El flujo de agua en l/s a través de un vertedor triangular para diferentes ángulos en su vértice se presenta a continuación:



Vertedor Triangular
Vista Frontal

Figura 2.5. Vertedor triangular (Vista frontal)

GASTO DE AGUA A TRAVES DE VERTEDORES EN "V" Gasto EN l/s
Ecuación General: $Q = C * H^{2.5}$

H [cm]	Angulo del Vertedor [°]					
	22.5	30	45	60	90	120
Constantes "C"						
0.50	0.00274	0.00370	0.00572	0.00797	0.01381	302391
1.0	4.84E-4	6.54E-4	1.01E-3	1.41E-3	2.44E-3	4.23E-3
1.5	2.74E-3	3.70E-3	5.72E-3	7.97E-3	1.38E-2	2.39E-2
2.0	7.55E-3	1.02E-2	1.58E-2	2.20E-2	3.81E-2	6.59E-2
3.0	1.55E-2	2.09E-2	3.24E-2	4.51E-2	7.81E-2	1.35E-1
4.0	4.27E-2	5.77E-2	8.92E-2	1.24E-1	2.15E-1	3.73E-1
5.0	8.77E-2	1.18E-1	1.83E-1	2.55E-1	4.42E-1	7.65E-1
6.0	1.53E-1	2.07E-1	3.20E-1	4.46E-1	7.72E-1	1.34E+0
7.0	2.42E-1	3.26E-1	5.04E-1	7.03E-1	1.22E+0	2.11E+0
8.0	3.55E-1	4.80E-1	7.42E-1	1.03E+0	1.79E+0	3.10E+0
9.0	4.96E-1	6.70E-1	1.04E+0	1.44E+0	2.50E+0	4.33E+0
10.0	6.66E-1	8.99E-1	1.39E+0	1.94E+0	3.36E+0	5.81E+0

Nota: El diseño de vertedores proporcionales se encuentra en el punto b.2, Desarenación.

2.2.4. Cribado

La operación de cribado se emplea para remover el material grueso, generalmente flotante, contenido en algunas aguas residuales crudas, que puede obstruir o dañar bombas, tuberías y equipos de las plantas de tratamiento o interferir con la buena operación de los procesos de tratamiento. El cribado puede ser fino, por medio de mallas de alambre, o grueso, por medio de rejillas.

Características de las unidades

Rejillas

Las rejillas consisten en barras metálicas, verticales o inclinadas, espaciadas de 16 a 76 mm (5/8 a 3 pulg) y colocadas en los canales de acceso a las plantas, antes de las estaciones de bombeo. Los sistemas de limpieza de las rejillas pueden ser manuales o automáticos. Las barras pueden ser rectangulares o cuadradas con uno o ambos extremos redondeados. Las características más comunes de rejillas son las que se indican en la siguiente tabla:

Concepto	Tipo de Rejilla	
	Limpieza Manual	Limpieza Mecánica
Espesor de las barras [cm]	.6 a 1.6	.6 a 1.6
Espaciamiento entre barras [cm]	2.5 a 5.1	1.6 a 7.6
Pendiente con la horizontal [°]	30 a 60	0 a 30
Velocidad de llegada del agua [cm / s]	30 a 60	60 a 90
Pérdida permisible de carga en las rejillas [cm]	15	15
Profundidad útil del canal [cm]	30	30

Mallas

Las mallas pueden colocarse en marcos fijos o en tambores rotatorios. El agua fluye a través de la malla y los sólidos son retenidos en ella. Las mallas pueden ser de acero inoxidable, plástico o fibra de vidrio reforzada. Las mallas son frecuentemente utilizadas después de las rejillas, para disminuir la carga contaminante a los procesos subsecuentes de tratamiento; las eficiencias de remoción de contaminantes varían de 5 a 20% para DBO y de 5 a 25% para sólidos suspendidos. En el caso de mallas en marcos fijos, el agua desciende por gravedad sobre la superficie de una malla inclinada, frecuentemente con pendiente variable (mayor pendiente en la parte superior y menor pendiente en la parte inferior), el agua pasa a través de la malla y los sólidos se recogen en la parte inferior del marco. Algunas características de este proceso son indicadas a continuación.

Parámetro	Marcos Fijos	Tambores Rotatorios
Apertura de la malla [mm]	.25 a 1.5	.25 a 1.5
Carga hidráulica requerida [m]	1.2 a 2.1	.75 a 1.40
Requerimientos de energía [Kwh/100m ³]	-----	0.7

Criterios de diseño

Los sistemas de cribado son diseñados en función de los gastos picos de la planta. El número de barras en el canal se define en función del espaciamiento entre barras y el ancho de las barras. El espaciamiento entre barras, como se mencionó en la tabla antes del anterior, varía entre 2.5 y 5.1 cm, para rejillas de limpieza manual y 1.6 a 7.6 cm para rejillas de limpieza automática. En aguas residuales municipales se recomienda una separación de 2.5 cm y un ancho de barras de 0.8 cm.

La pérdida de carga (en cm), en rejillas limpias, puede ser estimada con la siguiente ecuación:

$$h = \beta * (W/b)^{4/3} * \frac{v^2 * \operatorname{sen}^2 \phi}{2 * g}$$

siendo:

B = Factor de forma de las barras,
= 2.42 para barras rectangulares,
= 1.83 para barras circulares al frente y rectangulares atrás,
= 1.79 para barras circulares,
= 1.67 para barras rectangulares con frente y parte posterior circular,
= 0.76 para barras rectangulares con frente circular y combada en su parte posterior para terminar en forma de gota.

W = Ancho máximo de las barras [cm],
b = Claro libre mínimo entre barras [cm],
v = Velocidad de llegada del agua [cm/s],
φ = Ángulo, respecto a la horizontal, de las barras,
g = Aceleración de la gravedad [cm/s²].

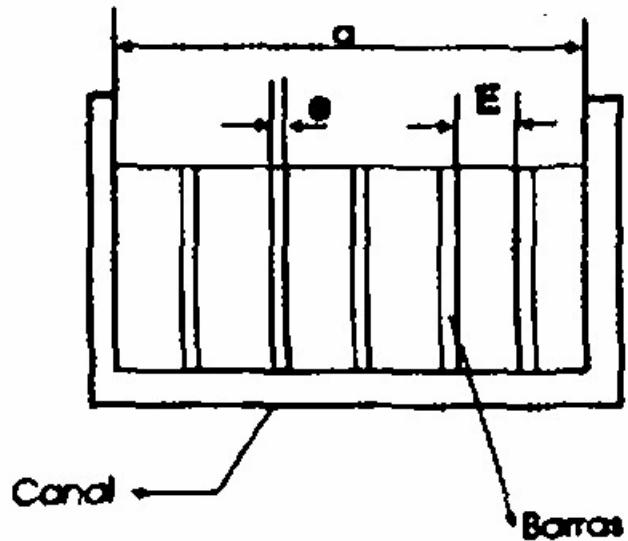
Las características de un sistema de cribado de rejillas son las señaladas en la tabla de características de las rejillas.

Generación de residuos

En aguas residuales municipales el volumen de sólidos retenidos en las unidades de rejillas puede variar de 4 a 40 litros por cada 1,000 metros cúbicos de agua residual.

En mallas, la retención de sólidos puede variar de 200 a 400 litros por cada 1,000 metros cúbicos de agua residual.

Los residuos recolectados pueden ser enterrados en rellenos sanitarios, incinerados o molidos y digeridos biológicamente.



$$N = n - 1$$

$$N = (a - e) / (E + e)$$

Donde:

N = número de barras

n = número de espacios entre barras

a = ancho del canal

E = espacio entre barras

e = espesor de barra

Figura 2.6

Otras características

Impacto Ambiental. Pueden producirse olores desagradables si los residuos no son prontamente eliminados.

Requerimientos de Energía. Solo en los sistemas mecanizados; requerimientos mínimos de energía.

Confiabilidad. Procesos altamente confiables, poco expuestos a fallas de operación.

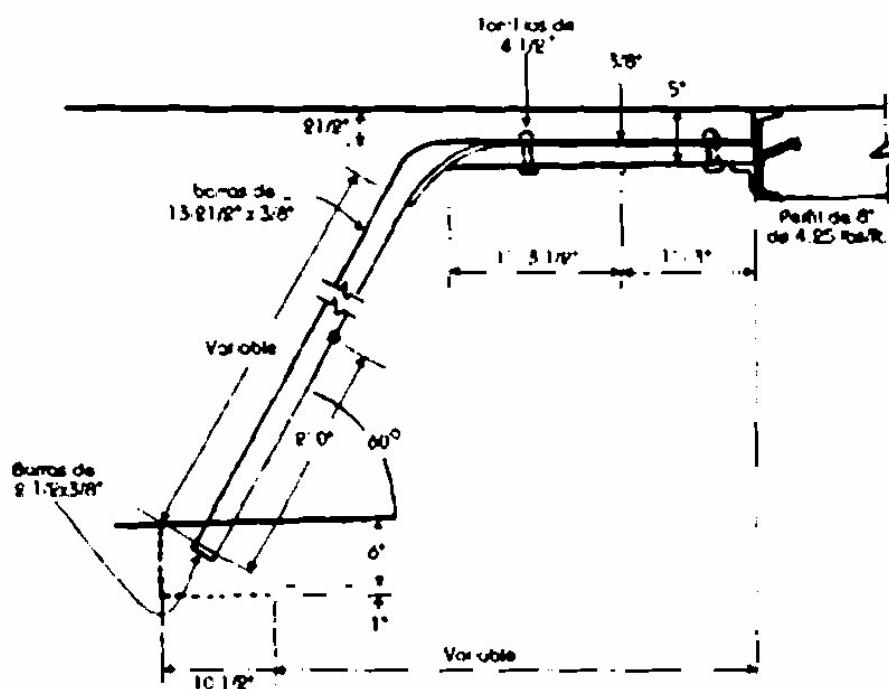
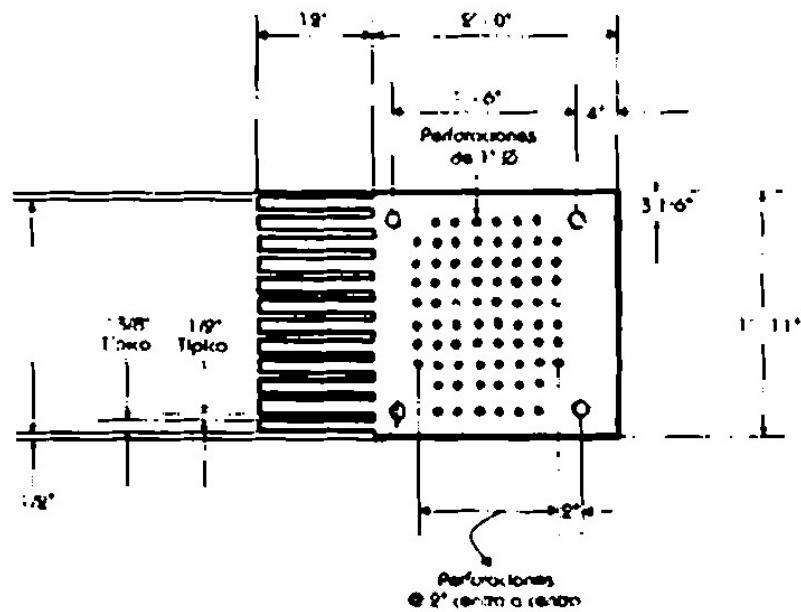


Figura 2.7

Requerimientos de mano de obra calificada. Mínimos.

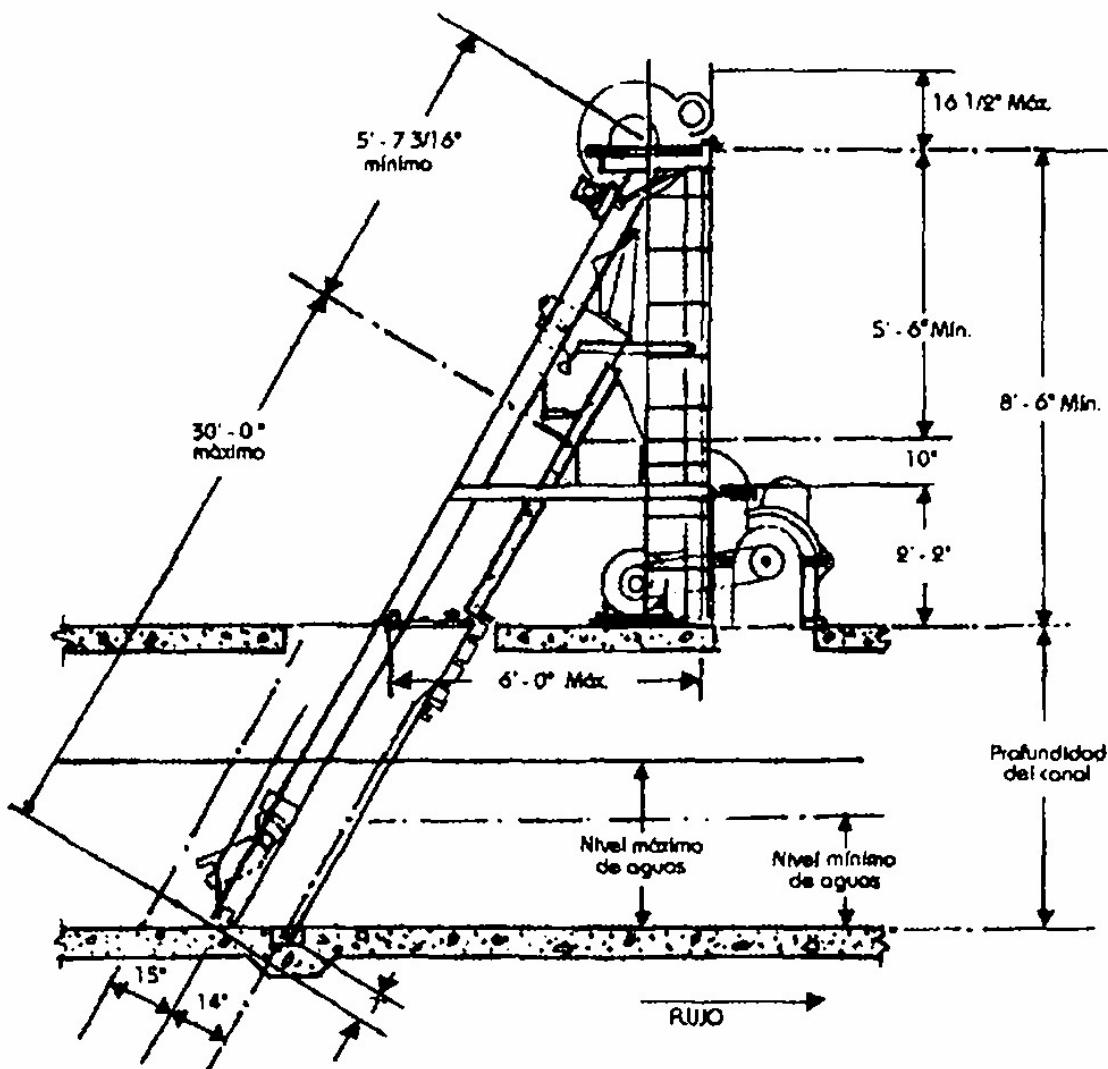


Figura 2.8. Esquema de un sistema de cribado de barras con limpieza mecánica.

2.2.5. Desarenación

La desatención es una operación unitaria que se emplea para remover gravillas, arenas, cenizas y otros materiales inorgánicos presentes en las aguas residuales municipales que pueden causar abrasión o desgaste excesivo en los equipos mecánicos de una planta de tratamiento. La desarenación se ubica generalmente después del cribado y antes de la sedimentación primaria.

Con esta operación se busca remover el 100 % de las partículas inorgánicas (densidad = 2.65 g/cm^3) de un tamaño igual o mayor a 0.21 mm (malla # 65) y dejar en suspensión el material orgánico. Para lograr esta remoción es necesario conservar la velocidad del agua, entre 25 y 38 cm/s. La sedimentación gravitacional de las partículas es del tipo discreto (cada partícula se sedimenta independientemente, sin presentarse fenómenos de floculación de partículas). La

eficiencia de remoción de partículas de tamaño inferior al tamaño de diseño es directamente proporcional a la relación de su velocidad de sedimentación con la velocidad de sedimentación de diseño.

Características de las unidades

Las cámaras de desarenación pueden ser de flujo horizontal con deposición simple por gravedad de las partículas en el fondo del canal o pueden ser aereadas con flujo en espiral. En ambos casos, para la concentración de las arenas sedimentadas se recomienda el empleo de rastras mecánicas. Los desarenadores aereados producen un sedimento más limpio y fácil de manejar que los desarenadores de flujo horizontal. Otra ventaja de los desarenadores aereados es que regulando la dosis de aire alimentado se pueden ajustar las condiciones de operación de la unidad en función de la proporción de sólidos inorgánicos y orgánicos que contenga el agua residual.

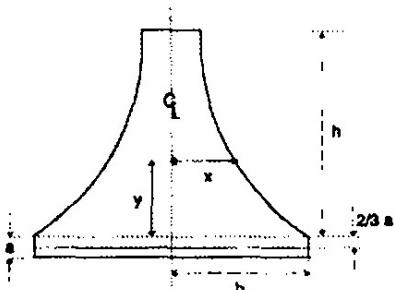
Criterios de diseño

Para los desarenadores de flujo horizontal el criterio básico de diseño es la velocidad de sedimentación de las partículas y sus requerimientos de área por unidad de gasto, como se muestra en la siguiente tabla para partículas con una densidad de 2.65 g/cm³.

Tamaño de Partícula		Velocidad de Sedimentación		Área Requerida
No. de Malla	Tamaño [mm]	[cm / s]	(l/s)/m ²	m ² /(l/s)
18	.833	7.47	74.7	.013
20	.595	5.34	53.4	.019
35	.417	3.76	37.6	.027
48	.295	2.64	26.4	.038
65	.208	1.88	18.8	.053
100	.147	1.32	13.2	.076
150	.105	.92	9.2	.109

En los desarenadores de flujo horizontal es necesario mantener una velocidad horizontal constante. Para conservar esta velocidad, con gastos variables, se recomienda el uso de vertedores proporcionales en la descarga. La cresta del vertedor deberá estar de 10 a 30 cm por encima del fondo del canal para evitar el arrastre de sólidos.

La geometría, dimensiones y características de los vertedores proporcionales son las que se indican a continuación:



VERTEDOR PROPORCIONAL

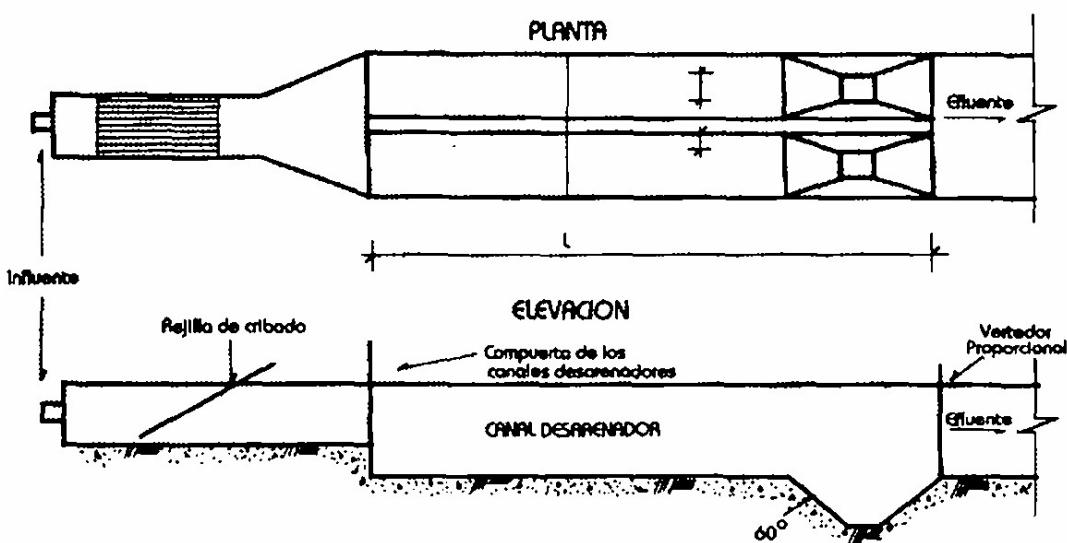


Figura 2.9. Características geométricas y gasto a través de un vertedor proporcional

Para los desarenadores aereados los criterios de diseño son los siguientes:

Suministro de aire:	280 l/m de canal
Localización de difusores de aire:	en un lado del canal,
Velocidad superficial:	a 75 cm del fondo
Velocidad en el fondo:	45 a 60 cm/s
Tiempo de retención hidráulica:	30 a 45 cm/s
Remoción de arenas:	2 a 3 minutos
transportadoras	bandas
Profundidad útil recomendada:	o bombas de aire 1.2 m

Ecuaciones: $x = b * (1 - 2 * 8 * \arctan(y/a)^{0.5} / l)$
 $Q = b * (2 * a * g)^{0.5} * (h + 2 * a / 3)$

a[cm]= 3 b[cm]= 10		3 20		3 40		3 60		3 80	
y [cm]	x [cm]	y [cm]	x [cm]	y [cm]	x [cm]	y [cm]	x [cm]	y [cm]	x [cm]
1	8.0	1	15.9	1	31.8	1	47.7	2	50.1
2	6.3	2	12.5	2	25.0	2	37.5	4	32.8
4	4.1	4	8.2	4	16.4	4	24.6	8	18.3
6	3.0	6	5.9	6	11.8	8	13.7	15	10.1
8	2.3	8	4.6	8	9.1	10	11.1	20	7.6
10	1.9	10	3.7	10	7.4	20	5.7	40	3.8
12	1.6	15	2.5	20	3.8	40	2.9	60	2.5
14	1.3	20	1.9	30	2.5	60	1.9	80	1.9
16	1.2	25	1.5	40	1.9	80	1.4	100	1.5
18	1.1	30	1.3	60	1.3	100	1.1	120	1.3
20	.9	40	1.0	80	1.0	120	1.0	160	1.0
1	2	1	5	1	9	1	14	2	25
2	3	2	6	2	12	2	18	4	37
4	5	4	9	4	18	4	28	8	61
6	6	6	12	6	25	8	46	15	104
8	8	8	15	8	31	10	55	20	135
10	9	10	18	10	37	20	101	40	258
12	11	15	26	20	68	40	193	60	381
14	12	20	34	30	98	60	285	80	503
16	14	25	41	40	129	80	377	100	626
18	15	30	49	60	190	100	470	120	749
20	17	40	64	80	252	120	562	160	994

Generación de residuos

El volumen de arenas removido para aguas domésticas varía de 7.5 a 90 litros por cada 1,000 metros cúbicos de agua.

Otras características

Impacto Ambiental. Pueden producirse olores desagradables si las arenas no son prontamente removidas.

Requerimientos de Energía. Mínimos.

Confiabilidad. Procesos confiables poco expuestos a fallas de operación.

Requerimientos de mano de obra calificada. Mínimos.

2.2.6. Remoción de grasas y aceites

La remoción de grasas y aceites se puede llevar a cabo en tanques desnatadores o tanques de preaereación.

Tanques Desnatadores

Un tanque desnatador es una unidad construida de tal manera que el material flotante se remueve, y el agua fluye constantemente hacia fuera de la unidad por debajo de una cortina. Esto se puede lograr en un tanque individual o como combinación del sistema de sedimentación primaria, dependiendo del proceso y naturaleza del agua residual. La mayoría de los tanques desnatadores son de forma rectangular y tienen un tiempo de retención de 1 a 15 min. La salida del agua residual, la cual se encuentra sumergida, se localiza en el lado opuesto del influente a una elevación menor para mejorar la flotación de las grasas y aceites y/o sustancias flotantes. El uso de tanques con dos compartimentos en serie mejora la eficiencia de remoción de grasas y aceites.

Preaereación

Los objetivos de la aereación antes de la sedimentación primaria son: mejorar la tratabilidad; separar las grasas y aceites, controlar los olores, remover las arenas y mejorar la floculación; promover una distribución uniforme de los sólidos flotantes y suspendidos en las unidades de tratamiento; e, incrementar la remoción de DBO. Períodos cortos de preaereación de 3 a 5 min., no mejoran materialmente la remoción de DBO o de grasas y aceites.

CRITERIOS DE DISEÑO

Parámetro	Dimensión
TANQUES DESNATADORES	
Diámetro teórico de la gota de aceite [cm]	> 0.015
Carga hidráulica superficial [l/s-m ²]	0.25 – 1.00
Tanques rectangulares [gpm/pie ²]	0.40 – 1.60
Carga hidráulica superficial [l/s-m ²]	1.40 – 4.20
Tanques circulares [gpm/pie ²]	210 – 6.20
Velocidad de flujo a través del tanque [m/h] [pies/min]	18 – 55 1 – 3
Ancho del Tanque [m] [pies]	2 – 6 6.7 – 20
Tirante de agua [m] [pies]	1.0 – 2.5 3.3 – 8.3
Tiempo de retención [min]	1 – 15
Parámetro	Dimensión
PREAEREACIÓN	
Tiempo de retención a flujo medio [min]	10 – 15
Tirante de agua [m] [pies]	4.6 15
Requerimientos de aire [m ³ /h/m ³ de agua] [pies ³ /h/gal de agua]	0.5 - 2.0 .005 – 0.02

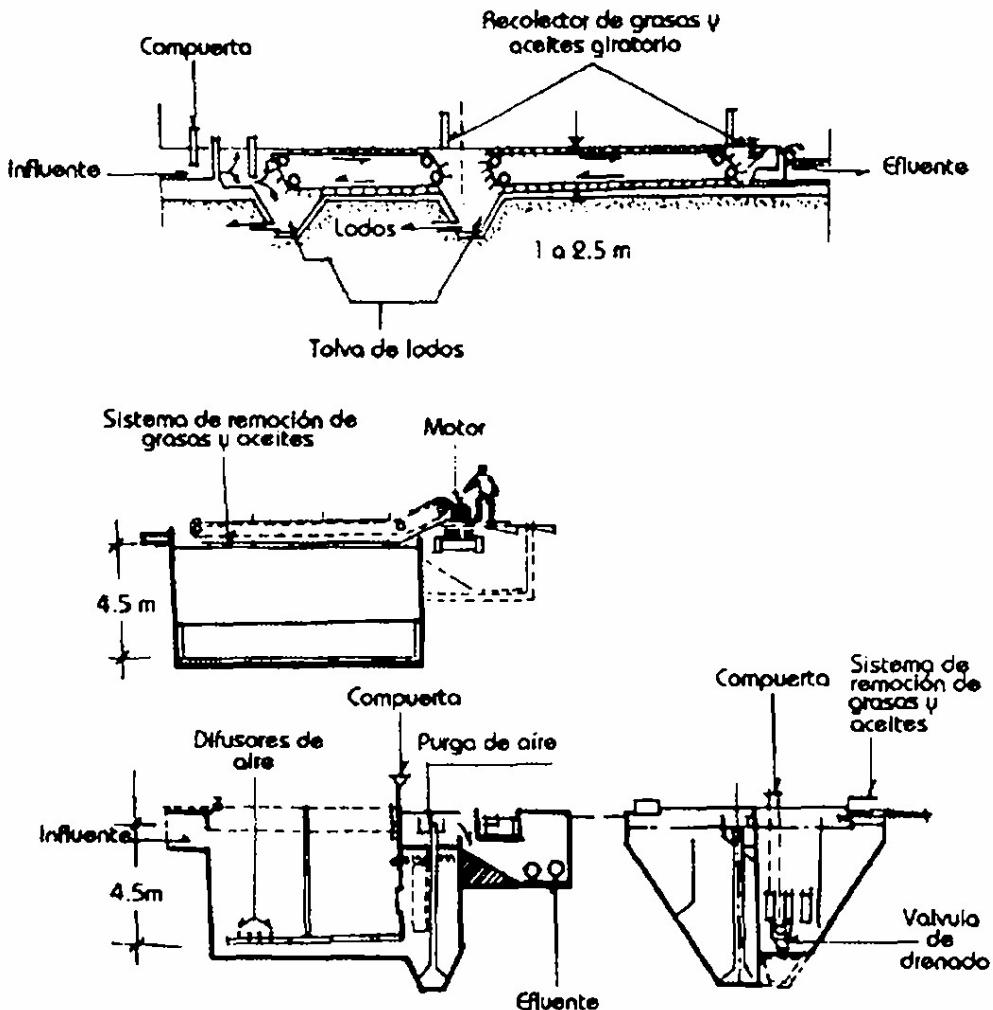


Figura 2.10.

2.2.7. Homogenización

Los flujos de agua a una planta de tratamiento están sujetos a fluctuaciones temporales, tanto en cantidad como en calidad. La mayoría de las plantas de tratamiento son muy sensibles a este tipo de fluctuaciones. Un tanque de homogenización tiene como objeto balancear los extremos referentes a las fluctuaciones de calidad, en tanto que las variaciones de flujo requieren de una unidad de regulación; ambas unidades permiten un tiempo de contacto normal en la planta de tratamiento. Los tanques de homogenización se diseñan como tanques en línea de las unidades de tratamiento, o como tanques al lado de la línea de tratamiento. En el primer caso, el tanque recibe el agua residual directamente del sistema de colección, y la descarga del tanque a la planta de tratamiento se mantiene esencialmente la misma (flujo constante). En el segundo caso, el volumen en exceso al flujo medio es enviado al tanque de homogenización y, cuando el caudal del influente es menor al flujo medio, el tanque de homogenización descarga la cantidad necesaria para mantener el flujo medio constantemente. Los tanques se

dimensionan para recibir los flujos pico y descarga a flujo constante. Normalmente se requiere de aereación en los tanques de homogenización, esto con el fin de mantener una mezcla del agua residual y condiciones aeróbicas en los tanques.

Criterios de diseño

El diseño de los tanques de homogenización depende altamente de las condiciones específicas del lugar y del tipo y magnitud de las fluctuaciones del flujo del influente y de la configuración de la planta. Los tanques deben de ser localizados aguas abajo del proceso de desarenación. La mezcla mecánica debe ser de 20 a 40 Hp/Mgal de agua almacenada. La aereación es de 1.25 a 2 pies³/min/1,000 gal de agua almacenada.

Eficiencias del proceso

Los tanques de homogenización se diseñan fácilmente para lograr sus objetivos. El uso de la aereación en combinación con los tiempos de retención, relativamente largos en las unidades, pueden producir una reducción en la DB05 de 10 a 20 porciento.

Otras características

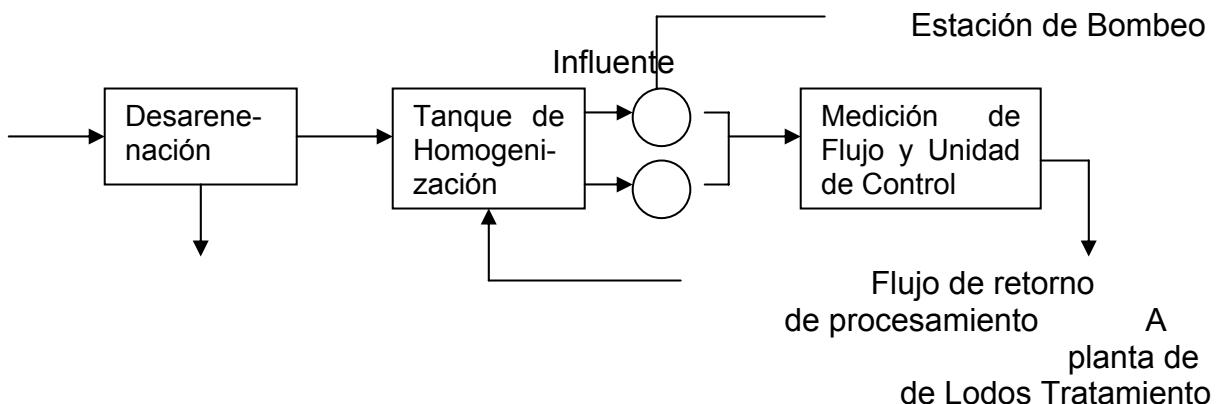
Impacto Ambiental: este sistema puede requerir de grandes extensiones de área. El impacto en la calidad del aire y los niveles de ruido son mínimos. Puede generar algo de lodos, lo que puede requerir manejo y disposición.

Confiabilidad del Proceso: Las unidades son de gran confiabilidad y su uso incrementa la confiabilidad de los procesos de tratamiento que los proceden.

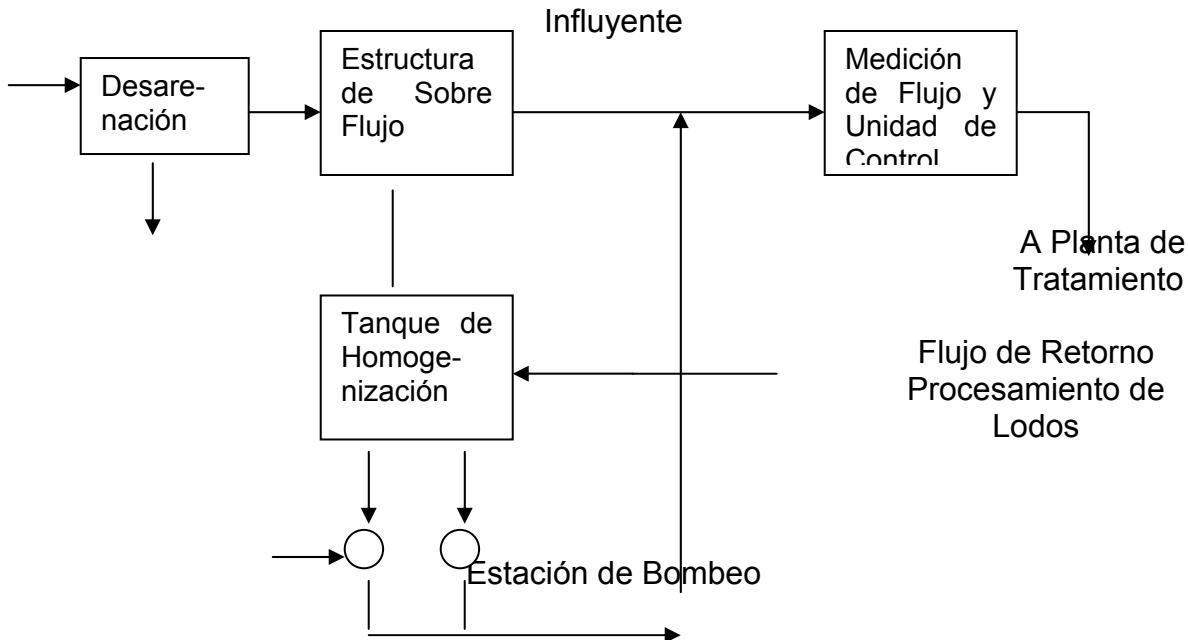
Requerimientos de Energía: La energía requerida puede ser aproximada con el uso de la siguiente expresión; suponiendo una eficiencia de bombeo del 60 porciento:

$$\text{kWh/año} = 1,900 \text{ " Mgal/d " (Carga en pies)}$$

Diagrama de Flujo:



HOMOGENIZACIÓN AL LADO



2.2.8. Sedimentación primaria tanques circulares

La sedimentación es una operación que se emplea para remover las partículas en suspensión más pesadas que el agua. Esta operación es la más ampliamente usada en el tratamiento de aguas residuales. En la ingeniería sanitaria se distinguen cuatro categorías de sedimentación:

1. Sedimentación Discreta; tal como ocurre en un tanque desarrenador. Las partículas se sedimentan independientes unas de otras, conservando su identidad durante el proceso de sedimentación. La eficiencia del proceso está en función de la carga hidráulica por unidad de superficie (CHS).
2. Sedimentación Floculante ocurre en los tanques de sedimentación primaria y se caracteriza porque durante su descenso las partículas se adhieren entre sí, modificando su tamaño, forma y densidad. La eficiencia del proceso es función de la CHS y del tiempo de retención (t) que, para una cierta CHS, es función lineal de la profundidad del tanque.
3. Sedimentación por Zonas; ocurre en la sedimentación de lodos biológicos. Se caracteriza porque los sólidos se adhieren entre sí en las capas superficiales del tanque y descienden en forma de manto, formando una clara interfase agua-lodos. La eficiencia del proceso es función de la CHS, el t y la carga de sólidos por unidad de superficie (CSS).
4. Compresión; en este caso la carga de sólidos es tan grande que las partículas descansan unas encima de las otras y la sedimentación depende de la

compresión de las capas inferiores. Este proceso tiene lugar en los tanques de espesamiento de lodos.

Descripción del proceso

La sedimentación primaria se utiliza para la remoción de sólidos sedimentables (orgánicos e inorgánicos) presentes en las aguas. Generalmente, se emplea antes de los procesos biológicos de tratamiento, para disminuir la carga de contaminantes a los procesos subsecuentes.

Los tanques circulares se alimentan por el centro, generalmente a la mitad de la altura efectiva del tanque. Las alturas totales de los tanques varían entre 3 y 4.5 m. El fondo, provisto de rastras para la concentración de los lodos en una tolva central, deberá tener una pendiente del 8%. Este tanque tiene un sistema para la recolección de material flotante. Un problema (grave, pero de fácil solución) que frecuentemente presentan los tanques de sedimentación circulares es la desnivelación de los vertedores periféricos para la colección del agua clarificada. Este fenómeno se debe a los asentamientos diferenciales que con frecuencia ocurren en las estructuras. Ligeros asentamientos diferenciales ocasionan que la carga hidráulica sobre los vertedores en un extremo del tanque sea mayor que en el extremo opuesto, lo cual distorsiona substancialmente el patrón hidráulico de funcionamiento de las estructuras, causando cortos circuitos hidráulicos, reduciendo el tiempo real de retención hidráulica y disminuyendo la eficiencia del proceso. La solución de este problema se logra con placas vertedoras ajustables, que puedan absorber los asentamientos diferenciales. Los efectos del viento pueden también afectar el funcionamiento hidráulico de los sedimentadores circulares al elevar el nivel del agua sobre un extremo del tanque; por ésta y otras razones, se recomienda que el diámetro de los sedimentadores no exceda de 60 m. En términos generales, la eficiencia de los sedimentadores circulares se incrementa al disminuir la velocidad media del agua por su flujo radial, sin embargo, por su geometría, los sedimentadores circulares requieren de más terreno que los sedimentadores rectangulares.

Criterios de diseño

Existe una amplia experiencia sobre el funcionamiento del proceso de sedimentación en plantas de tratamiento. Criterios de diseño propuestos por instituciones gubernamentales y privadas se resumen en la siguiente tabla:

Carga Hidráulica Superficial	[l/s-m ²]	[gpd/pie ²]
Aguas residuales crudas	.28 a .57	600 a 1,200
Aguas con flóculos de aluminio	.17 a .28	360 a 600
Aguas con flóculos de hierro	.25 a .38	540 a 800
Aguas con flóculos de cal	.25 a .57	540 a 1,200
Tiempo de retención [h]		1.5 a 3.0
Profundidad efectiva [m]		2.0 a 3.5
Carga hidráulica sobre los vertedores [l/s-m]		1.44 a 4.31
Velocidad de los extremos de las rastras [cm/s]		5.1 a 7.6
Pérdida total de carga hidráulica [m]		.6 a .9
Generación de lodos [%]		.25 a 2
Concentración de lodos [%]		3 a 6
Densidad relativa de los lodos		1.02 a 1.07

Eficiencias del proceso

La eficiencia de remoción en los sedimentadores circulares varía de 50 a 65% para sólidos sedimentables y de 25 a 35% para DBO. En aguas residuales de origen doméstico, la relación empírica entre eficiencias de remoción de sólidos y CHS se indica a continuación:

CHS [l/s-m ²]	.20	.30	.40	.50	.60
Eficiencia [%]	71	66	61	56	51

Consumo de energía

El consumo de energía en el proceso de sedimentación puede ser estimado con las siguientes ecuaciones:

- a.- Para una superficie total (S) menor a 155 m²: 7,500 Kw-h
- b.- Para una S de 155 a 1,550 m² : Energía = 3,241 * área^{0.1663}
- c.- Para una S mayor de 1,550 m²: Energía = 152.9 * área^{0.5818}

Algunos resultados de la aplicación de estas ecuaciones se muestran a continuación:

Área Total Sedimentadores m ²	Consumo de Energía Kw – h
100	7,500
200	7,882
500	9,109
1,000	10,222
1,500	10,935
2,000	12,733
2,500	14,498
3,500	17,634

Otras características

Impacto Ambiental: La presencia de material flotante en los sedimentadores puede causar problemas de olores. Los lodos producto del proceso deben ser manejados de acuerdo con las prácticas establecidas en la ingeniería sanitaria, para evitar problemas de olores, de salud pública y de degradación ambiental.

Confiabilidad del Proceso: En general buena, un aspecto que es necesario controlar es el de prevenir obstrucciones por materiales extraños en el sistema de recolección de lodos. Los sistemas mecánicos de rastras requieren de mantenimiento preventivo rutinario.

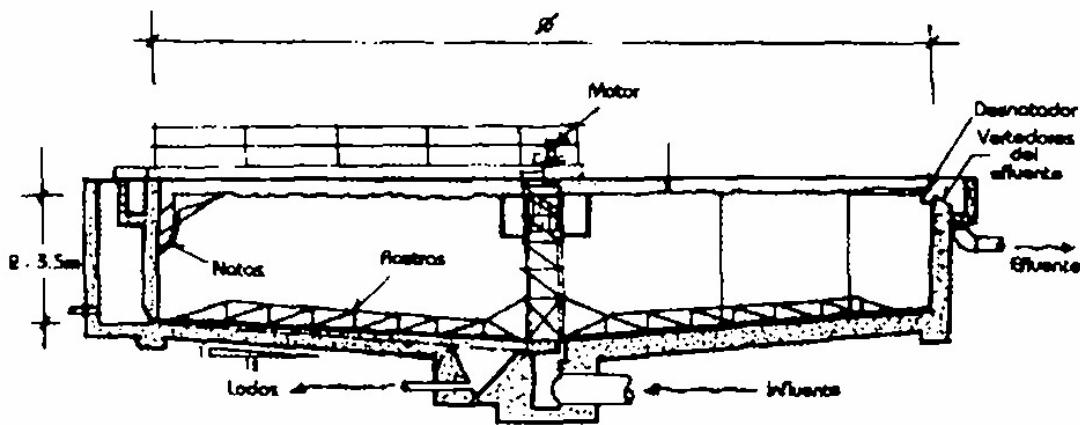


Figura 2.11.

2.2.9. Sedimentación primaria tanques rectangulares

Los principios generales del proceso de sedimentación fueron presentados en la Ficha No. C.1 (Sedimentación Primaria, Tanques Circulares). En los tanques rectangulares el influente es distribuido a la entrada de la unidad por medio de bafles verticales o vertedores sumergidos; el objetivo de estas estructuras es lograr una mejor distribución del influente a lo ancho de la unidad. El efluente se recolecta por medio de vertedores triangulares colocados en canaletas, frecuentemente en forma de peine o de dedos que se extienden de la pared final del tanque hasta un 20% de la longitud del mismo. En algunos casos se emplean bafles verticales antes de las canaletas recolectoras para evitar contracorrientes superficiales. Una ventaja de estos tanques es que su geometría permite un mejor aprovechamiento del terreno y una limitante es que las rastras de tracción transversal, empleadas en los tanques rectangulares, son más proclives a fallas mecánicas y estructurales que las rastras de los tanques circulares. En algunas ocasiones se han empleado tanques cuadrados con alimentación central, similares hidráulicamente en su funcionamiento a los tanques circulares, sin embargo, su práctica no se ha extendido entre otras razones por que su sistema de rastras tiende a tener más problemas que los de los tanques circulares o rectangulares y, dado que la longitud de canaletas perimetrales recolectoras por unidad de arco radial es mayor en las esquinas que en las partes

centrales de los muros rectos, los lodos tienden a acumularse en las esquinas del fondo del tanque.

Criterios de diseño

Los sedimentadores rectangulares primarios se diseñan con una profundidad de 2 a 3.5 m. La relación largo-ancho es de 1.5:1 a 15:1. El largo mínimo recomendado es de 3 m. La velocidad mínima del agua en los canales de alimentación al sedimentador se recomienda de 30 cm/s. Para lograr una mejor distribución del agua en la entrada al sedimentador se recomienda que la pérdida de energía del agua a su paso por los orificios de entrada sea al menos 4 veces mayor que la energía cinética⁽¹⁾ del agua en el canal de alimentación. En sedimentadores rectangulares, con relaciones largo: ancho y longitudes acordes con las normas antes mencionadas, la carga hidráulica sobre los vertedores de recolección del efluente no afecta la eficiencia del proceso; cuando, esta carga es del orden de 85 a 520 m³/día-m.

El piso del sedimentador debe tener una pendiente de 1% hacia las tolvas de recolección de lodos.

$$(1) \text{ Energía Cinética} = w * (u^2 / ag)$$

w = Peso del fluido

u = Velocidad media del fluido

g = Constante gravitacional

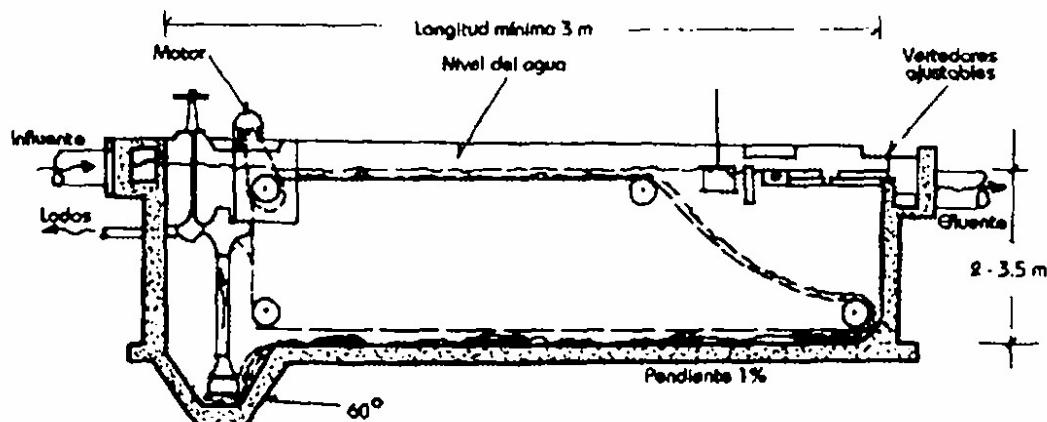


Figura 2.12.

2.2.10. Infiltración rápida

En el proceso de infiltración rápida el agua residual se aplica directamente sobre terrenos permeables y profundos, generalmente arenosos o arenoso-limosos. Lo más común es la aplicación del agua en estanques de infiltración, en algunos casos se ha aplicado por medio de aspersores. En su flujo a través del medio, los contaminantes presentes en el agua son adsorbidos o degradados biológicamente. El agua tratada se recoge por medio de drenes subterráneos conectados a un múltiple cerrado o a

canales a cielo abierto. El proceso de infiltración rápida también se emplea sin sistemas de drenado subterráneo, en cuyo caso el agua tratada se infiltra al acuífero.

El agua es aplicada a los estanques en forma intermitente; el período de aplicación depende de las características del suelo y de la tasa de aplicación, pudiendo variar de pocas horas a varias semanas. En los períodos en que no se aplica el agua, se deja drenar el suelo para permitir la entrada de aire al medio. En la figura siguiente se ilustra el régimen hidráulico de funcionamiento de un estanque de infiltración:



Figura 2.13.

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

Aplicaciones del proceso

Con un mayor o menor grado de tecnificación, el proceso de aplicación de aguas residuales al suelo se ha utilizado ampliamente en muchas regiones del mundo, desde hace más de cien años. Cuando los terrenos disponibles tienen la extensión y características convenientes, la infiltración rápida de aguas residuales sobre el suelo es uno de los procesos más económicos, confiables y eficientes para tratar las aguas residuales. El efluente producido, generalmente de excelente calidad, puede ser reutilizado en numerosos usos, incluyendo los agrícolas, industriales, municipales y en recarga de acuíferos.

Eficiencia del proceso

El efluente de un buen sistema de infiltración rápida puede llegar a tener una calidad comparable a la calidad de una fuente de agua potable. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 95 a 99%
- Nitrógeno total Kjeldhal: 25 a 90% (convertido biológicamente a nitratos y nitratos)
- Fósforo total: 0 a 90% (dependiendo de la capacidad adsorbsiva del suelo)
- Colifomes fecales 99.9 a más de 99.99 %

Criterios de diseño

Carga hidráulica media: 0.02 a 0.30 m³/dia-m², dependiendo de las características del suelo, equivalentes a requerimientos de terreno de 288 a 4,320 m² por cada l/s de gasto medio.

Carga orgánica: 2.2 a 11.2g DBO/día-m²; para aguas residuales de origen municipal; esta limitación de carga orgánica reduce en la práctica el ámbito de aplicación de carga hidráulica a un rango de 0.02 a 0.08 m³/día-m², equivalentes a requerimientos de área de 1,080 a 4,320 m² por cada l/s de gasto medio. En el caso de efluentes secundarios, la restricción de carga orgánica resulta en requerimientos de terreno de 200 a 400 m² por cada l/s de gasto medio.

- Períodos de aplicación de agua: 9 horas a 2 semanas.
- Periodos de drenado: 15 horas a dos semanas.
- Número mínimo de estanques de infiltración: 2
- Altura de bordos: 1.2 m
- Profundidad de drenes subterráneos: 1.8m ó más

En al siguiente tabla se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente.

Otras características

Impacto Ambiental: Riesgo potencial de contaminación de acuíferos por la presencia de nitratos producto de la biooxidación del NTK, y por metales pesados; en el caso de estos últimos los riesgos de contaminación de acuíferos dependen de la profundidad del acuífero, la concentración original de los metales pesados en las aguas residuales y de la capacidad adsorbsiva y el pH del suelo.

Características del proceso y calidad del efluente

Forma de disposición del agua.	Superficial, por anegamiento del suelo
Tasa anual de aplicación [m/año]	6 a 171
Requerimientos de área [m ² por l/s]	185 a 5,174
Tasa semanal de aplicación [cm/sem]	10 a 305
Pretratamientos mínimos recomendados	Sedimentación primaria
Destino final del agua tratada	Recuperación con drenes o percolación al acuífero
Necesidades de cubierta vegetal	Opcional
Pendiente del suelo	No crítica, pendientes muy grandes requieren más movimiento de tierras para construcción de bordos.
Permeabilidad del suelo	Alta (arenas o limos arenosos)
Profundidad del manto freático	Mínima: 3m, menores profundidades son aceptables si se cuenta con drenes subterráneos
Calidad del efluente:	Percolación de efluente primario o secundario a través de 4.5 m de suelo.
DBO [mg/l]	Promedio:2 Máxima: 5
SST [mg/l]	Promedio:2 Máxima: 5
N-NH ₃ [mg/l]	Promedio:0.5 Máxima: 2
NTK [mg/l]	Promedio:10 Máxima: 20
P [mg/l]	Promedio:1 Máxima:

A continuación se ilustran esquemas de infiltración rápida:

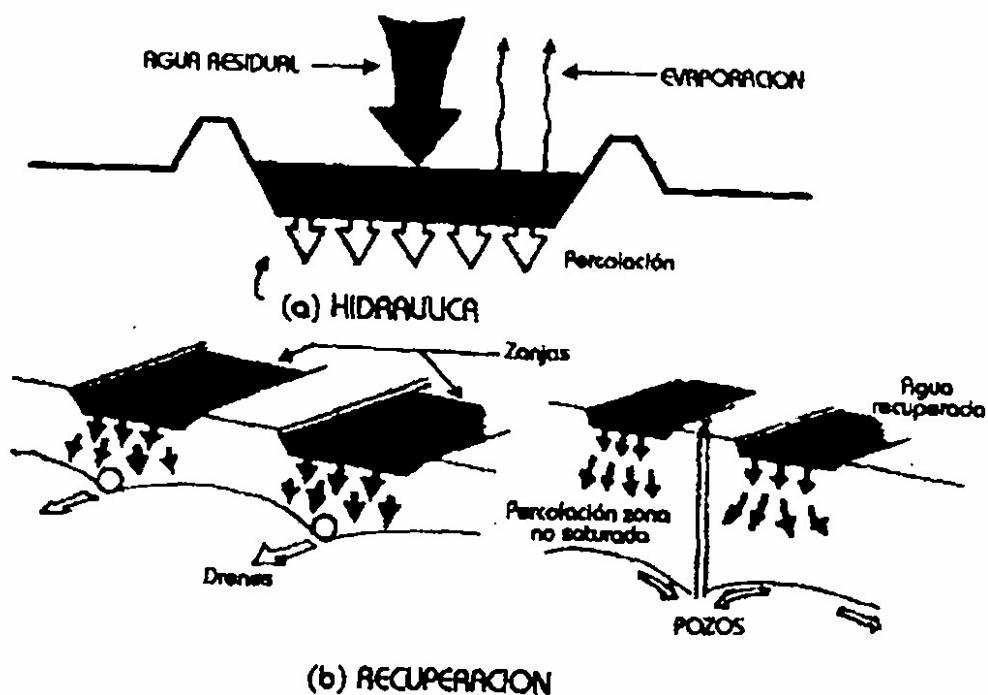


Figura 2.14



Figura 2.15.

2.2.11. Infiltración lenta

En el proceso de infiltración lenta el agua se aplica sobre suelos con cultivos vegetales y con permeabilidad de baja a moderada, generalmente suelos limosos o limo-arenosos. El procedimiento más común de aplicación del agua es por aspersión y, ocasionalmente, por escorrentamiento superficial; el método de aplicación más eficiente es el de aspersión por dar como resultado una distribución más uniforme del agua en el suelo, independientemente de la topografía del terreno.

El agua tratada puede ser recolectada con drenes subterráneos, captada en un canal o canaleta, o percolarse al subsuelo. En la superficie del suelo se propician crecimientos de una cubierta vegetal que ayuda a mejorar la eficiencia del tratamiento. Los procesos que contribuyen al tratamiento del agua son: (a) filtración simple a través del medio, (b) precipitación química, (c) adsorción química, (d) intercambio iónico, (e) oxidación biológica y (f) absorción de nutrientes por la vegetación.

Algunos de los factores que deben ser considerados en la selección de los cultivos que se siembran en el terreno son los siguientes:

- Adaptabilidad del cultivo a las condiciones de clima y suelos.
- Uso consuntivo del agua y tolerancia de los cultivos a la presencia de contaminantes en el agua.
- Absorción de nutrientes por las plantas.
- Valor económico del cultivo.
- Regulaciones de salud pública.
- Duración de la temporada de crecimiento del cultivo.

Los pretratamientos más comunes del agua son: cribado, desarenación y sedimentación primaria; el control de patógenos en el agua puede ser también

necesario, en función de los cultivos irrigados y de las prácticas suidas en las operaciones de riego y cosecha.

APLICACIONES DEL PROCESO

El proceso de infiltración lenta es, de todos los métodos de aplicación de agua al suelo, el que produce el efluente de mejor calidad. Otras ventajas del método son la recuperación económica en forma de cultivos, el aprovechamiento de los nutrientes presentes en el agua y, si se cuenta con drenes subterráneos, la recuperación y posible reúso del agua.

EFICIENCIA DEL PROCESO

La calidad del efluente es, generalmente, excelente y prácticamente independiente de la calidad del agua cruda. Eficiencias típicas de remoción de contaminantes son las siguientes:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 90 a más de 99
- Nitrógeno total Kjeldhal: 50 a 95% (convertido biológicamente a nitratos y nitratos)
- Fósforo total: 80 a 99% (dependiendo de la capacidad adsorsiva del suelo)
- Colifomes fecales: más de 99.99%

Criterios de diseño

Carga hidráulica: 0.6 a 6 m/año, equivalentes a requerimientos de terreno de 5,000 a 50,000m² por l/s de gasto medio.

Carga orgánica: 0.02 a 0.56g de DBO por m² por día. Para un influente con 50 mg/l de DBO, esta limitación de carga orgánica representa un ámbito de requerimientos de terreno de 7,500 a 190,000m² por cada l/s de gasto medio.

Permeabilidad del suelo: 0.15 a 5 cm/h

Otras características

Impacto Ambiental: Requiere de grandes extensiones de terreno (de todos los métodos de disposición de agua en el suelo es el que más terreno requiere), se deben considerar los problemas potenciales que representa el acarreo de patógenos por aerosoles y la contaminación sanitaria de los cultivos, aunque éstos son problemas controlables con una buena administración y operación de los sistemas.

En la siguiente tabla se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente:

Características del proceso y calidad del efluente:

Forma de disposición del agua en el inf.	1. Aspersores 2. Superficial: canales abiertos con compuertas, o tuberías con orificios o válvulas
Tasa anual de aplicación [m/año]	0.6 a 6.1
Requerimientos de área [m ² por l/s]	5,174 a 51,742
Tasa semanal de aplicación [cm/s]	1.27 a 10.16
Pretratamientos mínimos recomendados	Cribado Sedimentación primaria
Destino final del agua tratada	Evapotranspiración y recuperación con drenes o percolación al acuífero
Necesidades de cubierta vegetal	Necesaria
Pendiente del suelo	Menos de 2% en terrenos cultivados Menos de 4% en terrenos no cultivados
Permeabilidad del suelo	Media
Profundidad del manto freático	Mínima: 0.6 a 1.0 m
Calidad del efluente:	Precolación de efluente primario o secundario a través de 1.5m de suelo.
DBO	Promedio:2
SST	Máxima: 5
N-NH ₃	Promedio:1
NTK	Máxima: 5
P	Promedio:0.5
	Máxima: 2
	Promedio:3
	Máxima: 8
	Promedio:0.1
	Máxima: 0.3

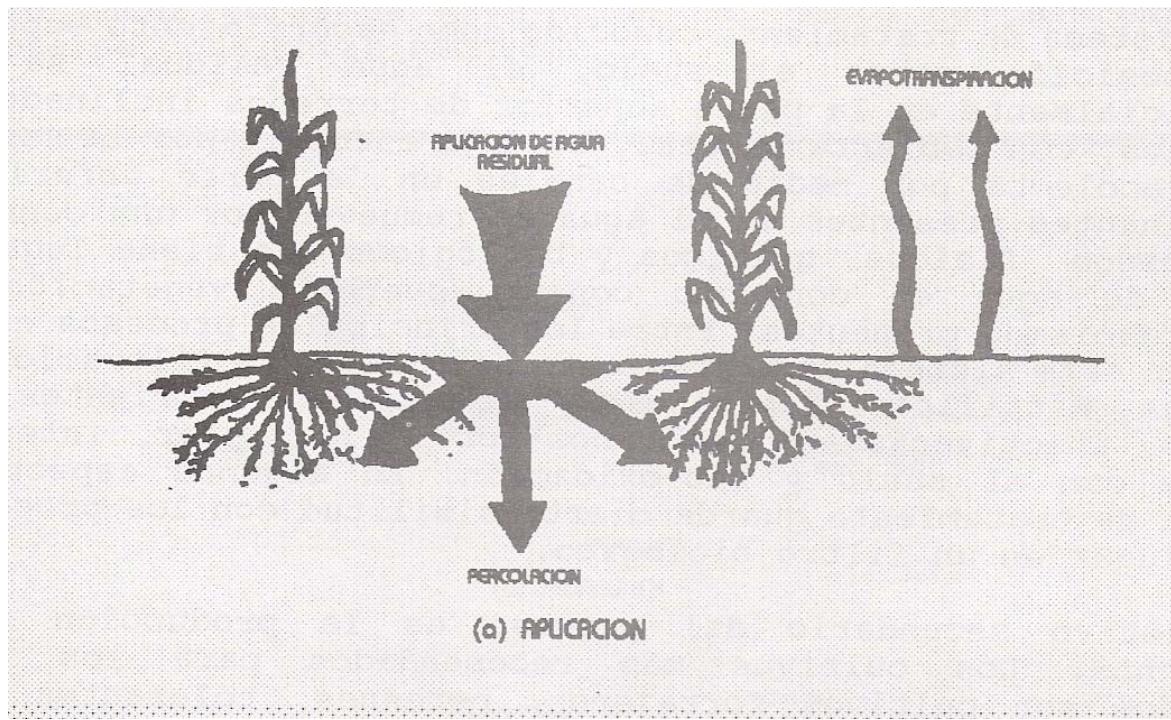


Figura 2.16.

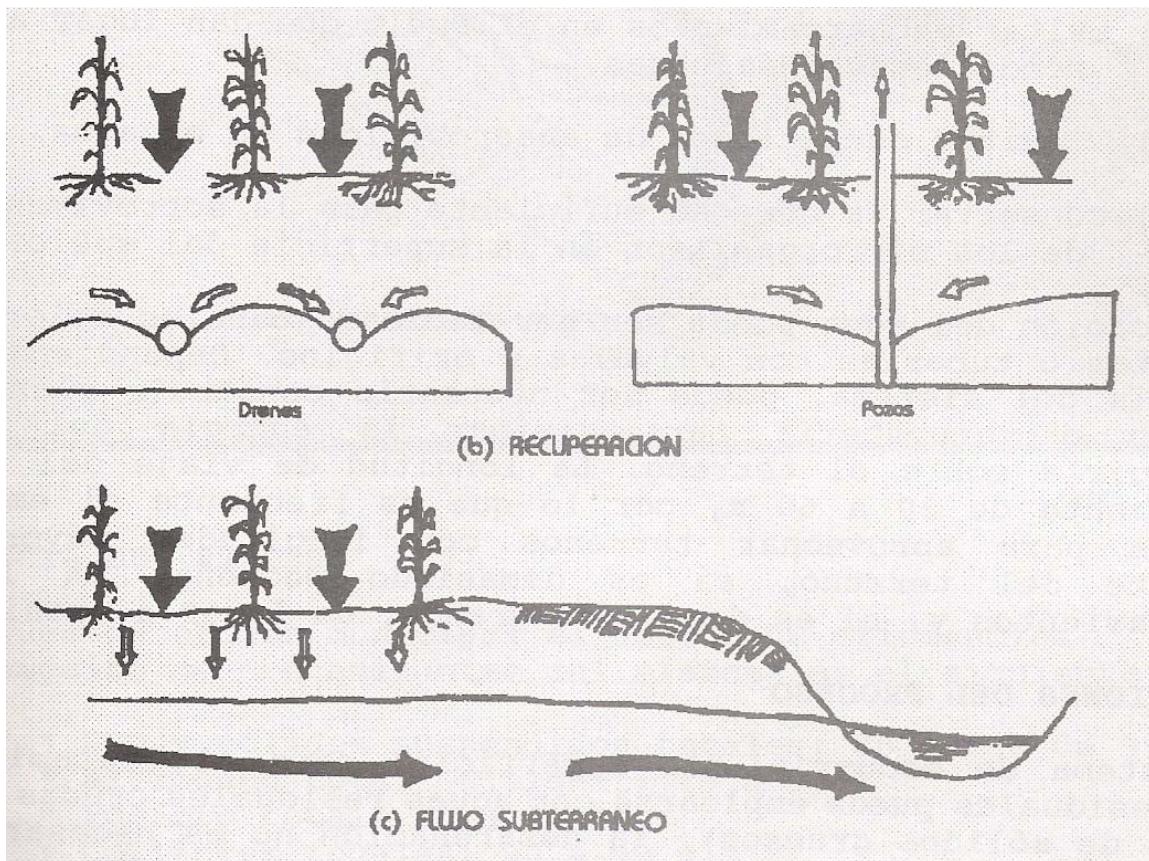


Figura 2.16a

2.2.12. Disposición sobre el suelo

En el sistema de tratamiento conocido como escurrimiento superficial o disposición sobre el suelo, el agua residual se aplica superficialmente en la parte superior de terrenos inclinados, poco permeables, con cubierta vegetal, se deja escurrir por la superficie y se recolecta por medio de canales en la parte inferior. Los contaminantes presentes en el agua se remueven por una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que tiene lugar en la lámina de agua en contacto con el suelo, la vegetación y los microorganismos presentes. Entre los principales procesos que tiene lugar en este sistema de tratamiento se cuentan la filtración simple del agua, nitrificación biológica, adsorción de nutrientes por las plantas, inactivación de patógenos por la luz solar, intercambios iónicos con el suelo y bio-oxidación. En algunos aspectos este sistema de tratamiento guarda cierta similitud con los procesos que tiene lugar en un filtro biológico.

Un objetivo secundario del proceso es la producción agrícola resultante. Los cultivos más recomendados irrigados son cultivos forrajeros, perennes, tolerantes a altas humedades en el suelo y con raíces profundas.

Los criterios de aplicación de agua se rigen por los siguientes preceptos:

- a. evitar encharcamientos en el suelo que dan lugar a condiciones insalubres.
- b. evitar condiciones de anaerobicidad en el agua.
- c. conservar la humedad suficiente para la sobrevivencia de los microorganismos en la superficie del suelo.

La aplicación del agua puede ser por medio de canales abiertos con compuertas o tuberías con válvulas u orificios. Dependiendo de la geometría del sistema, puede ser necesario construir planchas de concreto o mampostería para disipar la energía del agua y distribuirla sobre el terreno. La longitud de viaje del agua es generalmente de 30 a 60 in, por lo que es frecuente el empleo de terrazas para aprovechar terrenos con longitudes mayores. La pendiente del terreno, si es demasiado pequeña, da lugar a encharcamientos y, si es demasiado grande, da lugar a erosiones.

Aplicaciones del proceso

El sistema de escurrimiento superficial para el tratamiento de aguas residuales puede emplearse con aguas residuales crudas (previo cribado de sólidos gruesos), la desarenación no es necesaria por ser un proceso esencialmente de superficie. Las demandas de terreno se pueden reducir si las aguas reciben un tratamiento biológico convencional previo. El sistema es más eficiente en climas cálidos y relativamente secos. Si el terreno natural satisface las necesidades del proceso, el sistema es muy económico, pero si es necesario hacer obras de nivelación, el costo del sistema puede incrementarse considerablemente.

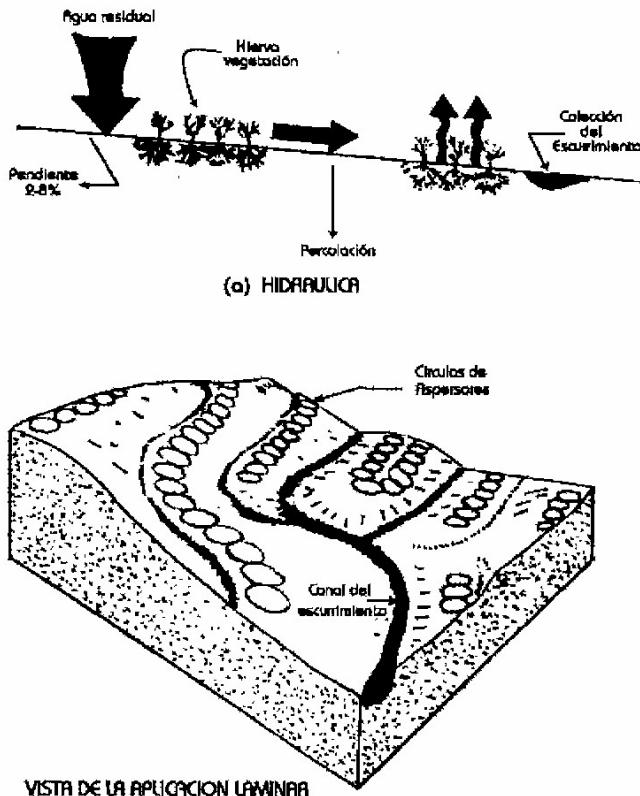


Figura 2.17

Eficiencia del proceso

Para aguas de origen municipal el ámbito de eficiencias de remoción de contaminantes del sistema es el siguiente:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 80 a más de 95%
- Nitrógeno total Kjeldhal: 75 a 90%
- Fósforo total: 30 a 60%
- Colifomes fecales: 90 a 99.9%

Criterios de diseño

Carga hidráulica: 3.3 a 9.8 m/año, equivalentes a requerimientos de terreno de 3,200 a 9,240m² por l/s de gasto medio.

Carga orgánica: 0.56 a 5.6g de DBO por m² por día, para un influente con 150 mg/l de DBO, esta limitación de carga hidráulica representa un ámbito de requerimientos de terreno de 2,300 a 23,000 m² por cada l/s de gasto medio.

Permeabilidad del suelo: menor a 0.5 cm/h

Régimen hidráulico de aplicación: 6 a 8 horas de aplicación y 16 a 18 horas de secado, de 5 a 6 días por semana.

Recuperación de agua en los canales colectores: 40 a 80% del agua aplicada, dependiendo de la temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y tipo de cultivos.

Impacto ambiental

Requiere de grandes extensiones de terreno, problemas potenciales por vectores de enfermedades y malos olores, pero controlables con un diseño adecuado, administración y operación del sitio.

En la siguiente tabla se resumen las principales características de este proceso y la calidad esperada del efluente:

Características del proceso y calidad del efluente

Forma de disposición del agua residual	Por aspersión o superficial (canales con compuertas o tuberías con orificios o con válvulas)	
Tasa anual de aplicación [m/año]	3.1 a 21.4	
Requerimientos de área [m ² por l/s]	1,478 a 10,164	
Tasa semanal de aplicación [cm/sem]	Aguas crudas: 6.35 a 15.24 Efluente secundario: 15.24 a 40.64	
Pretratamientos mínimos recomendados	Pretratamiento (cribado y desarenación)	
Destino final del agua tratada	Escurrimiento superficial, algo de Evapotranspiración, percolación al acuífero y captación	
Cubierta vegetal	Necesaria	
Pendiente del suelo	2 a 8%	
Permeabilidad del suelo	Baja	
Profundidad del manto freático	No crítica	
Calidad del efluente	Escurrimiento de aguas municipales con pretratamiento, por 45m de terreno.	
DBO	Promedio: 10	Máxima: 15
SST	Promedio: 10	Máxima: 20
N-NH ₃	Promedio: 0.8	Máxima: 2
NTK	Promedio: 3	Máxima: 5
P	Promedio: 4	Máxima: 6

2.2.13. Lodos activados

El proceso de lodos activados tiene como objetivo la remoción de materia orgánica, en términos de DBO, de las aguas residuales. La remoción de DBO se logra por la conversión biológica, en presencia de oxígeno molecular, por microorganismos, de la DBO en CO₂ y H₂O y en nuevas células de microorganismos. Los microorganismos formados se separan por sedimentación gravimétrica, una parte son recirculados como siembra para la continuación del proceso y el resto se remueven. La

combinación de microorganismos y agua residual se conoce como lodo activado. Los lodos en el reactor biológico están sujetos a un proceso de autooxidación, conocido como respiración endógena, proceso que también consume oxígeno.

El oxígeno requerido para el funcionamiento del proceso se suministra por medio de aereadores mecánicos o por medio de difusores. Los aereadores mecánicos pueden ser con turbina sumergida o superficiales de alta o de baja velocidad.

Características del proceso

La demanda de oxígeno del proceso es función de dos factores principales y puede ser expresada con la siguiente ecuación:

Demandas de Oxígeno = $a' * [DBO removida] + b' * [\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$

Valores representativos de las constantes anteriores para aguas domésticas son a' de 0.4 a 0.6 mg de O_2 por mg de DBO removida y b' 0.06 a 0.20 mg de O_2 por mg de lodos por día.

Dado que la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aereación se expresa en condiciones estándar de presión (760 mm Hg.) y temperatura ($20^\circ C$) y para agua limpia, con 0 mg/l de oxígeno disuelto, para calcular los requerimientos de equipo es necesario convertir la demanda de oxígeno en condiciones reales (N_r) a la demanda equivalente en condiciones estándar (N_o), para ello se emplea la siguiente ecuación:

$$\frac{N_r}{N_o} = \frac{\text{Capacidad_en_condiciones_reales}}{\text{Capacidad_encondiciones_estándar}}$$

$$\frac{N_r}{N_o} = \alpha * \frac{\beta * C_{sl} - C_o}{C_{sr}} * \theta^{(T-20)}$$

siendo:

α = Relación de velocidad de transferencia de oxígeno en agua limpia y velocidad de transferencia de oxígeno en el agua residual, 0.8 a 1.0

β = Relación de solubilidad de oxígeno en agua limpia y solubilidad de oxígeno en el agua residual, 0.8 a 1.0,

C_{sl} = Concentración de saturación de oxígeno en agua limpia en las condiciones de presión y temperatura del agua residual en el reactor,

C_o = Concentración mínima permisible de oxígeno en el reactor para sustentar la actividad biológica de los microorganismos, 2.0 mg/l

C_{sr} = Concentración de oxígeno en agua limpia en condiciones estándar (20°C, y 760 mm de HG), 9.17 mg/l,

θ = Factor de corrección por temperatura de la velocidad de transferencia de oxígeno, 1.024,

t = Temperatura del agua residual en el reactor, en °C.

En la tabla siguiente se muestran valores representativos de la relación Nr/No para valores medios de α y β de 0.9, C_s de 1.0 mg/l, una presión atmosférica de 585 mm de Hg y diferentes temperaturas:

T[°]C	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26
C_{s_0}	11.8 7	11.3 3	10.8 3	10.3 7	9.9 5	9.5 4	9.1 7	8.8 3	8.5 3	8.2 2
C_{s_1}	9.14	8.72	8.34	7.98	7.6 6	7.3 4	7.0 6	6.8 0	6.5 7	6.3 3
Nr/No	.50	.50	.50	.50	.50	.50	.50	.50	.50	.50
No/Nr	1.99	2.00	2.01	2.01	2.0 1	2.0 2	2.0 2	2.0 1	2.0 0	1.9 9

C_{s_0} = Conc. de saturación de oxígeno a 760 mm de Hg [mg/l]

C_{s_1} = Conc. de saturación de oxígeno a 585 mm de Hg [mg/l]

La respiración endógena tiende a reducir la masa de exceso de lodos que deberá purgarse del sistema, relación que puede ser expresada con la siguiente ecuación:

Exceso de Lodos = a * [DBO removida] - b * [Masa de lodos biológicos en el reactor]

Valores representativos de las constantes anteriores para aguas domésticas son "a" de 0.6 a 0.8 mg de lodos por mg de DBO removida y "b" 0.06 a 0.20 mg de lodos destruidos por mg de lodos en el reactor por día.

La velocidad a la que se lleva a cabo la remoción de DBO se puede aproximar, para aguas residuales de origen municipal, con una ecuación cinética de primer orden:

$$DBO_efluente = DBO_entrada * \frac{1}{1 + K * X * t}$$

Siendo:

K = Constante de biooxidación, 0.0007 a 0.0020 1/(mg-h),

X = Concentración de biomasa activa en el reactor [mg/l],

t = Tiempo de retención en el reactor [h].

Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación alimento / biomasa (F/M), definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad_de_Lodos} = \frac{\text{Masa_de_lodos_enel_reactor}[Kg]}{\text{Purga_de_lodos_biológicos}[Kg/día]}$$

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa_de_DBO_en_el_influyente}[Kg/día]}{\text{Masa_de_lodos_en_el_reactor}[Kg]}$$

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

$$\frac{1}{EL} = a * (F/M)_r - b$$

Siendo $(F/M)_r$ la relación (F/M) multiplicada por la eficiencia del proceso o, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida [Kg/día] y la masa de lodos en el reactor [Kg]. Las demás variables ya fueron definidas.

Eficiencia del proceso

Remoción de DBO: 85 a 95%
 Remoción de N-NH₃: 10 a 20%

Generacion de lodos

La generación de lodos biológicos es función de las características del substrato, la relación (F/M) y la edad de lodos. Para las condiciones típicas de una planta convencional de aguas residuales municipales la generación media de lodos es la siguiente:

F/M [Kg DBO/Kg SSV-día]	Generación de Lodos [Kg de lodos/Kg DBO removida]
0.3	0.5
0.5	0.7

Criterios de diseño

En la tabla siguiente se presentan los criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal:

Parámetro	Dimensión
Carga orgánica volumétrica [Kg DBO/día-m ³] [lb/día-1000 pie ³]	.40 a .80 25 a 50
Tiempo de aereación (basado en gasto medio a través del proceso) [h]	4 a 8
Sólidos suspendidos totales en el reactor (SST) [mg/l]	1,500 a 3,000
Relación (F/M) [Kg DBO/Kg SSV-día]	.25 a .50
Requerimientos de aire [m ³ /Kg DBO removida] [pie ³ /lb DBO removida]	54 a 102 800 a 1500
Edad de lodos [días]	5 a 10

Consumo de energía

El consumo de energía del proceso es función de la eficiencia del equipo de suministro de oxígeno, de las características del agua y de la eficiencia del proceso; en la siguiente tabla se presentan datos típicos para aguas municipales:

Oxígeno demandado en condiciones reales [mg/l]	150
Relación No / Nr	2.0
Oxígeno suministrado, condiciones estándar [mg/l]	255

Eficiencia del Aereador		Energía Requerida
Lb/Hp-h	Kg/Hw-h	Kw-h/m ³
1.50	0.93	0.32
2	1.23	0.24
2.50	1.54	0.19
3	1.85	0.16

IMPACTOS AMBIENTALES

- Producción de lodos biológicos que deben ser estabilizados para prevenir condiciones insalubres,
- Posibles problemas de olores, controlables con un buen diseño y operación del sistema,
- En el caso de aereadores mecánicos, posible formación de aerosoles,
- Consumos relativamente altos de energía eléctrica.

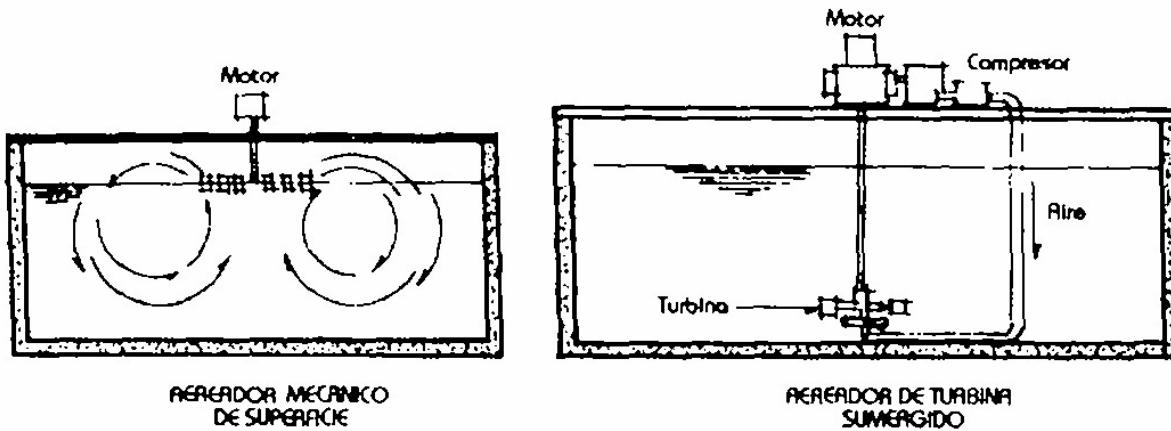


Figura 2.18.

2.2.14. Discos biológicos

Los discos biológicos están formados de discos de plástico o de algún otro material sujetados y soportados a una flecha horizontal rotatoria. En la actualidad estos sistemas usan discos o secciones de discos de plástico de alta densidad de 1 a 1.5 mm (0.04 a 0.06 plg) de espesor. El sistema tiene aplicaciones en tratamiento secundario y nitrificación, en estas aplicaciones los discos se posicianan dentro de tanques, de tal forma que quede el 40 porciento sumergido. Los discos rotan lentamente (de 1 a 2 rpm, pero generalmente de 1.4 a 1.6 rpm) teniendo los discos contacto con el agua residual y la atmósfera al mismo tiempo. Los microorganismos, presentes naturalmente en el agua residual, se adhieren al medio formando una capa delgada en todo el disco. La población biológica en el medio se acumula y se alimenta de los organismos presentes en el agua residual. La turbulencia causada por la rotación de los discos mantiene la biomasa en suspensión. Los sólidos suspendidos son transportados con el agua residual a un sedimentador secundario. Los sistemas de discos biológicos son clasificados por la densidad del medio, el tipo de transmisión, aplicación, arreglo y modo de operación. Actualmente el medio se clasifica como: de baja densidad, el cual es usado en el primer paso de remoción de DBO_5 ; de densidad media, el cual es usado en donde se disminuye la remoción de DBO_5 y comienza la nitrificación; de densidad alta, el cual es usado para la nitrificación. El área superficial varía de proveedor a proveedor, pero generalmente, para medios de densidad baja es de $9,300 \text{ m}^2$ (100,000 pies²) para diámetros de 3.7 m (12 pies), y flechas de 7.6 m (25 pies) de largo; para medios de densidad media el área es de $11,600 \text{ m}^2$ (125,000 pies²); para medios de densidad alta el área es de $14,000 \text{ m}^2$ (150,000 pies²). El sistema deberá contar con recirculación para períodos de flujos o cargas bajas. El sistema puede constar de uno o varios pasos, dependiendo de los objetivos de tratamiento.

Criterios de diseño

Parámetro	Valor
Carga Orgánica:	
Sin Nitrificación [lb DBO ₅ /d/1000 pies ³ de medio] [g DBO ₅ /d/m ³ de medio]	30 – 60 480 – 9610
Con Nitrificación [lb DBO ₅ /d/1000 pies ³ de medio] [g DBO ₅ /d/m ³ de medio]	15 – 20 240 – 320
Carga Hidráulica:	
Sin Nitrificación [gal/d/pie ² de área superficial] [l/d/m ² de área superficial]	0.75 – 1.5 30.6 – 61.1
Con Nitrificación [gal/d/pie ² de área superficial] [l/d/m ² de área superficial]	0.3 – 0.6 12.2 – 24.4
Tiempo de Retención (basado en 0.12) gal/pie ²	
Sin Nitrificación [min]	40 – 120
Con Nitrificación [min]	90 – 250
Volumen del Tanque [gal/pie ² de área de disco] [l/m ² de área de disco]	0.12 4.89
Numero de trenes en paralelo recomendado	
Área superficial del medio:	
Disco [pies ² /pie ³] [m ² /m ³]	20 – 25 66 – 82
Celocía estándar [pies ² /pie ³] [m ² /m ³]	30 – 40 98 – 131
Celocía de alta densidad [pies ² /pie ³] [m ² /m ³]	50 – 60 164 – 197
Número de pasos por tren:	
DBO ₅ sol. deseable en el efl.	Número de pasos Min. Recomendado
>25	1
15 – 25	1 ó 2
10 – 15	2 ó 3
<10	3 ó 4

Eficiencias del proceso

El porcentaje de remoción en un sistema de discos biológicos con sedimentación secundaria y precedido de sedimentación primaria es el siguiente:

Parámetro	Porcentaje de Remoción
DBO ₅	80 – 90
Sólidos Suspendidos	80 – 90
Fósforo	10 – 30
NH ₄ -N	Hasta 95

El porcentaje de remoción de NH₄-N depende de la temperatura, alcalinidad, carga orgánica, y la carga de nitrógeno no oxidado.

Otras características

Impacto Ambiental: Un impacto negativo al medio ambiente no ha sido documentado a la fecha. Presumiblemente, problemas de olores se pueden existir si se desarrollan condiciones sépticas en el primer paso del sistema.

Confiabilidad del proceso: Moderadamente confiable en ausencia de cargas orgánicas altas y temperaturas menores a 55°F (13°C). La confiabilidad mecánica del sistema es generalmente alta, siempre y cuando el primer paso del sistema haya sido diseñado para soportar una biomasa grande.

Limitaciones: El proceso puede ser vulnerable a cambios climatológicos y a temperaturas bajas si el sistema no esta bajo techo o cubierto. La eficiencia del sistema puede disminuir significativamente a temperaturas menores de 55°F (13°C). Puede requerir de aereación si se desarrollan condiciones sépticas en el primer paso. El uso de medios densos en los primeros pasos puede causar taponamiento. La nitrificación puede causar un déficit en alcalinidad, y se requerirá de una fuente para cubrir dicho déficit.

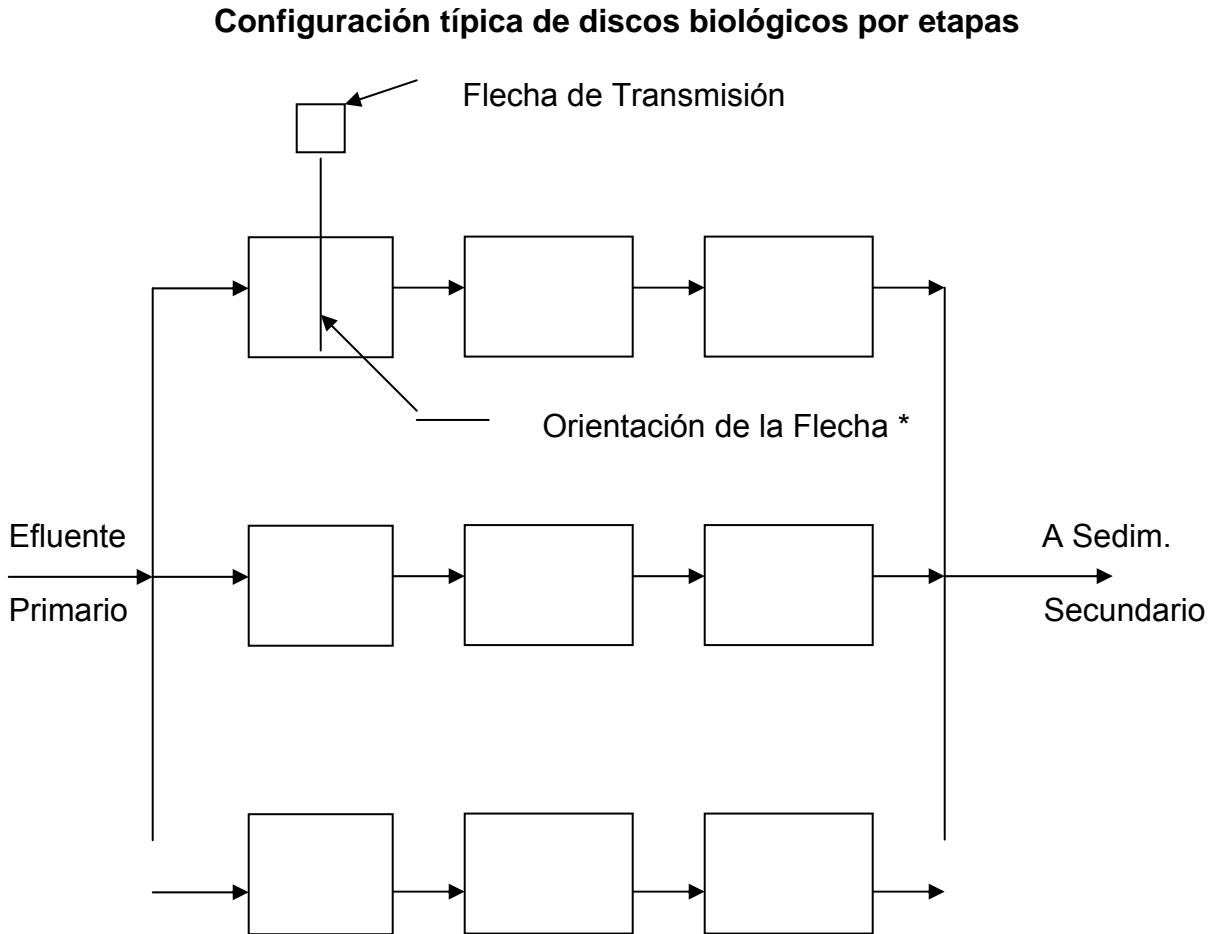
Requerimientos de Energía: Los requerimientos de energía para la operación del sistema pueden ser aproximados de la siguiente manera:

$$\text{kWh/año} = K \cdot (\text{área superficial efectiva del disco})$$

K = 0.3 para medios estándar

K = 0.2 para medios densos

Diagrama de Flujo:



- Otra orientación de la flecha es paralela a la dirección del flujo con una flecha común para todos los pasos en un solo tren.

2.2.15. Lodos activados, alta tasa

El proceso de alta tasa de lodos activados es una variante del proceso convencional de lodos activados, y consiste en el empleo de (a) bajos tiempos de retención hidráulica, (b) altas concentraciones de lodos activados en el reactor, (c) bajos valores de la edad de lodos y altas relaciones F/M (alimento microorganismos). El resultado de esta variante es un proceso más económico que el proceso convencional, pero con menores eficiencias en la remoción de DBO. La variante de lodos activados con alta tasa es empleada cuando los requerimientos de calidad del efluente no son muy estrictos o bien como un pretratamiento de aguas con altas concentraciones de contaminantes, antes de algún proceso secundario convencional. Debido a sus bajos tiempos de retención hidráulica, el proceso de alta tasa es muy sensible a fluctuaciones en el caudal de aguas residuales. Otro problema frecuente en el proceso de alta tasa es una pobre sedimentabilidad de los lodos biológicos.

Características del proceso

La demanda de oxígeno del proceso es menor que en el proceso convencional de lodos activados y puede ser estimada con la misma ecuación:

Demandas de oxígeno = $a' * [\text{DBO removida}] + b' * [\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$

Todas las variables de la ecuación anterior, y las subsecuentes de esta ficha, se consideran tal como se definieron en la ficha de Lodos Activados (d4).

Dado que la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aeración se expresa en condiciones estándar de presión (760 mm Hg) y temperatura (20°C) y para agua limpia, con 0 mg/l de oxígeno disuelto, para calcular los requerimientos de equipo es necesario convertir la demanda de oxígeno en condiciones reales (Nr) a la demanda equivalente en condiciones estándar (No), para ello se emplea la siguiente ecuación:

$$\frac{\text{Nr}}{\text{No}} = \frac{\text{Vapacidad_en_condiciones_reales}}{\text{Capacidad_en_condiciones_estándar}}$$

$$\frac{\text{Nr}}{\text{No}} = \alpha * \frac{\beta * \text{Csl} - \text{Co}}{\text{Csr}} * \theta^{(T-20)}$$

La generación de lodos, a diferencia de la demanda de oxígeno, no se reduce significativamente en comparación con el proceso de lodos activados, ello porque la reducción en generación de lodos por respiración endógena es relativamente baja.

Exceso de Lodos = $a * [\text{DBO removida}] - b * [\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$

La velocidad de remoción de DBO puede ser aproximada, para aguas residuales de origen municipal, con la misma ecuación que para el proceso convencional de lodos activados:

$$\text{DBO_efluente} = \text{DBO_entrada} * \frac{1}{1 + K * x * t}$$

Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación alimento / biomasa (F/M), definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad_de_Lodos} = \frac{\text{Masa_de_lodos_en_el_reactor[Kg]}}{\text{Purga_de_lodos_biológicos[Kg/día]}}$$

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa_de_DBO_en_el_influyente[kg/día]}}{\text{Masa_de_lodos_en_el_reactor[Kg]}}$$

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

$$\frac{1}{EL} = a * (F/M)_r - b$$

Siendo $(F/M)_r$ la relación (F/M) multiplicada por la eficiencia del proceso o, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida [Kg/día] y la masa de lodos en el reactor [Kg], las demás variables como fueron definidas anteriormente.

Eficiencia del proceso

Remoción de DBO: 50 a 70 %
 Remoción de N-NH₃: 5 a 10 %

Generación de lodos

La generación de lodos biológicos es función de las características del substrato, la relación (F/M) y la edad de lodos. Para las condiciones típicas de una planta de alta tasa de aguas municipales la generación media de lodos es la siguiente:

F/M [Kg DBO/Kg SSV-día]	Generación de Lodos [Kg de lodos/Kg DBO removida]
0.4 a 0.8	0.6 a 0.8

Criterios de diseño

En la tabla siguiente los criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados con una de alta tasa, para aguas residuales de origen municipal:

Parámetro	Convencional	Alta Tasa
Carga Org. Volumétrica [Kg DBO/día-m ³] [lb/día-1000 pie ³]	0.40 a 0.80 25 a 50	0.8 a 2.0 50 a 125
Tiempo de aereación [horas]	4 a 8	2 a 4
SST en el reactor [mg/l]	1500 a 3000	3000 a 5000
Relación (F/M) [Kg DBO/Kg SSV-día]	0.25 a 0.50	0.4 a 0.8
Necesidad de aire [m ³ /Kg DBO removida] [pie ³ /lb DBO removida]	54 a 102 800 a 1500	54 a 81 800 a 1200
Edad de lodos [días]	5 a 10	2 a 5
Recirculación		0.25 a 0.5
Fracción volátil de los SST		0.7 a 0.8

Consumo de energía

La demanda de oxígeno en el proceso de alta tasa varía entre 0.9 y 1.2 Kg de O₂ por Kg de DBO removida; expresada en términos de Kwh y para una demanda de 150 mg de oxígeno por litro de agua; la demanda de energía es función de la eficiencia del equipo de aereación, como se indica en la siguiente tabla. Para una relación No/Nr de 2.0; se tiene:

Ef. Del Aerador		Energía
Lb/HP-h	Kg/Kw-h	Kw-h/m ³
1.5	0.93	0.29 a 0.39
2.0	1.23	0.22 a 0.29
2.5	1.54	0.18 a 0.23
3.0	1.85	0.15 a 0.19

Impacto ambiental

Los posibles impactos ambientales de este proceso son similares a los mencionados en la ficha "d4", para el proceso convencional de lodos activados:

- Producción de lodos biológicos que deben ser estabilizados para prevenir condiciones insalubres,
- Posibles problemas de olores, controlables con un buen diseño y operación del sistema,
- En el caso de aeradores mecánicos, posible formación de aerosoles,
- Consumos relativamente altos de energía eléctrica.

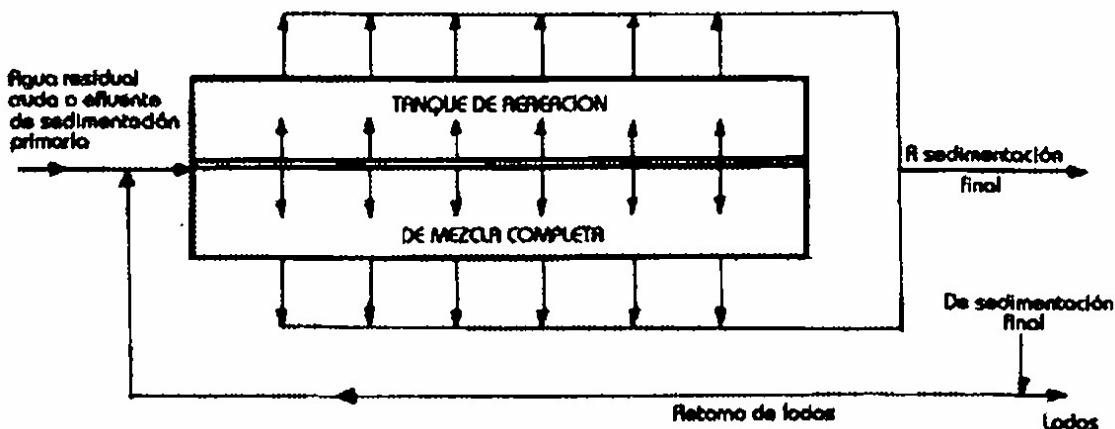


Figura 2.19.

2.2.16. Aireación extendida

El proceso de aeración extendida es una variante del proceso convencional de lodos activados consistente en el empleo de:

- a. altos tiempos de retención hidráulica,
- b. altas concentraciones de lodos activados en el reactor,
- c. altos valores de la edad de lodos y
- d. bajas relaciones F/M (alimento / microorganismos).

Bajo estas condiciones, el proceso biológico opera en la fase de respiración endógena con mineralización, casi completa, de los lodos biológicos. Debido al alto tiempo de retención hidráulico empleado y alta concentración de lodos en el reactor, el proceso soporta fácilmente fluctuaciones tanto en la carga hidráulica como en la carga orgánica. La aplicabilidad de este proceso se limita, generalmente, a plantas pequeñas (de las llamadas "plantas paquetes" para gastos menores de 25 l/s), pues en plantas grandes sus costas iniciales y sus altos costos de operación no le permiten competir favorablemente con otras alternativas de tratamientos biológicos.

Características del proceso

El proceso de aereación extendida es empleado generalmente sin sedimentación primaria. otras características de este proceso son:

- a. cierta eficiencia en la remoción de compuestos volátiles por desorción
- b. adsorción de metales pesados en el lodo biológica,
- c. nitrificación de las aguas, o sea, conversión biológica de las formas reducidas de nitrógeno (N-orgánico y N-NH₃) a nitratos.

El proceso de aereación extendida puede tener lugar en un reactor totalmente mezclado, pero, con el fin de aprovechar mejor la energía requerida en el suministro de oxígeno, es frecuente el empleo de las variantes de aereación por pasos o de la variante conocida como estabilización por contacto.

En la aereación por pasos, se busca establecer un régimen hidráulico de flujo pistón en el reactor y la alimentación de oxígeno en cada sección del tanque es proporcional a la demanda de oxígeno específica de cada sección.

En el proceso de estabilización por contacto, el agua cruda es aereada por un corto período (generalmente menos de 1 hora) con una alta concentración de lodos activos y de ahí se pasan a la separación gravimétrica, de esta manera se logra eliminar parte de la DBO por adsorción en el lodo activo, reduciendo la demanda de oxígeno del sistema; este proceso se emplea generalmente, cuando una fracción importante de la DBO se encuentra en forma suspendida.

La demanda de oxígeno en el proceso de aereación extendida es considerablemente mayor que en el proceso convencional de lodos activados. La magnitud de la

demanda es el resultado de la suma de demanda de oxígeno para la bioxidación de la DBO carbonácea, más la demanda de oxígeno para el proceso de nitrificación (4.6 Kg de O₂ por Kg de N-NH₃ oxidado). El proceso de nitrificación, cabe mencionar, reduce la alcalinidad del agua.

La generación de lodos es menor que en el proceso convencional de lodos activados, con la ventaja adicional de que los lodos producidos están casi totalmente digeridos y son relativamente fáciles de desaguar. La ecuación para estimar la generación de lodos es similar que para el proceso convencional:

$$\text{Exceso de Lodos} = a * [\text{DBO removida}] - b * [\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Todas las variables de la ecuación anterior, y las subsecuentes de esta ficha, son similares a las definidas en la ficha de Lodos Activados (d4).

La velocidad de remoción de DBO puede ser aproximada, para aguas residuales de origen doméstico, con la misma ecuación que para el proceso convencional de lodos activados:

$$\text{DBO}_\text{efluente} = \text{DBO}_\text{entrada} * \frac{1}{1 + K * x * t}$$

Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de lodos (EL) y la relación alimentos / biomasa (F/M), definidos por las siguientes ecuaciones:

$$\text{Edad_de_Lodos} = \frac{\text{Masa_de_lodos_en_el_reactor}[Kg]}{\text{Purga_de_lodos_biológicos}[Kg/día]}$$

$$\frac{\text{Alimento}}{\text{Biomasa}} = \frac{\text{Masa_de_DBO_en_el_influyente}[kg/día]}{\text{Masa_de_lodos_en_el_reactor}[Kg]}$$

Estos dos parámetros se relacionan, a su vez, con la siguiente expresión:

$$\frac{1}{EL} = a * (F/W)_r - b$$

Siendo (F/M)_r la relación (F/M) multiplicada por la eficiencia del proceso o, expresado de otra manera, la relación entre la DBO removida [Kg/día] y la masa de lodos en el reactor [Kg], las demás variables como fueron anteriormente definidas.

La velocidad a que tiene razón el proceso de nitrificación puede relacionarse empíricamente con la edad de los lodos en el reactor, la literatura técnica especializada incluye numerosos ejemplos de esta correlación; para el proceso de aereación extendida la conversión media de NTK (nitrógeno total de Kjeldhal) a nitratos se presenta en la siguiente sección.

Eficiencia del proceso

Remoción de DBO: 85 a 95 %
 Remoción de N-NH₃: 50 a 90 %

Generación de lodos

La generación de lodos biológicos en este proceso es una de las más bajas entre todas las variantes del proceso de lodos activados, generalmente entre 0.15 y 0.30 Kg de exceso de lodos generados por Kg de DBO removida.

Criterios de diseño

En la tabla siguiente se comparan los criterios típicos de diseño para una planta de aereación extendida con una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal:

Parámetro	Convencional	Aereación Extendida
Carga Org. Volumétrica [Kg DBO/día-m ³] [lb/día-1000 pie ³]	0.40 a 0.80 25 a 50	0.8 a 1.6 5 a 10
Tiempo de aereación [horas]	4 a 8	18 a 36
SST en el reactor [mg/l]	1500 a 3000	3000 a 6000
Relación (F/M) [Kg DBO/Kg SSV-día]	0.25 a 0.50	0.05 a 0.15
Necesidad de aire [m ³ /Kg DBO removida] [pie ³ /lb DBO removida]	54 a 102 800 a 1500	204 a 272 3000 a 4000
Edad de lodos [días]	5 a 10	20 a 40
Recirculación		0.75 a 1.50
Fracción volátil de los SST		0.6 a 0.7

Consumo de energía

La demanda de oxígeno en el proceso de aereación extendida varía entre 2.0 y 2.5 Kg de O₂ por Kg de DBO removida; expresado en términos de Kwh y para una demanda de 150 mg de oxígeno por litro de agua; la demanda de energía es función de la eficiencia del equipo de aeración, como se indica en la siguiente tabla. Para una relación No / Nr de 2.0:

Ef. del Aerador		Energía
Lb/HP-h	Kg/Kw-h	Kw-h/m ³
1.5	0.93	0.65 a 0.81
2.0	1.23	0.49 a 0.61
2.5	1.54	0.39 a 0.49
3.0	1.85	0.32 a 0.41

Impacto ambiental

Los posibles impactos ambientales de este proceso son similares a los mencionados en la ficha "d4", para el proceso convencional de lodos activados; además:

- En el caso de aeradores mecánicos, posible formación de aerosoles.

2.2.17. Lagunas aereadas

El proceso de lagunas aereadas es una variante del proceso de lodos activados, con la diferencia significativa de que normalmente no se emplea recirculación de lodos. Esta diferencia trae las siguientes consecuencias:

Una baja concentración de biomasa en el reactor (SSVLM de 150 a 350 mg/l,

- a) Altos tiempos de retención necesarios para obtener eficiencias comparables a las del proceso de lodos activados convencional (tiempos de retención de 2 a 7 días),
- b) Grandes volúmenes de los reactores por lo que resulta mas económico construirlos en forma de lagunas con bordos de tierra.

Físicamente las lagunas aereadas son similares a las lagunas de estabilización, con una importante diferencia, que el oxígeno necesario para conservar el proceso de bio-oxidación es suministrado mecánicamente en el caso de las lagunas aereadas.

Características del proceso

Las ecuaciones para el cálculo de necesidades de oxígeno, de generación de lodos y de cinética de remoción de DBO son similares, en principio, a las ecuaciones de proceso convencional de lodos activados, pero con algunas diferencias prácticas, como a continuación se explica.

Requerimientos de oxígeno

Las lagunas aereadas pueden ser diseñadas totalmente mezcladas y totalmente aeróbicas o parcialmente mezcladas y facultativas (una parte del volumen se encuentra en condiciones aeróbicas y el resto en condiciones anaeróbicas). En ambos casos, para conservar los sólidos volátiles en suspensión es necesario injectar al sistema una cierta cantidad de energía en forma de mezclado. Generalmente, la cantidad de energía requerida por mezclado es mayor que la cantidad de energía requerida por suministro de oxígeno, razón por la cual los requerimientos de mezclado gobiernan generalmente la selección del tamaño de los equipos de aereación. Valores típicos de requerimientos de energía por unidad de volumen en lagunas aereadas se indican a continuación:

Tipo de Laguna	Requerimientos de Energía	
	HP/ 10^6 gal	Watts/m ³
Para Suministro de Oxígeno	6 a 10	1.2 a 2.0
Para Mezclado:		
Facultativa, Parcialmente Mezclada	30 a 40	5.9 a 7.9
Aeróbica, Completamente Mezclada	60 a 100	11.8 a 19.7

Generación de lodos

En las lagunas completamente mezcladas, para aprovechar mejor la energía suministrada al sistema, es común emplear una unidad de sedimentación del efluente para concentrar y recircular la totalidad de lodos sedimentados al sistema de lagunas, incrementando así la concentración de SSVLM hasta 800 mg/l. En el caso de lagunas facultativas, y dependiendo de las normas de SS en el efluente, se pueden emplear lagunas facultativas o de maduración, no aereadas, para eliminar los sólidos suspendidos y mejorar la calidad del efluente.

Otras características

Como todo proceso biológico, la eficiencia del proceso se mejora cuando las unidades de tratamiento se operan en serie. Por esta razón se recomienda un mínimo de dos lagunas en serie.

Una ventaja de las lagunas aereadas es que, debido a sus altos tiempos de retención, resiste favorablemente sobre-cargas orgánicas y/o hidráulicas.

Debido a los incrementos en los costos de energía eléctrica registrados en los últimos años, la aplicación del proceso de lagunas aereadas se ha visto limitada al tratamiento de desechos industriales con altas concentraciones de contaminantes y cuando la disponibilidad de terrenos es alta y a bajo costo. Para el tratamiento de aguas residuales municipales el proceso de lagunas aereadas ofrece pocas ventajas que compensen sus altos consumos de energía.

Eficiencias del proceso

Remoción de DBO 60 a 90 %

Remoción de DQO 70 a 90 %

Remoción de SS 70 a 90 %

Criterios de diseño

Operación: Lagunas aereadas en serie, suidas de lagunas para la separación de sólidos suspendidos.

Tiempo de retención: 2 a 8 días,

Profundidad: 1.8 a 3.6 m

Requerimientos de oxígeno 0.7 a 1.4 veces la DBO removida

Consumo de energía

Los consumos típicos de energía del proceso de lagunas aereadas se muestran en la siguiente tabla:

Tipo de Laguna	Consumo de Energía [Kw-h/m ³]		
	Tiempo de Retención [días]		
	2	4	6
Por Aereación	0.06 a 0.09	0.11 a 0.19	0.17 a 0.28
Para Mezclado			
Parcialmente Mezclado	0.28 a 0.38	0.57 a 0.76	0.85 a 1.14
Completamente Mezclado	0.57 a 0.95	1.14 a 1.89	1.70 a 2.84

Impactos ambientales

Los impactos ambientales más importantes del proceso son:

- Riesgo de contaminación de los acuíferos por infiltración, en cuyo caso es necesario el empleo de impermeabilizantes en el fondo y en los bordos de las lagunas,
- Altos consumos de energía eléctrica.

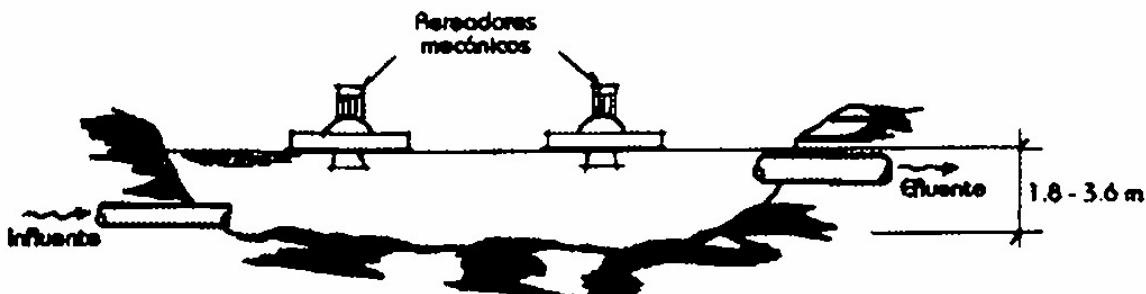


Figura 2.20

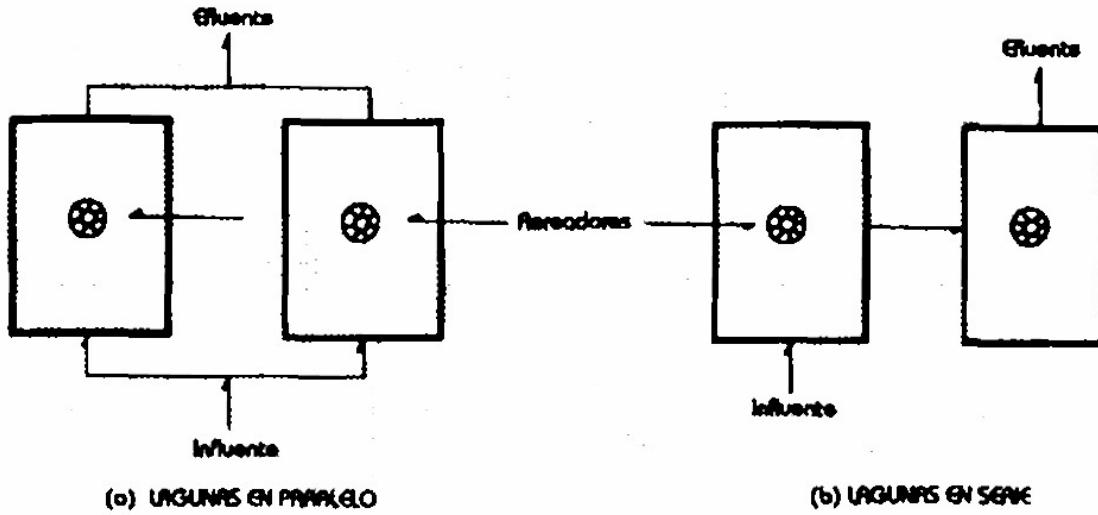


Figura 2.20a

2.2.18. Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas han sido ampliamente usadas por muchos años en el tratamiento de aguas residuales de origen municipal. Sus bajos costos de operación, la confiabilidad del proceso y los bajos requerimientos de mano de obra calificada para su operación son sólo algunas de las razones que explican la popularidad de este sistema de tratamiento.

La profundidad empleada en las lagunas facultativas varía de 1.2 a 2.4 m. El agua de las lagunas se encuentra estratificada, con una capa inferior anaeróbica, una capa superior aeróbica y una zona intermedia de transición. El oxígeno presente en la capa superior tiene su origen en la actividad fotosintética de las algas presentes en la zona fótica, o zona iluminada por la luz solar, y la reaeración superficial. Los sólidos en suspensión y las células de algas muertas se depositan en el fondo de la laguna donde se estabilizan anaeróticamente.

La generación de oxígeno por la actividad fotosintética está sujeta al ciclo diurno de insolación solar, presentándose altas concentraciones de oxígeno disuelto durante el día y bajas concentraciones durante la noche.

Características del proceso

Para un óptimo funcionamiento las lagunas deben ser operadas en serie. Para la operación en serie, se pueden construir lagunas independientes separadas por bordos de tierra, o se puede encauzar el flujo del agua en una sola laguna con ayuda de barreras flotantes. Las barreras flotantes consisten en cortinas con balastre en el fondo y flotadores en la parte superior. Las cortinas son sujetadas en su sitio por medio de cables horizontales y, en caso de que la longitud de la cortina sea mayor de 50m, con ayuda de contrapesos de concreto en el fondo de la laguna. Un factor

importante en la selección del material de las cortinas es su resistencia al intemperismo y a posibles ataques químicos o biológicos.

Es costumbre emplear lagunas facultativas sólo en los casos en que no exista riesgo de contaminación a los acuíferos, pues la impermeabilización artificial de las lagunas incrementa en forma desmedida su costo de construcción. El riesgo de contaminación de los acuíferos se elimina cuando el suelo es impermeable o moderadamente permeable, cuando el acuífero es confinado o profundo, o cuando los pozos de explotación del acuífero se encuentran alejados de las lagunas.

El talud de los bordos de las lagunas debe fijarse en función de las características específicas del suelo en cada caso; es costumbre emplear taludes de 3 horizontal por 1 vertical. Para prevenir la erosión de los bordos, así como la proliferación de plantas en las orillas de las lagunas, se recomienda el zampeado de la zona de los bordos en la superficie de la laguna y operar, en lo posible, las lagunas a un nivel constante de agua.

La presencia de plantas en la zona de bordos puede dar lugar a plagas, roedores, arañas y mosquitos, problemas de salud pública asociados con lagunas facultativas mal operadas o mal construidas.

El influente a las lagunas debe ser sometido previamente a un pretratamiento para la eliminación de arenas y material grueso. En casos excepcionales, cuando la concentración de sólidos suspendidos en el agua cruda es muy alta, se puede usar una sedimentación primaria, situación que no es frecuente en el caso de aguas residuales de origen doméstico.

La sobrecarga orgánica de las lagunas puede llegar a crear condiciones continuas de anaerobicidad, con los consecuentes problemas de olores (esta situación es discutida en la ficha d.10, Lagunas Anaeróbicas).

Eficiencias del proceso

Por la misma complejidad de los procesos químicos y biológicos que tienen lugar en las lagunas facultativas, y a pesar de la enorme experiencia (y confianza) que existe sobre su funcionamiento, la expresión de eficiencias del proceso es generalmente del tipo empírico.

El régimen hidráulico de funcionamiento de las lagunas, como antes se mencionó, es de fundamental importancia en la eficiencia de las lagunas. Una expresión de la eficiencia de las lagunas que incorpora tanto las características del régimen hidráulico de funcionamiento como una constante de biodegradabilidad de las aguas es la siguiente:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{4 * a * e^{(\frac{1}{2d})}}{(1+a)^2 * e^{(\frac{a}{2d})} - (1-a)^2 * e^{[-\frac{a}{2d}]}}$$

Definición de Variables:

$$a = (1 + 4 * K * t * d)^{0.5}$$

K = Constante de mortandad de coliformes [1/día]

Constante de biodegradabilidad [1/día]

t = Tiempo de retención hidráulico [días]

C_o = Concentración en el influente, DBO

C = Concentración en el efluente, DBO

d = Factor de dispersión hidráulica

d = 0 para flujo pistón

d = 1 para flujo mixto

d > 100 para mezcla completa

Las constantes de mortandad de coliformes y de biodegradabilidad de las aguas deben ser determinadas experimentalmente y corregidas por temperatura con la expresión de Arrenhius:

$$K_T = K_{20} * 1.085^{(T-20)}$$

Para remoción de DBO, los valores típicos de K₂₀ varían de 0.2 a 0.5 y para coliformes de 0.6 a 1.0.

Aplicando las ecuaciones anteriores, para condiciones típicas de operación de lagunas facultativas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, se obtienen los siguientes resultados:

t días	K * t								
	K[1/día]								
.2	.3	.4	.5	.6	.7	.8	.9	1.0	
10	2	3	4	5	6	7	8	9	10
20	4	6	8	10	12	14	16	18	20
30	6	9	12	15	18	21	24	27	30
40	8	12	16	20	24	28	32	36	40
50	10	15	20	25	30	35	40	45	50
60	12	18	24	30	36	42	48	54	60

K* t	Coliformes Remanentes [NMP/100ml] C _o = 10,000,000 NMP/100ml		
	Mezcla Compl.	Flujo Mixto	Flujo Pistón
5	1,655,000	985,000	84,000
6	1,416,000	754,000	34,000
7	1,237,000	591,000	14,000
8	1,098,000	472,000	6,000
9	987,000	382,000	2,000
10	895,000	314,000	1,000
11	820,000	260,000	0
12	755,000	218,000	0

K* t	Eficiencia de Remoción de DBO %		
	Mezcla Compl.	Flujo Mixto	Flujo Pistón
1.0	50	53	63
2.0	67	72	86
3.0	75	81	95
4.0	80	87	98
5.0	83	90	99
6.0	86	92	100
7.0	88	94	100
8.0	89	95	100

Criterios de diseño

De los criterios empíricos de diseño que se han recopilado por diversas instituciones e investigadores, se extrae las siguientes recomendaciones:

$$\text{Tiempo de retención (WPCF): } t = .0349 * S_o * 1.085^{(35-T)}$$

S_o = DBO total del influente

T = Temperatura del agua [°C] del mes más frío

S _o [mg/l]	Tiempo de retención [días]					
	Temperatura [°C]					
	10	15	20	25	30	35
100	27	18	12	8	5	3
200	54	36	24	16	10	7
300	80	54	36	24	16	10
400	107	71	47	32	21	14

Parámetro	Dimensión
Área de cada laguna en serie [Ha]	1 a 4
Régimen de operación	Serie o Paralelo
Tiempo de retención hidráulico [dias]	7 a 30
Profundidad [m]	1.8 a 2.4
Carga hidráulica [l/s-Ha] [lb/acre-día]	1.5 a 4.4 .5 a 1.5
Carga orgánica	
Por unidad de superficie [kg/ha-día] [lb/acre-día]	56 a 168 50 a 150
Requerimientos de área [$m^2/(l/s)$] [$m^2/(kg\ DBO/día)$]	6,803 a 2,268 178 a 59
Temperatura óptima del agua [°C]	20
Ámbito de temperaturas [°C]	2 a 32
Eficiencia de remoción de DBO [%]	80 a 95
Concentración de algas [mg/l]	40 a 160
Eficiencia de remoción de coliformes [%]	>99
Sólidos suspendidos en el efluente (mg/l)*	
Algas	[0.2 a 0.8] " DBO_0
Microorganismos	[0.2 a 0.5] " DBO_0
Otros	[0.1 a 0.4] " SS_0
DBO del efluente [mg/l]	
Soluble	[0.02 a 0.1] " DBO_0
Insoluble	[0.30 a 1.0] " SS_0
Calidad típica del efluente [mg/l]	
DBO	15 a 40
SS	25 a 50
PH	6.5 a 9

o = Datos del influente

Consumo de energía

El proceso en sí no consume energía de fuentes externas, lo que constituye uno de los mayores atractivos del proceso.

Impacto ambiental

- Requiere extensiones considerables de terreno.
- Riesgo de contaminación de los acuíferos por infiltración, en cuyo caso sería necesario el empleo de impermeabilizantes en el fondo y en los bordos de las lagunas, ya que esto incrementaría en forma excesiva el costo del sistema, no se recomienda el empleo de este proceso cuando ello sea necesario.

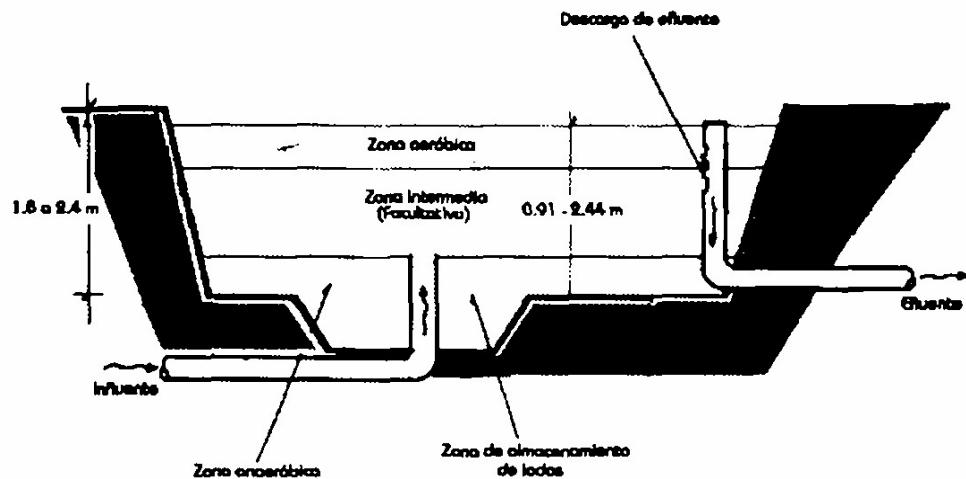


Figura 2.21

2.2.19. Lagunas anaeróbicas

Las lagunas anaeróbicas son relativamente profundas (hasta 6.0m) con taludes de bordos muy fuertes. En una laguna anaeróbica típica, el agua residual entra muy cerca del fondo (frecuentemente por el centro de la laguna); ésta se mezcla con la biomasa sedimentada, la cual tiene un espesor de aproximadamente 6 pies (1.8m). El efluente se localiza en la parte superior de la laguna y debe estar por abajo de la superficie del líquido. El exceso de grasa no digerida flota, formando un cobertor, el cual permite que el calor no se pierda y evita la entrada de aire. El proceso no requiere de recirculación de lodos.

Impacto Ambiental: Puede causar olores. Contaminación del agua subterránea, al menos de que las lagunas se impermeabilicen. Requerimientos de terreno muy altos.

Confiabilidad del Proceso: Altamente confiable si el pH del agua residual se controla en su ámbito óptimo.

Requerimientos de Energía: Las lagunas son operados con flujos de agua por gravedad, por lo tanto, no tiene requerimientos de energía, aparte del bombeo que pueda ser necesario para alimentar el agua residual a las lagunas.

Criterios de diseño

Parámetro	Dimensión
Área de cada laguna en serie [Ha]	1 a 4
Régimen de operación	Serie o Paralelo
Tiempo de retención hidráulico [dias]	7 a 30
Profundidad [m]	2 a 6
Carga hidráulica [l/s-Ha] [lb/acre-día]	1.5 a 4.4 .5 a 1.5
Carga orgánica	
Por unidad de superficie [kg/ha-día] [lb/acre-día]	56 a 2,244 50 a 2,000
Requerimientos de área [$m^2/(l/s)$] [$m^2/(kg DBO/día)$]	6,803 a 2,268 178 a 4
Temperatura óptima del agua [°C]	20
Ámbito de temperaturas [°C]	2 a 50
Ámbito óptimo del pH del agua residual	6.8 a 7.2
Eficiencia de remoción de DBO [%]	80 a 95
Concentración de algas [mg/l]	40 a 160
Eficiencia de remoción de coliformes [%]	>99
Sólidos suspendidos en el efluente (mg/l)*	
Algas	[0.2 a 0.8] " DBO_0
Microorganismos	[0.2 a 0.5] " DBO_0
Otros	[0.1 a 0.4] " SS_0
DBO del efluente [mg/l]	
Soluble	[0.02 a 0.1] " DBO_0
Insoluble	[0.30 a 1.0] " SS_0
Calidad típica del efluente [mg/l]	
DBO	15 a 40
SS	25 a 50
PH	6.5 a 9

* = Datos del influente

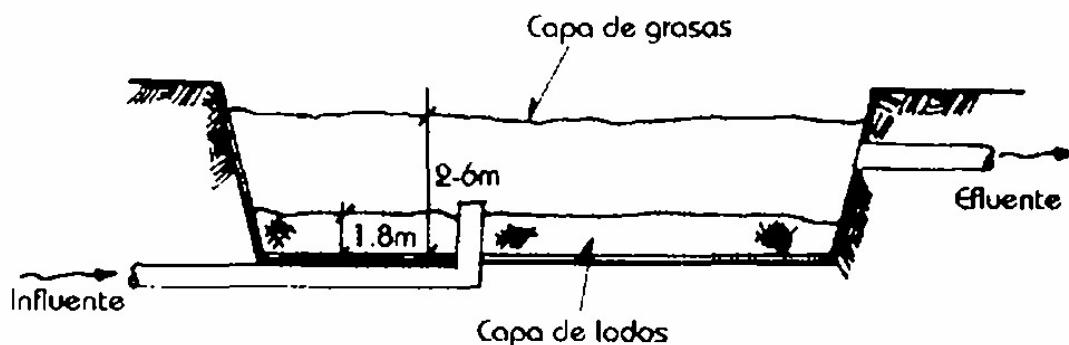


Figura 2.22

2.2.20. Zanjas de oxidacion

Una zanja de oxidación es un proceso de tratamiento biológico de lodos activados, comúnmente operado como un proceso de aereación extendida. La unidad consiste de un canal en forma de circuito cerrado, de 3 a 6 pies (0.9 a 1.8m) de profundidad, con paredes de 45° de pendiente y aereadores mecánicos, localizados en uno o varios puntos a lo ancho de la zanja. El efluente de un pretratamiento, comúnmente cribado, trituración o desarenación, entra a la zanja, es aereado por cepillos horizontales, o aereadores tipo disco diseñados especialmente para zanjas de oxidación y circula a lo largo del canal a una velocidad de aproximadamente 1 a 2 pies/s (0.3 a 0.6 m/s). Los aereadores crean una mezcla y provocan la circulación del agua en la zanja, así como una transferencia de oxígeno suficiente.

La Mezcla en el canal es uniforme, pero pueden existir zonas de baja concentración de oxígeno disuelto. Los aereadores operan en un ámbito de 60 a 110 RPM y proporcionan velocidad suficiente para mantener los sólidos en suspensión. En este proceso puede ocurrir un alto grado de nitrificación, sin ninguna modificación del sistema en especial. La razón de lo anterior se debe a los largos tiempos de retención de los sólidos utilizados (10 a 50 días). El efluente de las zanjas de oxidación se alimenta a los sedimentadores secundarios. El proceso de zanjas de oxidación se aplica a cualquier situación donde sea apropiado un tratamiento de lodos activados (convencional o aereación extendida). El costo del proceso de tratamiento es generalmente menor a otros procesos biológicos para un ámbito de flujos entre 0.38 a 38 MI/día (0.1 a 10 Mgal/día).

Criterios de diseño

Los criterios de diseño de las zanjas de oxidación para su forma de aereación extendida son:

Concepto	Dimensión
Carga de DBO ₅ [lb/1000 pies ³ volumen de aereación/día] [kg/1000m ³ volumen de aereación/día]	8.6 a 15 134 a 240
Edad de lodos [días]	10 a 33
Profundidad del canal [pies] [m]	3 a 6 0.9 a 1.8
Geometría del canal	Paredes verticales o de 45°
Tiempo de retención en el canal de aereación [días]	1

Eficiencias del proceso

Las eficiencias del proceso se pueden resumir de la siguiente manera:

Parámetro	Efluente [mg/l]			Porcentaje de remoción		
	Invierno	Verano	Prom.Annual	Invierno	Verano	Prom.Annual
DBO	15.2	1.2	12.3	92	94	93
Sólidos suspendidos	13.6	9.3	10.5	93	94	94

Se ha obtenido una remoción de nitrógeno amoniacial de 40 a 80 porciento.

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: El impacto ambiental con respecto a olores y contaminación del aire es similar al de los procesos de lodos activados convencionales.

Confiabilidad del Proceso: La confiabilidad promedio en plantas de tratamiento con zanjas de oxidación se puede resumir sún se ha reportado en estudios de evaluación, de la siguiente manera:

Concentración en el efluente	Frecuencia Reportada en porciento	
	SST	DBO
< 10 mg/l	65	65
< 20 mg/l	85	90
< 30 mg/l	94	96

Consumo de Energía: el consumo de energía en zanjas de oxidación se puede estimar en base al flujo de agua, requerimiento de oxígeno por DBO removida y eficiencia de trasferencia de oxígeno. Para fines de estimación se puede suponer una eficiencia de trasferencia de oxígeno de 1.8 lb. O₂/HP-h y un requerimiento de oxígeno de 1.5 lb. O₂/lb DBO removida.

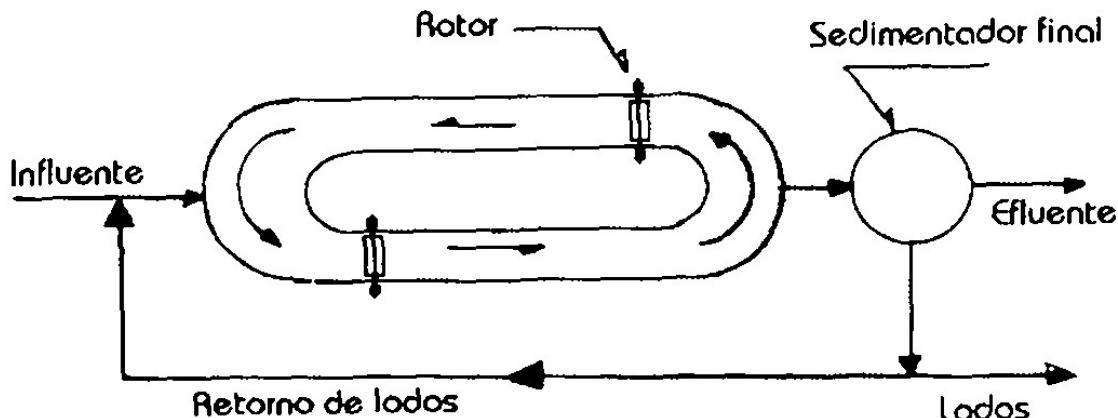


Figura 2.23.

2.2.21. Filtros biológicos

En el proceso de filtración biológica, el agua residual se deja escurrir sobre un filtro empacado con piedra o con algún medio sintético. En la superficie del medio se desarrollan crecimientos biológicos que bio-oxidan los contaminantes orgánicos presentes en el agua. El efluente es colectado al fondo del filtro.

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

El proceso de filtración biológica va precedido, generalmente, de una sedimentación primaria para remover los sólidos en suspensión que puedan obturar el filtro. Ya que la biomasa responsable del proceso de bio-oxidación está adherida al medio de empaque, y no en suspensión como en el caso del proceso de lodos activados, la biomasa no es arrastrada en el efluente y por lo tanto no es necesaria la recirculación de lodos biológicos. Sin embargo, el exceso de lodos sí es arrastrado en el efluente, razón por la cual es común la instalación de sedimentadores secundarios para la colección del exceso de lodo. La cantidad de lodos generados en exceso es función de la DBO removida y de la densidad de carga orgánica sobre el filtro (a menor densidad de carga, menor generación de exceso de lodos). El arrastre del exceso de lodos puede ser intermitente, en forma de purgas periódicas, o en forma continua a una tasa constante, dependiendo, principalmente, de las condiciones de carga hidráulica y características físicas del medio de empaque.

La profundidad de los filtros biológicos varía en un ámbito muy grande, dependiendo principalmente del tipo de medio de empaque empleado. Para filtros empacados con piedra, las profundidades normales son de 1.5 a 3 metros. Para filtros empacados con medios sintéticos las profundidades pueden variar de 1.5 a 10 metros. En términos generales, la eficiencia de un filtro aumenta en forma proporcional (no lineal) con su profundidad, pero los costos de bombeo aumentan también al incrementarse la altura del filtro. El ingeniero proyectista debe sopesar ambos factores en la selección de las dimensiones de un filtro biológico.

El agua es alimentada en la parte superior del filtro por medio de brazos giratorios. Los brazos distribuidores son alimentados por el centro, haciendo girar la misma fuerza del agua estos brazos. Los brazos provistos de orificios y difusores para la distribución uniforma del agua en el medio. Los distribuidores rotatorios se fabrican para tanques con diámetros de 6 a 60 m.

CARACTERISTICAS DEL PROCESO

El proceso de filtros biológicos puede ser clasificado en las siguientes categorías:

Filtros Empacados con Roca: Baja, Media y Alta Tasa

Filtros Empacados con Medio Sintético: Alta, Muy Alta y Desbaste

En la siguiente tabla se presentan las características típicas de estos tipos de filtros. Las características de los distintos medios se resumen en la siguiente tabla:

Medio de Empaque	Tamaño		Densidad Aparente	Área Específica		Vacíos
	mm	Pulg.	Kg/m ³	m ² /m ³	pie ² /pie ³	%
Roca Pequeña Mediana	25-65 100-120	1-2 ^{1/2} 4-5	1250-1450 800-1000	55-70 40-50	17-21 12-15	40-50 50-60
Plástico Convencional Alta densidad			30-100 30-100	80-100 100-120	24-30 30-70	94-97 94-97

Eficiencia del proceso

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

- 1) Una expresión empírica (dimensionalmente no homogénea) desarrollada a partir de los resultados medidos en filtros de piedra en instalaciones militares de los Estados Unidos:

$$Ef = \frac{1}{1 + 0.44 * (C_o / F)^{0.5}}$$

C_o = Carga orgánica por unidad de volumen [Kg de DBO₅/m³-día]

F = Factor de recirculación, $F = 1 + R$

R = Relación entre gasto de recirculación y gasto del influente

- 2) Una expresión teórica derivada de la ecuación de la cinética de primer orden de la bio-oxidación:

$$Se / So = \exp \{-kt_c\}$$

$$t_c = c * A_s * D / qn$$

$$Se / So = \exp \{-KT * As * D / q^n\}$$

La constante "n" es función de las características hidráulicas del medio de empaque y se ha estimado entre 0. 5 y 0. 65. "K" es la constante de la biodegradabilidad de la DBO en el agua; para aguas residuales domésticas su valor se ha estimado entre .002 y .003 ($\text{l}/\text{s}\cdot\text{m}^2$)^{0.5}. La dependencia de "K" con la temperatura se puede expresar con la siguiente ecuación:

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

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

$$\frac{Se}{So} = \frac{\exp\{-K_T * As * D / q_r^{0.5}\}}{(1+R) - R * \exp\{-K_T * As * D / q_r^{0.5}\}}$$

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

$$D = \frac{\ln\{(Se + Se * R)/(So + Se * R)\} * q_r^{0.5}}{K_T * As}$$

So = DBO total del influente

Se = DBO disuelta del efluente

K₂O = Constante cinética de bio-oxidación a 20°C

K_T = Constante cinética de bio-oxidación a T°C

As = Área específica del medio

D = Profundidad efectiva del filtro

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

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

Si la recirculación es cero (R = 0), la última ecuación se simplifica como se indica a continuación:

$$D = \frac{\ln\{Se / So\} * q^{0.5}}{K_T * As}$$

La recirculación como se indica en la tabla de características de los distintos tipos de filtros, no siempre se emplea. La recirculación es indispensable para garantizar la humidificación completa del medio filtrante cuando se presentan reducciones en el gasto de entrada, y se recomienda cuando el influente tiene altas concentraciones de DBO. Una ecuación propuesta para calcular la tasa de recirculación empleada en manuales de diseño de la EPA (Agencia de Protección Ambiental, EUA), es la siguiente:

$R = 0.004 * S_0 - 0.6$							
S_o	[mg/l]	150	200	300	400	500	600
R	[%]	0	20	60	100	140	180

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

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

siendo "a" el número de brazos y "n" la velocidad de rotación del brazo [1/tiempo]. Para filtros de roca de baja tasa el valor de SK debe ser de 2 a 6 mm por vuelta, para filtros de alta tasa el valor de SK debe ser considerablemente mayor, pudiendo llegar a 60 a 600 mm/vuelta. La tabla siguiente muestra valores típicos de SK para condiciones normales de operación y para operaciones eventuales de lavado de lodos acumulados en el filtro (Albertson, O., Operations Forum, WPCF, Enero 1989):

Carga Orgánica [Kg/d-m³]	SK [mm/vuelta]	
	Diseño	Lavado de Lodos
< .8	25 a 75	100
.8	50 a 150	150
1.2	75 a 225	225
1.6	100 a 300	300
2.4	150 a 450	450
3.2	200 a 600	600

Consumo de energía

El único consumo de energía del proceso es en el bombeo de las aguas para la alimentación del filtro. La carga de bombeo es igual a la altura del filtro, más perdidas por fricción, más la carga hidráulica necesaria para la operación del brazo distribuidor.

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

$$\text{Energía consumida [Kw-h/m}^3\text{]} = .004 * h$$

siendo "h" la carga total de bombeo en metros.

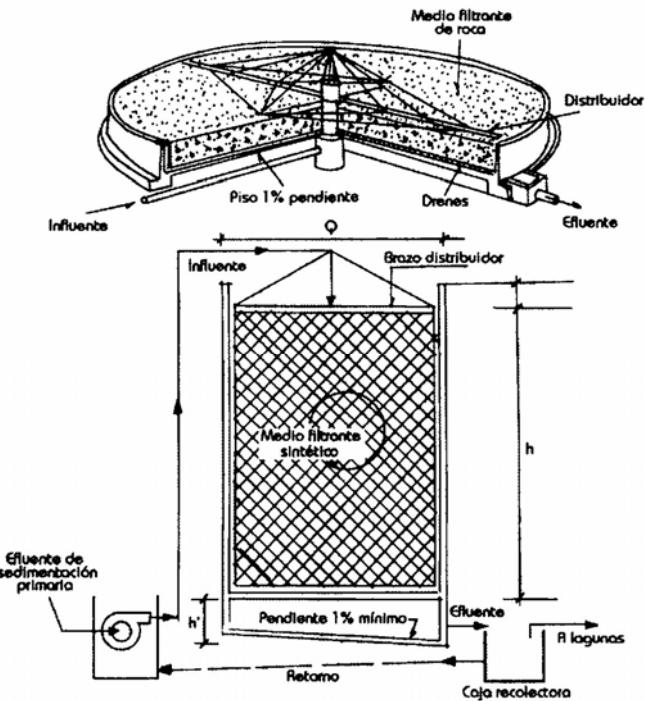


Figura 2.24. Impacto ambiental

En los filtros de roca de baja tasa son frecuentes los problemas de moscas y algunos olores. En los filtros de alta tasa, bien operados, estos problemas son controlables.

Características de filtros biológicos

Parámetro	Tasa Baja	Tasa Media	Tasa Alta	Tasa Muy Alta	Desbaste
Medio de Empaque	Roca	Roca	Roca o Sint.	Sintético	Sintético
Carga Hidráulica ⁽¹⁾ [gpm/pie ²] [l/s-m ²]	.02 a .06 .01 a .04	.06 a .16 .04 a .11	.16 a .63 .11 a .42	.24 a 1.5 .16 a 1.0	1.0 a 2.9 .7 a 2.0
Carga orgánica [lb/d-1000pie ³] [Kg/d-m ³]	5 a 25 .08 a .40	15 a 30 .24 a .48	25 a 300 .4 a 4.8	Hasta 300 Hasta 4.8	Más de 100 Más de 1.6
Recirculación	Mínima	Generalmente	Siempre	Gralmente.	Gralmente.No
Moscas	Sí	Variable	Variable	Pocas	Pocas
Descarga Lodos	Intermitente	Variable	Continua	Continua	Continua
Profundidad [m]	1.8 a 2.4	1.8 a 2.4	Roca: .9 a 2.4 Sintético: Hasta 9	Hasta 12	.9 a 6
Remoción de DBO en (%)	80 a 85	50 a 70	65 a 80	65 a 85	40 a 65

(1).- sin incluir recirculación

2.2.22. Sedimentación secundaria tanques circulares

La descripción general del proceso de sedimentación se presentó en la Ficha c. 2 de este manual. Existen dos tipos de tanques circulares en la sedimentación secundaria: el alimentado por el centro y el alimentado por la periferia. Ambos utilizan un mecanismo para transportar y remover del tanque los lodos sedimentados. Los lodos últimos son acumulados por el mecanismo en una tolva, al centro del tanque, para ser finalmente removidos del mismo. El efluente se extrae a través de vertedores triangulares, localizados cerca del centro o del perímetro del tanque, sún el tipo de sedimentador. El mecanismo de remoción del sobrenadante (desnatador) se localiza en la superficie del tanque. El uso más común de la sedimentación secundaria es para separar los sólidos de lodos activados que se encuentran en la mezcla, para producir sólidos concentrados como flujo de retorno requerido para mantener el tratamiento biológico y para permitir la sedimentación de sólidos producidos en el sistema de filtros percoladores de baja tasa.

Criterios de diseño

Aunque el diseño de los tanques de sedimentación secundaria es similar al de sedimentación primaria, los factores que se deben considerar en el diseño de estos tanques incluyen: tipo de tanque deseado, carga hidráulica superficial, carga de lodos, velocidad de flujo, localización de los vertedores, carga hidráulica sobre vertedores y recolección de material flotante. Los criterios de diseño recomendables se resumen en la siguiente tabla:

Tipo de Tratamiento	Carga Hidráulica		Profundidad [pies] [m]
	Media [gpd/pie ²] [l/s-m ²]	Pico	
De filtros percoladores	400 a 600 .19 a .28	1000 a 1200 .47 a .57	10 a 12 3.0 a 3.7
De lodos activados (aire) (excepto aereación ext.)	400 a 800 .19 a .38	1000 a 1200 .47 a .57	12 a 15 3.7 a 4.6
De aereación extendida	200 a 400 .09 a .19	800 .38 a 0	12 a 15 3.7 a 4.6
De lodos activados (oxígeno) con sed. primaria	400 a 800 .19 a .38	1000 a 1200 .47 a .57	12 a 15 3.7 a 4.6

Tipos de Tratamiento	Carga de Sólidos*	
	Media [ld/d-pie ²] [Kg/d-m ²]	Pico
De filtros percoladores	-----	-----
De lodos activados (aire) (excepto aereación ext.)	20 a 30 98 a 146	50 244
De aereación extendida	200 a 400 976 a 1953	50 244
De lodos activados (oxígeno) con sed. primaria	400 a 800 1953 a 3906	50 244

*Las cargas de sólidos permisibles son generalmente gobernadas por las características del espesador de lodos, asociadas con la operación en climas fríos.

La tasa de recirculación de lodos en un proceso de lodos activados varía del 15 al 200 porciento del flujo de agua a la planta, dependiendo de las modificaciones empleadas.

La longitud de los bafles no debe de exceder de 3 pies (91 cm) por debajo de la superficie del agua. Otros parámetros tipos de diseño son los siguientes:

Carga hidráulica sobre vertedores [gpd/pie] [l/s-m]	10,000 a 30,000 1.44 a 4.31
Velocidad de flujo máxima en la velocidad de los vertedores [pies/hr] [cm/s]	12 a 24 .10 a 0.20
Diámetro de los bafles en la entrada [porciento del diámetro del tanque]	15 a 20

Eficiencias del proceso

La concentración de lodos en el sedimentador de un sistema de lodos activados varía de 0.5 a 2.0 porciento, dependiendo de las características de concentración y sedimentación de los lodos. Los sólidos suspendidos en el efluente del sistema varían comúnmente de 20 a 30 mg/l, aunque se ha reportado concentraciones de 11 a 14 mg/l.

Consumo de energía

El consumo de energía en el proceso de sedimentación secundaria se tiene en la operación de las bombas de lodos, las rastras de lodos y el mecanismo de remoción de material flotante. En el caso de lodos activados, se incluye el consumo de energía por la bomba de retorno de lodos. La energía requerida para vencer una pérdida de carga de 2 a 3 pies (60 a 90 cm) se puede estimar por la siguiente ecuación: kWh/año = 1625 (mgal/d de flujo de agua + Mgal/d de retorno de lodos) CDT a una eficiencia de 70 porciento. (CDT = Carga Dinámica Total).

Otras características

Impacto Ambiental: Las unidades circulares requieren mayor área que las unidades rectangulares.

Confiabilidad del Proceso: Generalmente la confiabilidad del proceso es muy alta, sin embargo, el incremento de sólidos a causa de la denitrificación puede causar problemas al sistema, lo cual se puede evitar con una buena operación del mismo.

EJEMPLO DE DISEÑO DE DISTINTOS TIPOS DE FILTROS

$$\text{Ecuación de diseño : } \frac{S_e}{S_o} = \frac{\exp\{-K_T * A_s * D / q_r^{0.5}\}}{(1+R) - R * \exp\{-K_T * A_s * D / q_r^{0.5}\}}$$

Concepto	Tasa Baja Piedra	Tasa Media Piedra	Tasa Alta Piedra	Tasa Alta Sint.	Tasa Muy Alta Sint.	Desbaste Sint.
Bases de Diseño						
Gasto medio [l/s]	25	25	25	25	25	25
DBO total del influente "S _o " [mg/l]	200	200	200	400	400	400
DBO soluble del efluente "S _e " [mg/l]	60	60	60	80	60	120
Eficiencia del proceso [%]	70	70	70	80	85	70
Carga de DBO [Kg/día]	432	432	432	864	864	864
Constante cinética a 20°C "K ₂₀ " [(l/s-m ²) ^{0.5}] [(gpm/pie ²) ^{0.5}]	.0025 .0030	.0025 .0030	.0025 .0030	.0025 .0030	.0025 .0030	.0025 .0030
Temperatura "T" [°C]	18	18	18	18	18	18
Carga hidráulica superficial "q _o " [l/s-m ²] [gpm/pie ²]	.04 .08	.08 .12	.15 .22	.40 .59	1.00 1.47	1.40 2.06
Área específica del medio "A _s " [m ² /m ³] [pie ² /pies ³]	50 15	55 17	70 21	100 31	100 31	100 31
Diseño del Proceso						
K _T = K ₂₀ * 1.035 ^(T-20) [(1/s-m ²) ^{0.5}] [(gpm/pie ²) ^{0.5}]	.00233 .00283	.00233 .00283	.00233 .00283	.00233 .00283	.00233 .00283	.00233 .00283
Recirculación R = 0.004 * S _o -0.6 q _r = q _o * (1+R) [l/s/m ²] [gpm/pie ²]	.20 .05 .07	.20 .10 .14	.20 .18 .27	1 .80 1.18	1 2 2.95	1 2.80 4.13
Altura del filtro (D) en m: $= \frac{\ln\{(S_e + S_e * R) / (S_o + S_e * R)\} * q_r^{0.5}}{K_T * A_s}$	2.0	2.6	2.8	4.2	8.1	5.5
Área superficial: A = Q/q _o [m ²]	625	312.5	166.7	62.5	25	17.9
Diámetro de filtros (N=2)	20.0	14.1	10.3	6.3	4.0	3.4
Volumen de medio [m ³]	1,267	815	467	263	204	99
Carga orgánica por volumen [Kg/día-m ³] [lb/día-1000 pies ³]	.3 21	.5 33	.9 58	3.3 205	4.2 265	8.7 545
Carga orgánica por área total del medio: [Kg/día-m ²] [lb/día-1000 pies ²]	.007 1.40	.010 1.98	.013 2.71	.033 6.73	.042 8.70	.087 17.88

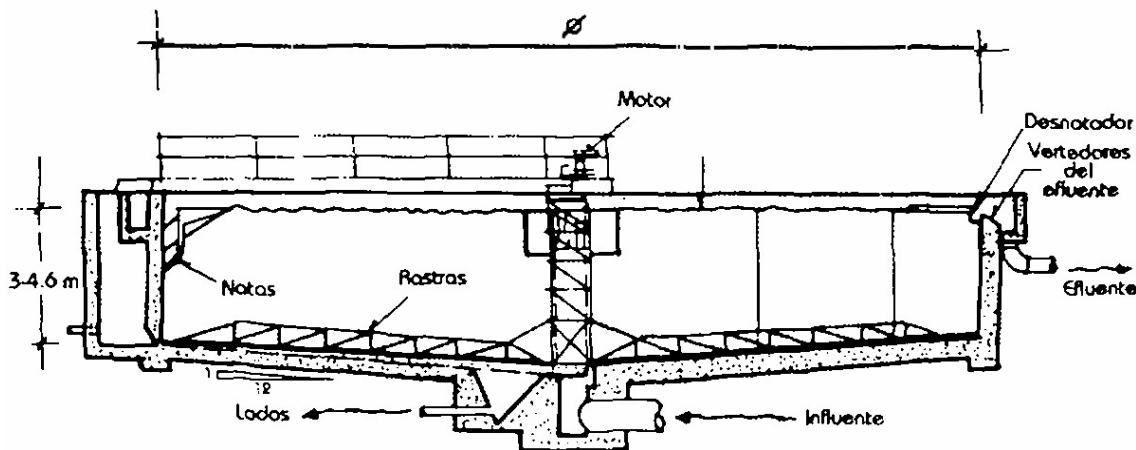


Figura 2.25.

2.2.23. Sedimentación secundaria tanques rectangulares

El diseño de sedimentadores secundarios es similar al de sedimentadores primarios, con la excepción de que en el diseño de sedimentadores para lodos activados se deben de considerar grandes volúmenes de salidos en el licor mezclado. Aún más, el licor mezclado, tiene la tendencia de fluir a la entrada del tanque como una corriente densa e interferir la separación de salidos y el espesamiento de los lodos. Para manejar exitosamente estas características se deben de considerar los siguientes factores: (1) tipo de tanque deseado, (2) carga hidráulica superficial, (3) carga de salidos, (4) velocidades del flujo, (5) localización de vertedores y cargas sobre vertedores, y (6) recolección de material flotante.

El influente del tanque es distribuido al influente de la unidad por medio de bafles y fluye a lo largo del tanque para salir sobre unos vertedores. La longitud máxima es de aproximadamente 300 pies y con profundidades de 12 a 15 pies (3.7 a 4.6 m). El equipo de remoción de salidos consiste de un par de cadenas sin fin, con piezas de madera de 2 pulgadas (5 cm) de espesor y de 6 a 8 pulgadas (15 a 20 cm) de profundidad, localizadas a cada 10 pies (3 m). La velocidad lineal de las cadenas es de 2 a 4 pies/min (0.6 a 1.2 m/min). También, se utilizan rastas para la limpieza de los tanques fijadas a un puente móvil que viaja a lo largo de la unidad. La colección del material flotante se realiza al final del tanque en el efluente y su remoción puede ser manual, hidráulica o mecánica.

Criterios de diseño

En sistemas de lodos activados los criterios de diseño recomendados son:

Carga hidráulica: media [gpd/pie ²] [l/s-m ²] pico [gpd/pie ²] [l/s-m ²]	400 a 800 0.19 a 0.38 700 a 1,200 0.33 a 0.57
Carga de sólidos: media [lb/h-pie ²] [K-día-m ²] pico [lb/h-pie ²] [K/día-m ²]	0.6 a 1.2 70 a 140 1.25 a 2.0 146 a 293
Velocidad de flujo máx. en el inf. De los vertedores: [pies/h] [m/h]	12 a 24 3.66 a 7.32
Profundidad [pies] [m]	12 a 15 3.7 a 4.6

Eficiencias del proceso

Las concentraciones máximas de sólidos de lodos secundarios en sistemas de lodos activados varían de 0.5 a 2.0 porciento, dependiendo de las características de sedimentación y compactación de los lodos. Los sólidos suspendidos totales (SST) en el efluente varían de 20 a 30 mg/l.

Consumo de energía

La energía requerida para vencer una pérdida de carga de 2 a 3 pies (60 a 90 cm) se puede estimar por la siguiente ecuación:

$$\text{kWh/año} = 1625 (\text{Mgal/d de flujo de agua} + \text{Mgal/d de retorno de lodos})$$

Carga Dinámica Total a una eficiencia de 70 porciento.

Otras características

Impacto Ambiental: Aunque requiere de grandes extensiones de terreno, el sistema ofrece una eficiencia de espacio mayor que la de sedimentadores circulares.

Confiabilidad del proceso: La confiabilidad del proceso es alta, pero depende mucho del buen funcionamiento de los aereadores aguas arriba del sistema para la producción de un buen lodo sedimentable. La confiabilidad mecánica puede ser considerada alta, siempre y cuando se cuente con mantenimiento e inspección adecuados.

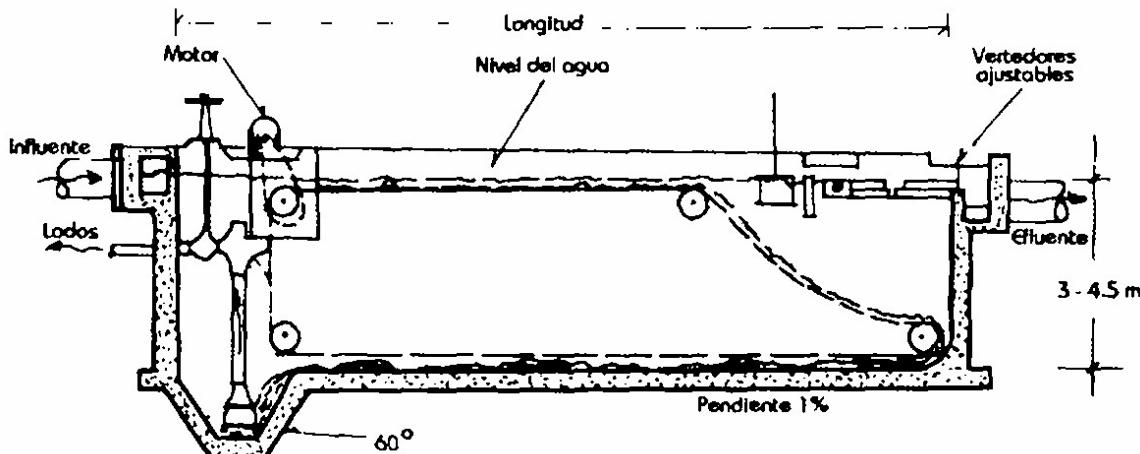


Figura 2.26.

2.2.24. Lodos activados con nitrificación

Este proceso también es conocido como nitrificación de un solo paso, debido a que el amonio y los materiales carbonáceos son oxidados en la misma unidad de aereación. Como en cualquier proceso biológico aeróbico, los materiales carbonáceos son oxidados por organismos aerobios heterotróficos. En general, las condiciones óptimas para la nitrificación son: temperatura de aproximadamente 30°C; pH de 7.2 a 8.5 unidades; F/M de aproximadamente 0.05 a 0.15; tiempos de retención hidráulicos relativamente largos; y tiempos de retención de lodos de aproximadamente 20 a 30 días, dependiendo de la temperatura.

El grado de nitrificación depende básicamente de tres factores, SRT (Tiempo de Retención de los Lodos), concentraciones de oxígeno disuelto y temperatura del agua residual. En general, la nitrificación comienza a un SRT de aproximadamente 5 días, pero no es apreciable sino hasta que el SRT llega aproximadamente a los 15 días, dependiendo de la temperatura. El sistema de aereación es diseñado para proveer oxígeno adicional necesario para oxidar el nitrógeno amoniacial.

Criterios de diseño

Los criterios de diseño para el proceso de lodos activados con nitrificación en su variante de aereación extendida y en zanjas de oxidación, se presentan a continuación:

Concepto	Aereación Extendida	Zanjas de Oxidación
Carga volumétrica [lb DBO ₅ /d/1000 pies ³] [Kg DBO ₅ /d/1000 m ³]	5-10 80-160	10-15 160-240
SSVLM [mg/l]	3,000-6,000	3,000-5,000
F/W [lb DBO ₅ /d/lb SSVLM]	0.05-0.15	0.03-0.10
Tiempo de retención de aereación (basado en flujo promedio diario) [d]	18-36	24
Suministro de aire [pies ³ /lb DBO ₅ aplicado] [m ³ /Kg DBO ₅ aplicado]	3,000-4,000 187-250	---- ----
Ib O ₂ /lb DBO ₅ aplicado	2.0-2.5	2.0-2.5
Tiempo de retención de lodos [d]	20-30	20-30
Tasa de recirculación	0.7-1.5	0.25-0.75
Fracción volátil de SSLM [mg/l]	0.6-0.7	0.6-0.7

Eficiencias del proceso

Un proceso de aereación bien establecido reducirá el nitrógeno amoniaco a aproximadamente 1 mg/l, si la temperatura del agua es de aproximadamente 55°F (13°C).

Consumo de energía

Para la estimación del consumo de energía se pueden hacer las siguientes consideraciones:

1. La pérdida de carga hidráulica a través del tanque de aereación es despreciable.
2. La recirculación de lodos y la energía para el bombeo de lodos son parte de la operación del sistema de sedimentación.
3. Los requerimientos de oxígeno son de 1.5 lb O₂/lb de DBO₅ removido a 4.6 lb O₂/lb NH₄-N removido.
4. Transferencia de oxígeno en el agua residual:

Aereación Extendida

Difusor de burbuja gruesa = 1.08 lb O₂/hp-h

Difusor de burbuja fina = 1.44 lb O₂/hp-h

Aereación mecánica = 1.08 lb O₂/hp-h

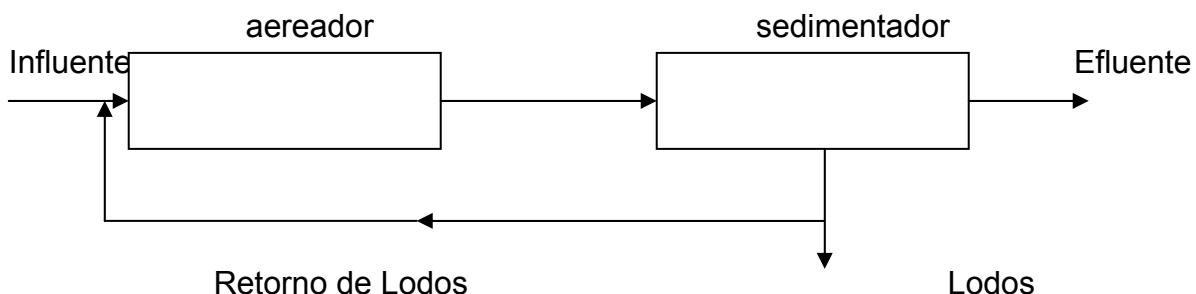
Zanja de oxidación = 1.80 lb O₂/hp-h

Otras características

Impacto Ambiental: Desde el punto de vista de los lodos de desecho el impacto ambiental es mínimo comparado con los procesos de lodos activados de alta tasa y lodos activados convencionales. Sin embargo, los problemas de contaminación del aire y de olores son muy similares a los de los otros procesos de lodos activados.

Confiabilidad del Proceso: Buena.

Limitaciones: La nitrificación biológica es muy sensible a los cambios de temperatura, con reducciones muy pobres en los meses fríos. Además, los metales pesados, tales como Cd, Cr, Ni, Pb y Zn, componentes fenólicos y componentes de cianuro y halogenados puede inhibir las reacciones de nitrificación.



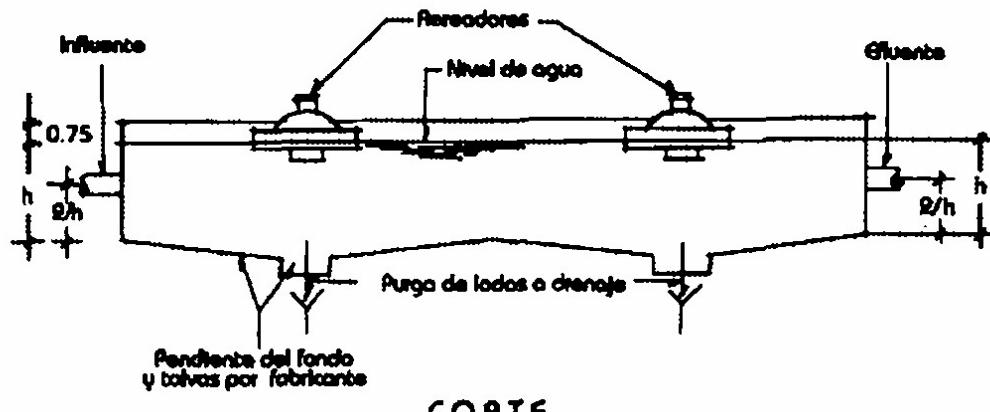
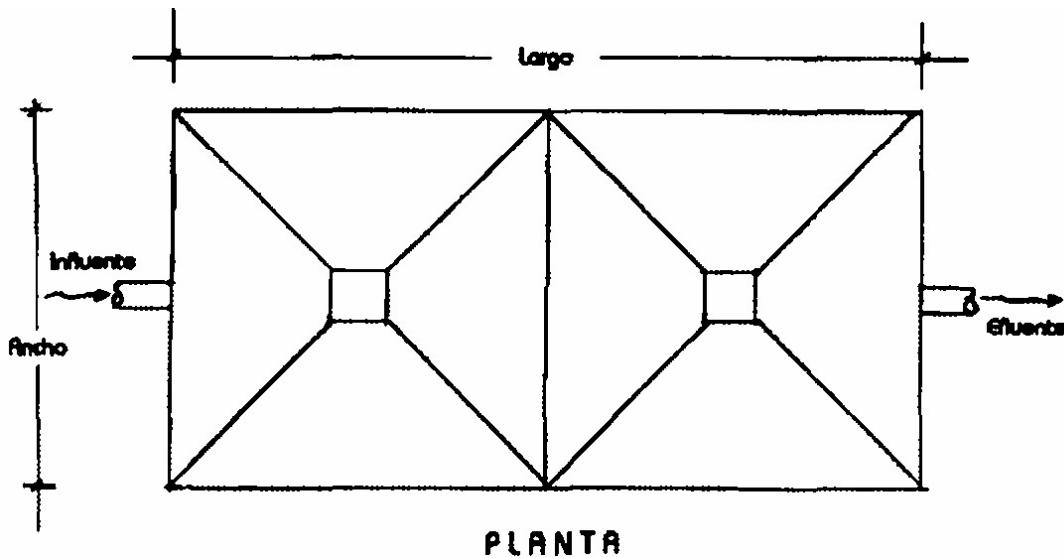


Figura 2.27.

2.2.25. Nitrificación reactor independiente

La nitrificación es el proceso por el cual el amoniaco se convierte a nitrato en el agua residual. En el proceso, las nitrosomonas y nitrobacterias actúan secuencialmente para oxidar el amoníaco (y nitrito) a nitrato. La nitrificación en reactor independiente puede llevarse a cabo en un proceso unitario de crecimiento suspendido o de crecimiento no suspendido. En cualquier caso, la nitrificación es precedida por un pretratamiento para reducir la demanda carbonosa. Dentro del esquema de pretratamiento se incluyen: lodos activados, filtro percolador o tratamiento primario con tratamiento físico-químico. En general, el efluente del pretratamiento tiene una relación de DBO_5/NTK menor que 3.0, en donde se ha efectuado una remoción carbonosa suficiente para que el proceso de nitrificación que le sigue pueda ser clasificado como nitrificación en reactor independiente. Se requiere de una DBO baja para asurar una concentración alta de nitrificadores en la biomasa de la nitrificación. El proceso más común de nitrificación en reactor independiente es el proceso de

crecimiento suspendido con flujo pistón con sedimentación. En este proceso, el efluente del pretratamiento es un efluente con pH ajustado y aereado. Los nitrificadores predominan, puesto que la demanda carbonosa es baja. Una sedimentación procede a la aereación, y los lodos del sedimentador son regresados al influente del tanque de aereación.

Criterios de diseño

Sistemas de Crecimiento Suspendedo	
Tipo de flujo	Pistón (preferible pero no mandatorio)
pH óptimo	8.2-8.6
SSV del licor mezclado	1200-2400 mg/l
OD min. En el tanque de aereación	2.0 mg/l
Carga Hidráulica sup. sed.	400-600 gpd/pie ² (0.19-0.28 l/s-m ²)
Carga de sólidos	20-30 lb/d/pie ² (97-146 Kg/d/m ²)
Tasa de recirc. de lodos	50 a 100 porcientos
Tiempo de retención	0.5 a -3 horas
Tiempo de residencia medio	10-20 días
Sistemas de Crecimiento no Suspendedo (Filtros Percoladores)	
Área del medio	3,000-10,000 pies ² /lb NH ₄ -N oxidado/d (0.61-2.05m ² /gr NH ₄ -N oxidado/d)
Tasa de recirculación	Hasta un 100 porcientos

Eficiencias del proceso

En este proceso se logran conversiones de hasta un 99 porciento de amoniaco (y nitritos) a nitratos. Sistemas adecuadamente diseñados producen un efluente con concentraciones de amoniaco en un ámbito de 1 a 3 mg/l. Suponiendo un influente con aproximadamente 50 mg/l de DBO₅, generalmente se logra una reducción de este parámetro del orden de 70 a 80 porciento.

Requerimientos de energía

Los requerimientos de energía se pueden estimar tomando en cuenta las siguientes suposiciones:

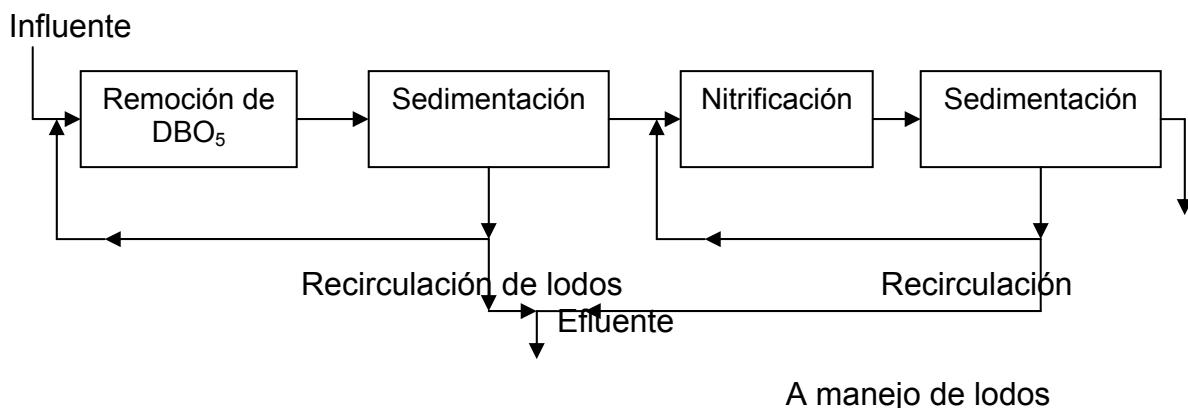
- Tasa de transferencia de O₂ = 1.8 lb de O₂/Hp-h
- Requerimientos de O₂ = 4.6 lb O₂/lb NH₄-N; 1 lb O₂/lb DBO₅
- NH₄-N en el influente = 19 mg/l
- NH₄-N en el efluente = 1 mg/l
- DBO₅ en el influente = 40 mg/l
- DBO₅ en el efluente = 10 mg/l

Otras características

Impacto Ambiental: Los lodos generados en la nitrificación son relativamente difíciles de deshidratar. Por esta razón, éstos son comúnmente mezclados con otros tipos de lodos, resultando un impacto muy pequeño en la deshidratabilidad. Otros impactos ambientales son similares a los causados por otros tratamientos biológicos estándares.

Confiabilidad del Proceso: El proceso tiene altos niveles de confiabilidad, siempre y cuando se mantengan condiciones controladas de pH, temperatura, cargas y tóxicos.

Limitaciones: El proceso es sensible a compuestos tóxicos. El diseño debe ser hecho de tal forma que se compense la reducción en las eficiencias por bajas temperaturas. El sistema no remueve el nitrógeno efectivamente, tampoco, da un tratamiento significativo al nitrógeno orgánico.



2.2.26. Remoción de amoniaco

El sistema de remoción de amoniaco es un proceso de desabsorción simple usado para disminuir el contenido de amoniaco en las aguas residuales. El agua residual con un pH elevado es bombeada a la parte superior de una torre empacada con flujo a contracorriente de aire. El amoniaco libre (NH_3) es removido del agua con el flujo de aire, liberándolo a la atmósfera. El pH del agua se eleva a un ámbito de 10.8 a 11.5 unidades, con la adición de cal o sosa cáustica, antes de las torres de remoción de amoniaco, lo que hace que esencialmente todos los iones de amonio pasen a gas amoniaco. Los procesos de control requeridos para la operación del sistema son el ajuste apropiado del pH del influente y el control de flujos de agua y aire apropiados. Este sistema es bueno en la remoción de amoniaco en aguas residuales con alto contenido del mismo (mayor a 10 mg/l). En aguas con contenido de amoniaco mayor a 100 mg/l puede ser más económico usar técnicas alternas de remoción de amoniaco. El sistema no puede operar en condiciones de congelamiento, al menos de que se cuente con un sistema de calentamiento del aire.

Criterios de diseño

Carga Hidráulica Sup.: Flujo de Aire:	1-2 gpm/pie ² (0.68-1.36 l/s-m ²) 300-500 pies ³ /gal (2.24-3.74 m ³ /l)
Profundidad de Empaque:	20-25 pies (6.10-7.62 m)
pH del agua residual:	10.8-11.5 unidades
Pérdida de presión de Aire:	0.015" – 0.019" de agua/pie (0.125-0.158 cm de agua/m)
Material de Empaque:	Plástico o Madera
Espaciamiento del Empaque:	2" (5 cm) horizontal y vertical

Eficiencias del proceso

La eficiencia del proceso depende altamente de la temperatura del aire y de la relación aire-agua. La eficiencia disminuye significativamente con el decremento en la temperatura. La operación del sistema no se afecta por los componentes tóxicos presentes, los cuales sí pueden afectar el funcionamiento biológico del sistema. Sin embargo, los tóxicos volátiles son removidos durante el proceso. La eficiencia de operación es altamente dependiente de la temperatura del aire, de la siguiente manera:

Temperatura del Aire	Eficiencia de Remoción de NH ₃
10°C	75 porcientos
20°C	90 a 95 porcientos

La eficiencia se puede reducir por incrustaciones severas en la torre. Sin embargo, bajo condiciones normales de operación, las concentraciones de amoniaco residual varían entre 1 a 3 mg/l.

Consumo de energía

Los requerimientos de energía para el bombeo pueden ser aproximadamente determinados con la siguiente ecuación:

$$\text{kWh/año} = \frac{1140(\text{Mgal/d} \times \text{carga_total_pies})}{\text{Eficiencia}}$$

$$= \frac{988.153(\text{MI/d} \times \text{carga_total_m})}{\text{Eficiencia}}$$

Para una carga total de 50 pies (15.24 m), una eficiencia de 60 porcento y 1 Mgal/d (3.785 MI/d), los requerimientos de energía son de 95,000 kWh/año. Suponiendo un ventilador con requerimientos de energía de 0.0765 hp/1,000 gal (400 pies³) una unidad de 1 Mgal/d requerirá 505,000 kWh/año. El requerimiento total de energía es de 600,000 kWh/año.

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: Una descarga de amoniaco menor a 6 mg/m³ no presenta problemas de olor.

Confiabilidad del Proceso: La operación es simple y sura, y no es afectable por las fluctuaciones del agua residual si el pH y la temperatura son estables. Se requiere de limpieza ocasional.

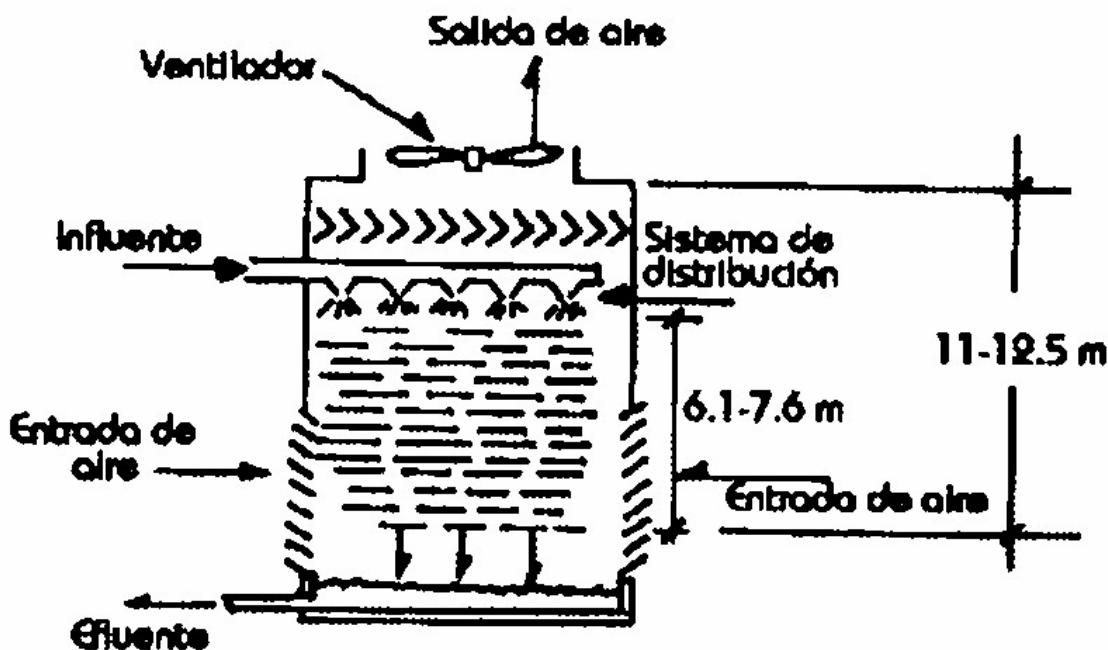


Figura 2.28.

2.2.27. Precipitación química de fosfatos

La precipitación química de fosfatos se puede llevar a cabo en un sistema de tratamiento terciario con cal en dos pasos. En el sistema de dos pasos, la precipitación en el primer paso se controla generalmente a un pH de aproximadamente 11 unidades, el cual es una unidad de pH mayor que el usado en el proceso de un solo paso. Después de la precipitación y sedimentación en el primer paso, el agua residual es recarbonatada con dióxido de carbono, formando un precipitado de carbonato de calcio que es removido en el segundo paso de sedimentación. Generalmente, se añade cal en un tanque independiente de mezcla rápida. Después de la mezcla, el agua residual pasa a un floculador para permitir el crecimiento del tamaño de las partículas y mejorar la sedimentación. El agua residual clarificada es recarbonatada en un tanque separado, después del primer sedimentador, para posteriormente ser re-clarificada en un segundo sedimentador. Se puede requerir de un ajuste final del pH, para cumplir con ciertas normas de calidad. Aunque el sistema se usa para remover fosfatos, éste también remueve algo de

DBO_5 y sólidos suspendidos; así como dureza del agua residual. También hay remoción de metales.

Criterios de diseño

Tasa de sedimentación	1,000-1,400 gpd/pie ²	(0.47-0.66 l/s-m ²)
Efluente Secundario: Alkalinidad [mg/l como CaCO_3] 300 400	pH [unidades] 11 11	Dosis de cal aprox. [mg/l de CaO] 400-450 450-500
Dióxido de Carbono: Tasa de alimentación Tiempo de alimentación		1.2 mg/l/mg/l de Ca a precipitar 5 a 15 minutos

Eficiencias del proceso

La eficiencia del proceso en términos de la concentración de fósforo como P en el influente y el efluente se puede resumir de la siguiente manera:

Concentración de P en el influente = generalmente 15 a 40 mg/l

Concentración de P en el efluente = 0.01 a 1.0 mg/l

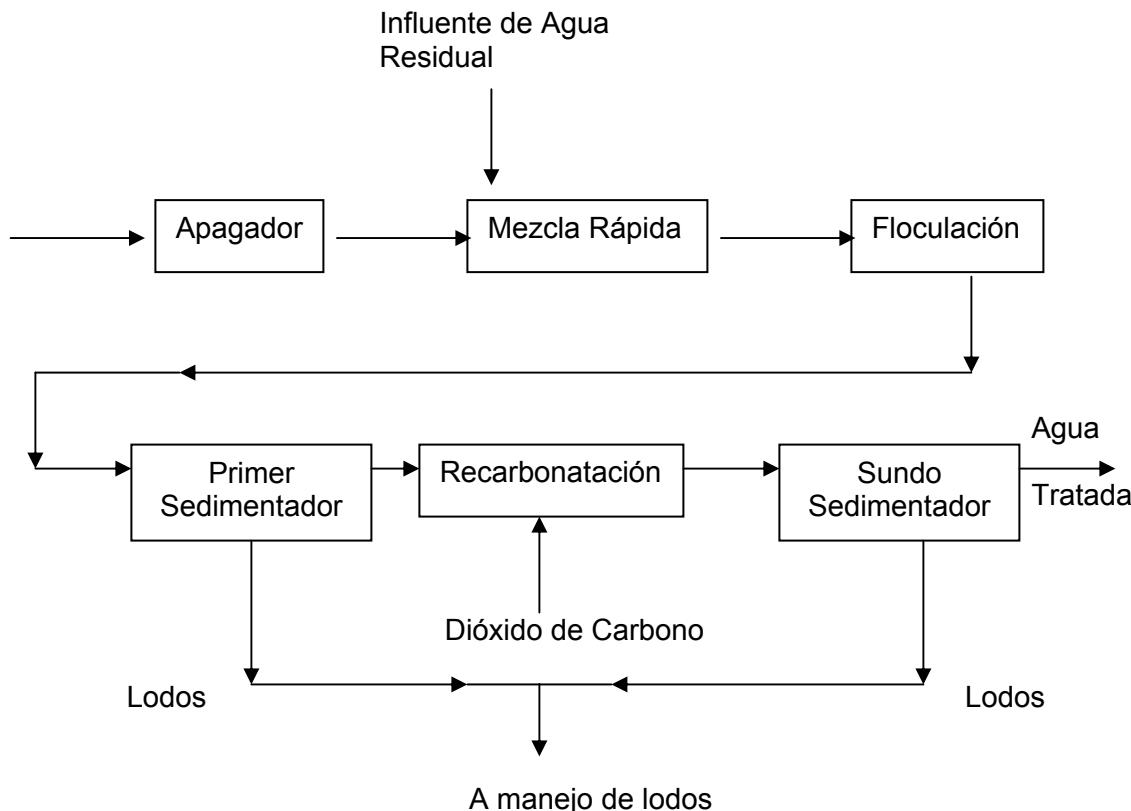
Otras características

Impacto Ambiental: El sistema genera cantidades relativamente grande de lodos, los cuales, necesariamente tendrán que ser manejados de alguna manera. Tiene un efecto muy pequeño o casi nulo en la contaminación del aire, ruido u olores.

Confiabilidad del Proceso: El proceso es altamente confiable si es operado por personal con experiencia.

Generación de Residuos: En el primer paso se pueden producir de 1 a 1.5 libras de sólidos secos por libra de cal añadida. En el segundo paso, las cantidades de residuos producidos son: 2.27 libras de CaCO_3 por libra de CO_2 ; 4 libras de Al en alumbre o 2.5 libras por libra de Fe en cloruro férrico.

Diagrama de Flujo:



2.2.28. Cloración

Cloración es el proceso de desinfección de aguas residuales más comúnmente usado. El proceso incluye la adición de cloro o hipoclorito al agua residual. Cuando se usa cloro, este se combina con agua para formar ácido hipocloroso (HOCl) y ácido clorhídrico (HCl). El ácido hipocloroso es el desinfectante primario en el agua. En aguas residuales, el desinfectante primario son las especies de monocloroaminas; Por lo tanto, la tendencia del ácido hipocloroso para disociarse a ácido hipoclorito debe evitarse manteniendo un pH menor de 7.5.

La demanda de cloro se determina mediante la diferencia entre el cloro suministrado y la concentración del cloro residual medido después de un tiempo de la aplicación del cloro, usualmente de 15 a 30 minutos. El tanque de contacto de cloro cuenta con bafles para tener buen mezclado y evitar los cortos circuitos.

La cloración usada en desinfección tiene el objetivo de prevenir la proliferación de enfermedades y el control de crecimientos de algas y producción de olores.

Criterios de diseño

Generalmente, se requiere un tiempo de contacto de 15 a 30 minutos para flujos pico. Los tanques de contacto se deben diseñar con bafles para evitar cortos

circuitos. Se requiere una concentración de por lo menos 0.15 mg/l de cloro residual. A continuación se presentan las dosis típicas para desinfección del agua residual:

Efluente	Dosis [mg/l]
Aguas crudas (Precloración)	6 – 25
Sedimentación primaria	5 – 20
Tratamiento de precipitación química	3 – 10
Filtros percoladores	3 – 10
Lodos activados	2 – 8
Filtros de lechos mixtos + lodos activados	1 – 5

Eficiencias del proceso

En la tabla siguiente se presentan los coliformes remanentes después de un tiempo de contacto con cloro de 30 minutos, suponiendo un efluente primario con contenido de coliformes totales de 35,000,000, y un efluente secundario con contenido de coliformes totales de 1,000,000. Los valores dados dependen de una buena mezcla, un régimen de flujo altamente turbulento suido de un flujo pistón en el tanque de contacto.

Cloro Residual [mg/l]	Coliformes Totales remanentes [NMP/100ml]	
	Efluente Primario	Efluente Secundario
.5 – 1.5	24,000 – 400,000	1,000 – 12,000
1.5 – 2.5	6,000 – 24,000	200 – 1,000
2.5 – 3.5	2,000 – 6,000	60 – 200
3.5 – 4.5	1,000 – 2,000	30 – 60

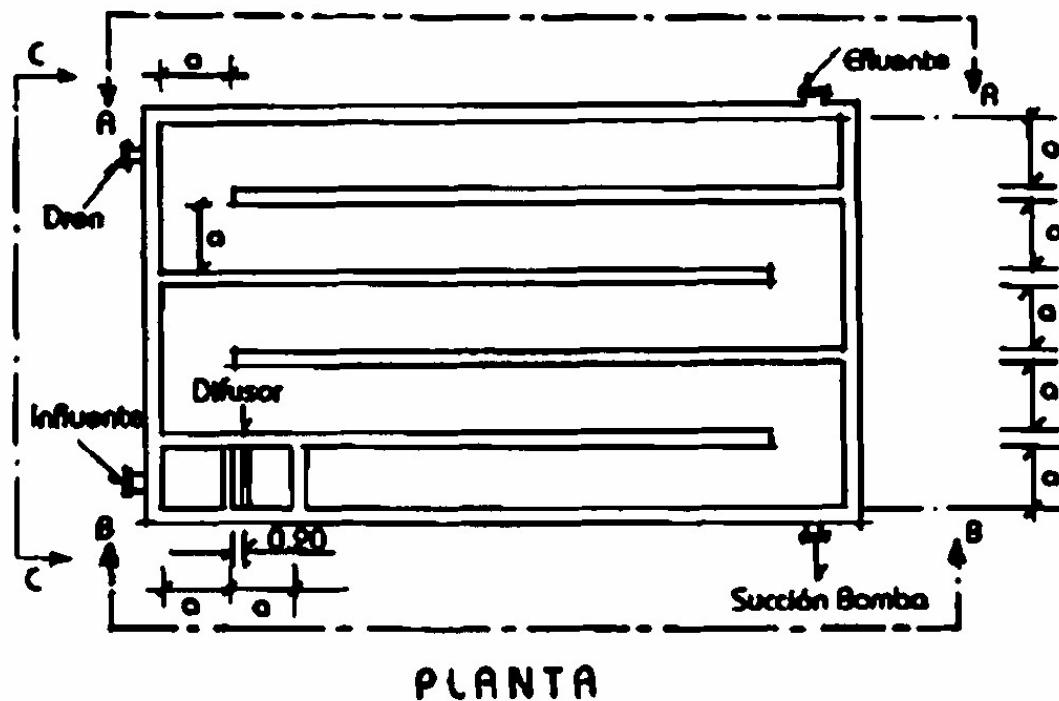
Consumo de energía

Los requerimientos de energía para la cloración se derivan principalmente del consumo de agua para la eyectores al vacío y para los evaporadores. Plantas con requerimientos de cloro mayores a 1,000 lb/d (454 Kg/d) generalmente usan evaporadores eléctricos para la conversión de cloro líquido a gas. El calor requerido para la evaporación del cloro es de 111 Btu/lb (61.4 cal./gm) a 60°F (15°C).

Otras características

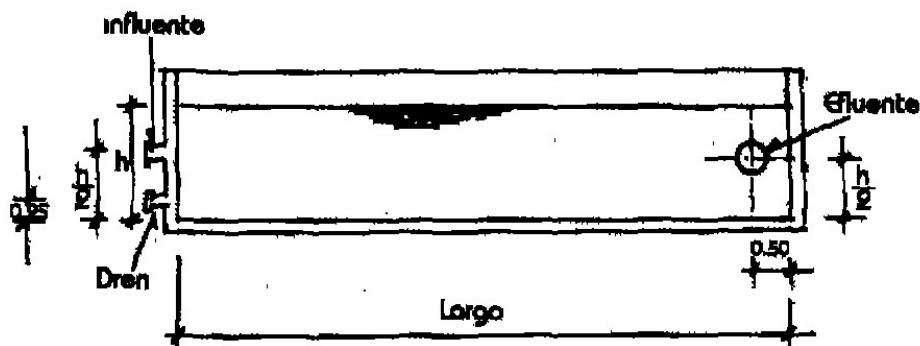
Impacto Ambiental: El uso de cloro puede causar la formación de hidrocarbonos clorados. Requerimientos de terreno relativamente pequeños. **Confiabilidad del Proceso:** Extremadamente confiable.

Limitaciones: Puede causar la formación de hidrocarbonos clorados, generalmente conocidos como componentes carcinógenos. La eficiencia de la cloración depende grandemente del pH y la temperatura del agua residual. El gas cloro es un material peligroso y requiere de un manejo adecuado. El cloro oxida el amoniaco, ácido sulfídrico, así como metales presentes en sus estados reducidos.

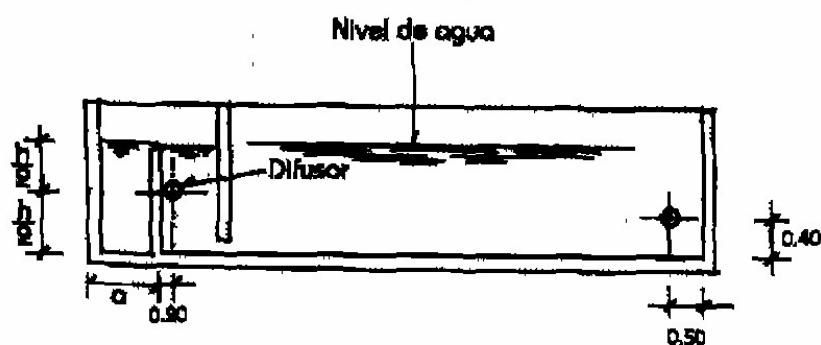


PLANTA

Figura 2.29.



VISTA A-A



VISTA B-B

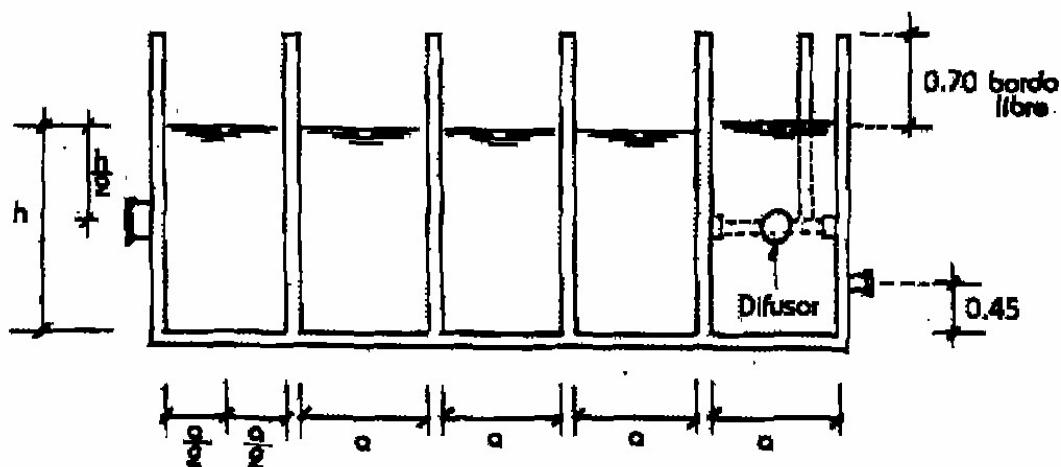


Figura 2.30.

2.2.29. Ozonacion

El ozono (O_3) puede ser usado como desinfectante del agua residual, después de que ésta se haya sometido a tratamiento. Como desinfectante (con dosis comunes de 3 a 10 mg/l), el ozono es un agente efectivo en la desactivación de bacterias, esporas bacterianas y microorganismos vegetativos encontrados en las aguas

residuales. Adicionalmente, el ozono actúa para oxidar químicamente materiales encontrados en el agua residual, pudiendo reducir la DBO₅ y DQO, y formando orgánicos oxigenados intermedios y productos finales. El tratamiento con ozono reduce el color y olor del agua residual. El ozono es inestable y se descompone a oxígeno elemental en un período de tiempo relativamente corto (su vida media es de aproximadamente 20 minutos). Consecuentemente, no puede ser almacenado y debe ser producido en el sitio de aplicación usando aire u oxígeno como materia prima. La tasa de generación de ozono se encuentra influenciada por el uso común de aparatos automáticos para el control del voltaje, frecuencia, flujo de gas y humedad. La inyección del ozono al flujo de agua residual puede ser llevada a cabo mediante el uso de aparatos de mezcla mecánicos, columnas de flujo a corriente o contracorriente, difusores porosos o inyectores jet. Por su rápida acción requiere de períodos de contacto relativamente cortos.

Criterios de diseño

Tiempo de contacto: 1 a 16 minutos

Dosis: 5 a 10 mg/l

Eficiencias del proceso

Los materiales orgánicos oxidables presentes en el agua residual consumen el ozono más rápido que la desinfección; por lo tanto la eficiencia de desinfección está inversamente correlacionada con la calidad del efluente, pero es directamente proporcional a la dosis de ozono. Cuando se suministran cantidades suficientes de ozono, éste es un desinfectante más completo que el cloro. Los resultados reportados de desinfección por ozonación son los siguientes:

Influyente	Dosis [mg/l]	Tiempo de Cont. [min]	Efluente
Efluente secundario	5.5-6.0	<=1	<2 coli. fecales/100 ml
Efluente secundario	10	3	99% de inactivación de coliformes fecales
Efluente secundario	1.75-3.5	13.5	<200 coli. fecales/100ml
Agua potable	4	8	Esterilización de virus

Consumo de energía

El requerimiento de energía es de 750 kWh/Mgal de agua residual tratada si el ozono es generado del aire y 550 kWh/gal si es generado del oxígeno. Estos valores se estiman suponiendo que los requerimientos de energía para la producción de ozono son de 7.5 kWh/lb de ozono cuando es generado del aire y 4.5 kWh/lb cuando es generado del oxígeno.

Otras características

Impacto Ambiental: El ozono es un contaminante del medio ambiente el cual puede decolorar o matar la vegetación que entra en contacto con él. Es tóxico cuando se inhala en grandes cantidades.

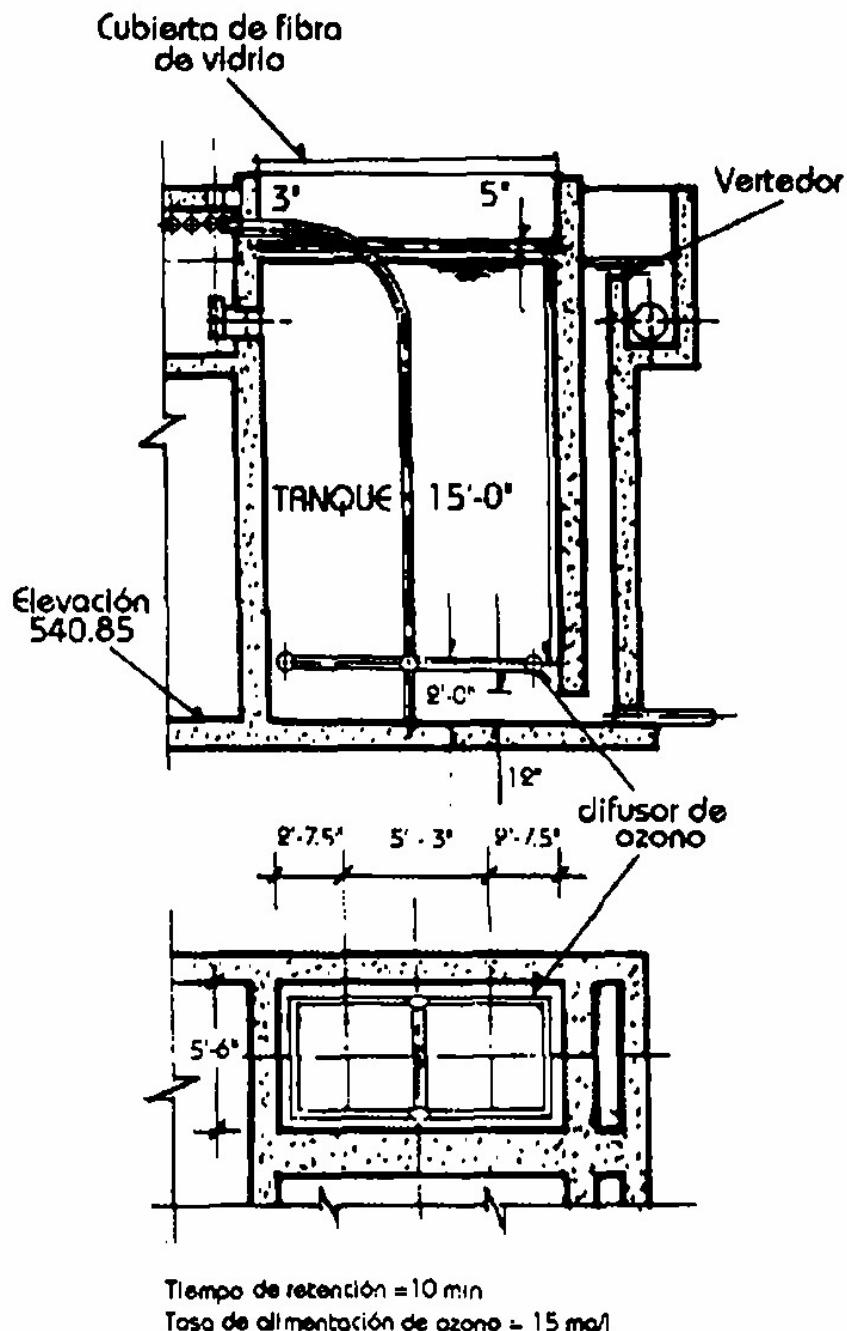


Figura 2.31.

Confiabilidad del Proceso: De alta confiabilidad en la desactivación de microorganismos.

Limitaciones: La ozonación puede no ser económicamente competitiva con la cloración bajo ciertas condiciones locales no restrictivas.

2.2.30. Carbón activado granular

El carbón activado granular es generalmente usado en el tratamiento de aguas residuales para absorber los materiales orgánicos solubles. El carbón es empacado en un tanque de tal manera que forme una cama filtrante. Los tanques son regularmente circulares para sistemas a presión o rectangulares para sistemas con flujo por gravedad. Una vez que la capacidad de adsorción del carbón haya sido totalmente utilizada, éste debe ser desecharo o regenerado. Generalmente, se utilizan varios tanques para asurar una operación continua. Las columnas o tanques pueden ser operadas en serie o paralelo. Todos los tanques deben de contar con un mecanismo de remoción y alimentación de carbón, para permitir la remoción del carbón usado y la adición de material nuevo. El flujo de agua a través del carbón puede ser ascendente o descendente. Las unidades deben ser retrolavadas periódicamente.

Criterios de diseño

Diámetro de los tanques:	2 a 12 pies (0.6 a 3.7m)
Carga superficial:	2 a 10 gpm/pie ² (1.36 a 6.79 l/s-m ²)
Carga orgánica:	0.1 a 0.3 lb DBO5 (45 a 136gm)
Retrolavado:	12 a 20 gpm/pie ² (8.15 a 13.58 l/s-m ²)
Espesor de la cama:	5 a 30 pies (1.52 a 9.14m)
Tiempo de Contacto:	10 a 50 min
Desecho de aire:	3 a 5 pies ³ /min-pie ² (0.91 a 1.52 m ³ /min-m ²)

EFICIENCIA DEL PROCESO

Parámetro	Influente (mg/l)	Efluente (mg/l)
DBO	10 a 50	5 a 20
DQO	20 a 100	10 a 50
SST	5 a 10	2 a 10

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: Bajo ciertas condiciones, las camas de carbón activado granular pueden generar ácido sulfídrico el cual tiene un olor desagradable. Para inhibir o controlar esta condición se puede aplicar cloro o NH₃. El carbón usado puede causar problemas de disposición en el terreno, al menos de que se regenere.

Confiabilidad del proceso: Moderadamente confiable, dependiendo en la calidad de la construcción y la fabricación del equipo.

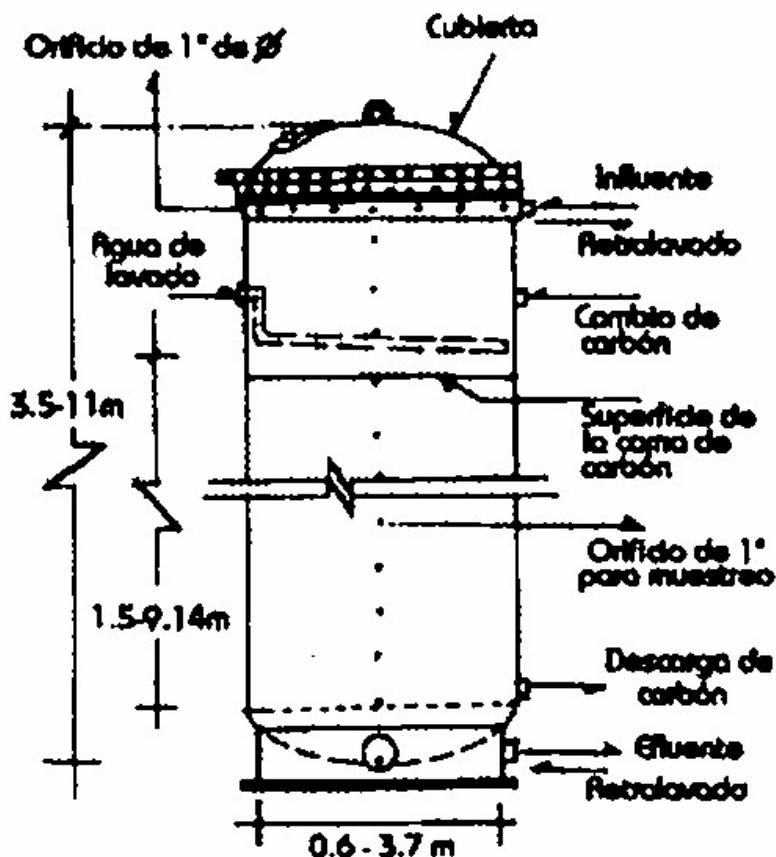


Figura 2.32

Limitaciones: El agua residual deberá ser filtrada antes del proceso para remover los sólidos suspendidos. Requiere de una operación más sofisticada que los sistemas de tratamiento secundarios estándar. Bajo ciertas condiciones, las camas de carbón producen ácido sulfídrico, creando olores y problemas de corrosión.

Requerimientos de Energía: Sólo se requiere energía para el bombeo del agua.

2.2.31. Digestion aerobica

El proceso de la digestión aeróbica es un método alterno para el tratamiento de lodos orgánicos. Los digestores pueden ser usados para tratar solamente lodos activados, mezclas de desechos de lodos activados, lodos primarios y lodos de filtros percoladores, o lodos de plantas de tratamiento de lodos activados sin sedimentación primaria. Las ventajas de la digestión aeróbica, comparada con la digestión anaeróbica son: (1) la reducción de sólidos volátiles es aproximadamente la misma que la obtenida anaeróbicamente, (2) menores concentraciones de DBO en el licor sobrenadante, (3) obtención de un producto final biológicamente estable y sin olor

que puede ser de fácil disposición, (4) producción de un lodo con excelentes características de desaguado, (5) recuperación de casi todo el valor básico de fertilización en el lodo, (6) muy pocos problemas de operación, y (7) menor costo de capital. La principal desventaja del proceso parece ser el alto costo del suministro de oxígeno. Entre los principales objetivos de la digestión aeróbica se incluyen la reducción de olores, reducción de sólidos biodegradables y el mejoramiento de las características de desaguado de los lodos. El oxígeno puede ser suministrado con aereadores superficiales o con difusores.

DESCRIPCION DEL PROCESO

La digestión aeróbica es similar al proceso de lodos activados. Conforme la comida disponible se termina, los microorganismos comienzan a consumir su propio protoplasma para obtener la energía para el mantenimiento de las células. Cuando esto ocurre se dice que los microorganismos se encuentran en la fase endógena. Las células de los tejidos son oxidadas aeróbicamente a dióxido de carbono, agua, y amoniaco. Solamente, del 75 al 80% de las células de los tejidos pueden ser oxidadas; el remanente 20 a 25%, está formado de componentes inertes y orgánicas que no son biodegradables. Conforme la digestión continúa, el amoniaco es subsecuentemente oxidado a nitratos. Cuando se digieren aeróbicamente lodos activados o lodos de filtros percoladores mezclados con lodos primarios, toma lugar una oxidación directa de la materia orgánica en el lodo primario y también, una oxidación endógena de las células de los tejidos.

Criterios de diseño

El diseño de digestores aeróbicos es similar al de los tanques rectangulares de aereación; además, usan sistemas de aereación convencionales. Los criterios de diseño para digestores aeróbicos son los siguientes:

Parámetro	Valor
Tiempo de retención hidráulico a 20°C [días]	
Lodos activados solamente	10-16
Lodos activados de plantas sin sed. prim.	16-18
Lodos primarios + activados o de fil. percol.	18-22
Carga de sólidos [lb SSV/día-pie ³] [Kg SSV/día-m ³]	0.02-0.4 0.32-6.41
Requerimientos de oxígeno lb/lb destruidas	
Células de tejidos	2
DBO5 en lodos primarios	1.6-1.9
Requerimientos de energía para la mezcla	
Aereadores mecánicos [hp/1,000 pies ³] [hp/1,000 m ³]	0.5-1.25 17.66-44.14
Mezcla de aire [pie ³ /min/1,000 pies ³]	20-60
Oxígeno disuelto mínimo [mg/l]	1.2

El tiempo de retención se deberá incrementar para temperaturas menores a 20°C. Si solamente los lodos activados van a ser digeridos aeróbicamente, el tiempo de residencia promedio, para obtener una reducción dada de sólidos volátiles, se puede estimar con la siguiente ecuación:

$$C_o/C_i = 1 / (1 + k^*V/Q)$$

donde:

C_o = concentración del efluente

C_i = concentración del influente

V = volumen del reactor

Q = Flujo

k = tasa de remoción

$$S / S_o = 4a \exp(1/2d) / (1 + 2)^2 \exp(a/2d) - (1 - a)^2 \exp(-a/2d)$$

donde:

S = concentración del efluente

S_o = concentración del influente

$a = (1 + 4kt)^{1/2}$

d = factor de dispersión = D / uL

D = coeficiente axial de dispersión [pies²/h]

u = velocidad de flujo [pies/h]

L = largo característico [pies]

k = constante de reacción de primer orden

t = tiempo de retención [h]

Valores representativos del coeficiente "k" pueden ser de 0.05 a 0.07/día aproximadamente. Los valores de "kt" pueden ser estimados con la siguiente gráfica:

Valores de kt en la ecuación anterior versus el porcentaje remanente (S/S_o) para varios factores de dispersión (d).

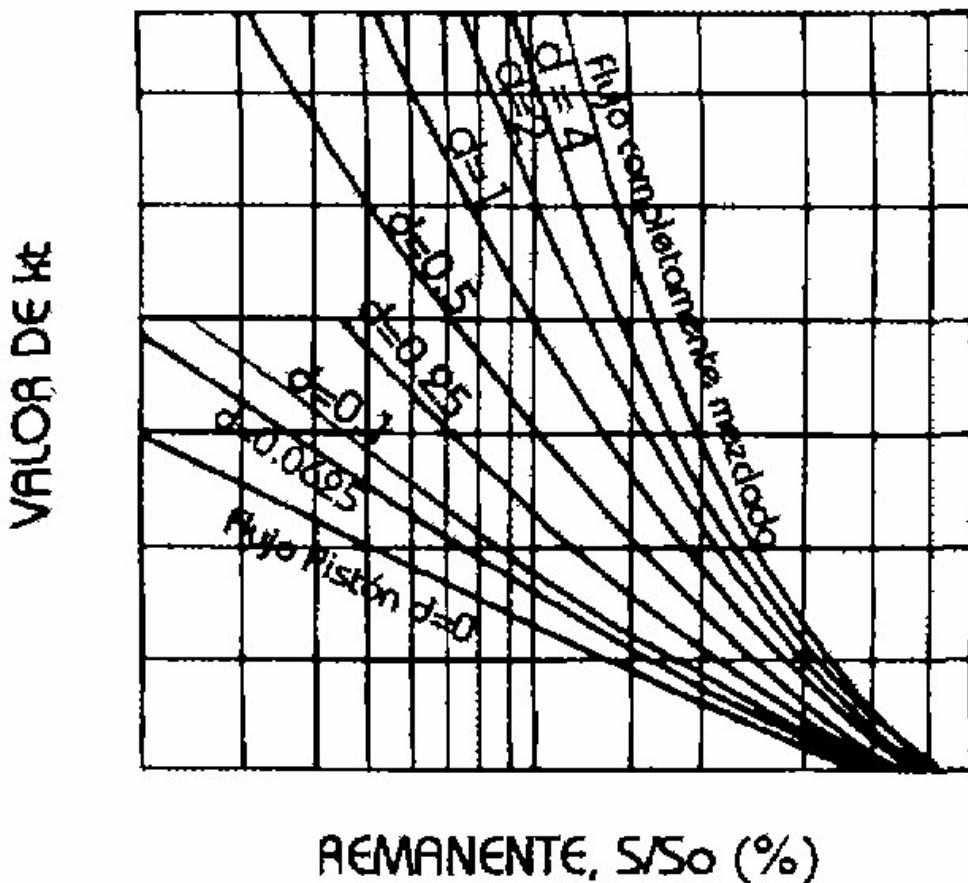


Figura 2.33.

Eficiencias del proceso

La eficiencia del proceso varía de acuerdo a la edad del lodo y sus características. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Sólidos volátiles: 30 - 70% (35 - 45% típico)
- Patógenos: arriba del 85%

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental., El sobrenadante tiene que ser regresado al influente de la planta, el cual tiene una carga orgánica muy alta. La estabilización de los lodos reduce el impacto adverso de disposición de lodos en terrenos. El proceso tiene requerimientos altos de energía. Se puede requerir el control de olores.

Confiabilidad del Proceso: El proceso es menos sensible a factores ambientales en comparación con el proceso de digestión anaeróbica. Requiere de menos control de laboratorio y mantenimiento diario. Es relativamente resistente a variaciones en la carga, pH e interferencia de metales. A bajas temperaturas, el sistema requiere de

mayores tiempos de retención para adquirir un nivel fijo de reducción de sólidos volátiles; sin embargo, la pérdida del buen funcionamiento no necesariamente causa un producto oloroso. Se puede obtener un lodo más fácil de desaguar si se mantiene un nivel de OD de 1 a 2 mg/l, con tiempos de retención adecuados (con excepción en filtros al vacío).

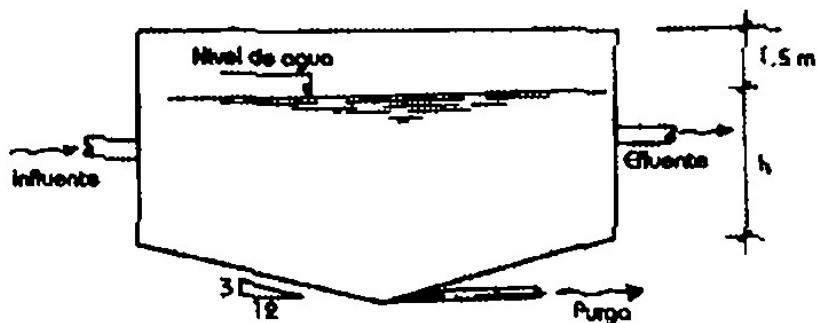
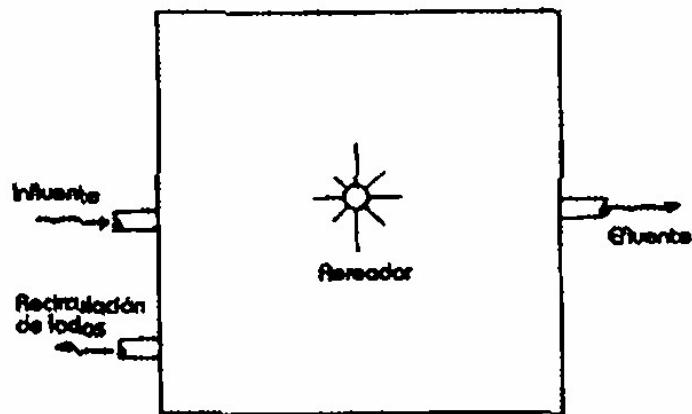


Figura 2.34.

Limitaciones: El proceso tiene un costo de operación muy alto (principalmente en el abastecimiento de oxígeno). El tiempo requerido para la estabilización es altamente sensible a la temperatura, y la estabilización aeróbica puede requerir de períodos excesivos en climas fríos, incrementando aún más su costo de operación.

2.2.32. Digestion anaerobica

Existen dos tipos de sistemas de digestión anaeróbica de lodo; (1) digestión convencional y (2) digestión de alta tasa.

Digestión Convencional: La digestión convencional se lleva a cabo en procesos de un paso o de dos pasos. El lodo es calentado normalmente dentro del tanque o con intercambiadores de calor localizados fuera de los tanques. En el proceso de un solo paso, la digestión, el espesamiento y la formación de material flotante se llevan a cabo separadamente dentro del tanque. Operacionalmente, el lodo crudo se alimenta en la zona de digestión activa y el gas producido se remueve del tanque por la parte superior. Mientras el gas sube a la superficie, éste eleva consigo partículas de lodos y otros materiales, tales como grasas y aceites, formando una capa de natas. Como resultado de la digestión, el lodo se mineraliza (aumentando el porcentaje de lodos fijos), y por gravedad éste se espesa; lo que causa la formación de una capa de material flotante sobre la zona de digestión de lodo. El volumen del tanque se utiliza únicamente a un 50% debido a la estratificación y falta de mezcla. Por lo anterior, la digestión convencional se lleva a cabo en un proceso de dos pasos. En el proceso de dos pasos, el primer tanque se usa para la digestión; es calentado y equipado con unidades mezcladoras. El sundo tanque se usa para el almacenamiento y concentración del lodo digerido y para la formación de un sobrenadante relativamente claro. En algunos casos la sunda unidad puede ser un tanque abierto o una laguna de lodos.

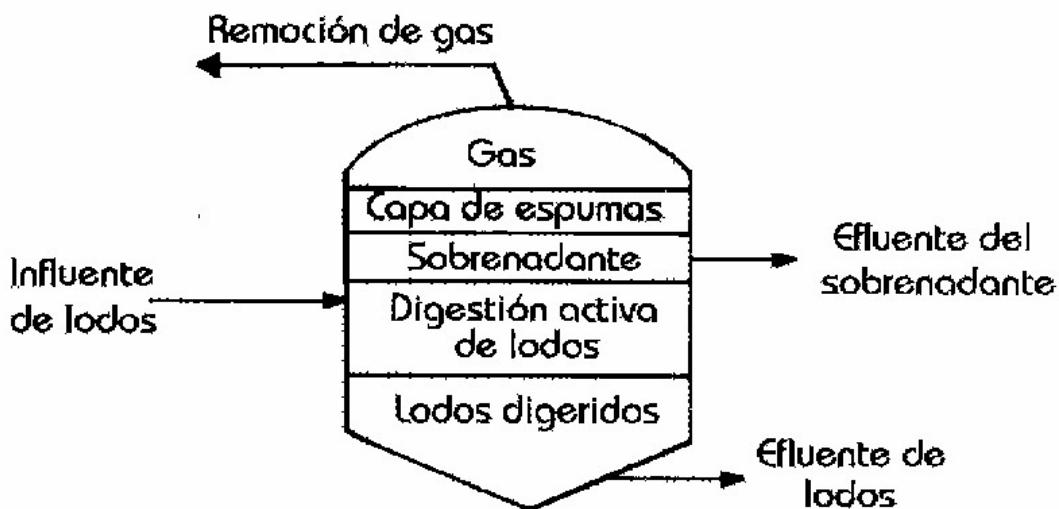


Figura 2.35.

Esquema de un digestor convencional en un proceso de un solo paso.

Digestión de Alta Tasa: Este difiere del proceso anterior en que la carga de sólidos es mayor. El lodo se mezcla íntimamente por la recirculación del gas, bombeo, o por mezcladores mecánicos y se calienta para obtener una digestión optima. El equipo

de mezcla, en este proceso debe tener mayor capacidad, que el proceso anterior, y debe de llegar hasta el fondo del tanque. El tanque es más profundo. El lodo deberá bombearse continuamente o en ciclos de 30 minutos a 2 horas. El lodo digerido tiene una concentración de aproximadamente la mitad de la del influente ya que no existe una separación del lodo.

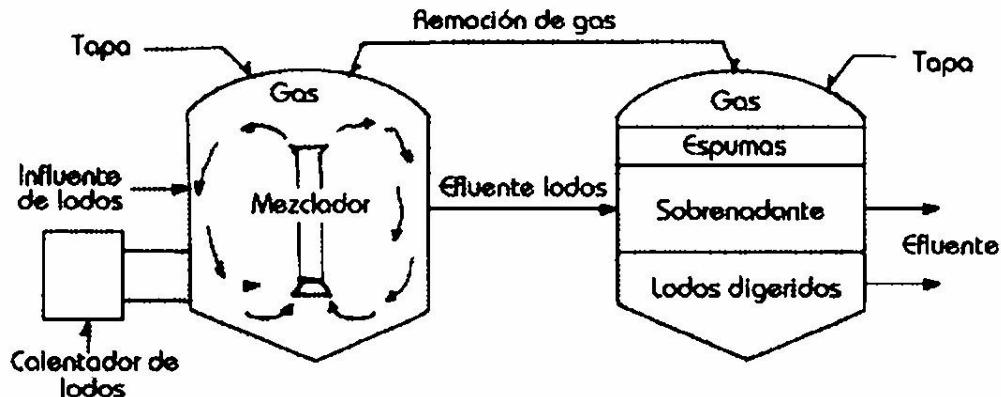


Figura 2.36.

Esquema de un proceso de digestión en dos pasos.

CRITERIOS DE DISEÑO

Criterio Volumétrico	pies ³ /capita	m ³ /cápita
Lodos primarios	1.3 – 3	0.037 - 0.085
Lodos prim. + fil. percoladores	2.6 – 5	0.074 - 0.142
Lodos primarios + activados	2.6 – 6	0.074 - 0.170

Tamaño de Tanques	pies		Metros	
Diámetro	20-115		6.1-35.1	
Profundidad	25-45		7.6-13.7	
Pendiente del fondo:	1vertical / 4horizontal			
Carga de sólidos: [lb/día-pie ³] [Kg/día-m ³]	0.04 – 0.40 0.64 – 6.41			
Carga Volumétrica: [pies ³ /cap-día] [m ³ /cap-día]	0.038 – 0.10 1.1E-3 – 2.8E-3			
Carga de sólidos húmedos: [lb/cap-día] [Kg/cap-día]	0.12 – 0.19 0.05 - .09			
pH [unidades]	6.7 – 7.6			
El tiempo de retención requerido para los sólidos en el digestor a varias temperaturas para una digestión mesofílica, es el siguiente:				
Temperatura:	[°F]	50	67	75
	[°C]	10	19	24
Tiempo de Retención:	[días]	55	40	30
			25	20

EFICIENCIAS DEL PROCESO

Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- Sólidos totales: 33 a 58%
- Sólidos volátiles: 35 a 50%
- Patógenos: 85 a menos de 100%

CONSUMO DE ENERGIA

Energía requerida para calentar el lodo alimentado a los digestores a temperaturas adecuadas para la digestión:

$$\text{Btu} = (\text{lb de lodo alimentado}) * (\text{Ce}) * (\text{T}[^{\circ}\text{F}])$$

Ce = Calor específico del lodo, 1.0 Btu/lb/°F para conc. de 1-10%

Energía requerida para compensar la pérdida de calor durante el período de digestión: Btu/1000 pies³ de contenido = 2,600/h

En caso de requerir mezcladores se debe de tomar en cuenta la energía requerida por éstos, suponiendo una operación continua, 20 pies (6.10 m) de sumergencia para el escape del gas, y una eficiencia del motor de 85-93%.

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: El retorno del sobrenadante al inicio de la planta puede causar disturbios en la operación de la planta. Como resultado del proceso se reduce el impacto ambiental de la disposición de los lodos en el terreno.

Confiabilidad del Proceso: La operación exitosa del proceso depende de una variedad de factores físicos, químicos y biológicos (pH, alcalinidad, temperatura, concentraciones de sustancias tóxicas en el contenido del digestor). Se requiere de un monitoreo cuidadoso del pH, y de producción de gas y ácidos volátiles.

2.2.33. Estabilización química

La estabilización química de lodos se lleva a cabo con la adición de cal. El añadir cal al lodo en cantidades suficientes para mantener un pH alto estabiliza al lodo y destruye las bacterias patógenas. El lodo estabilizado con cal se deshidrata bastante bien en lechos de arena, sin problemas de olor. La filtración se mejora con el uso de cal. Este producto también se usa antes de la disposición del lodo en el suelo. La mejor manera de llevar a cabo la mezcla de cal con lodos líquidos es con una mezcladora de aire. La cal hidratada se usa frecuentemente con sales metálicas para mejorar las características de deshidratación del lodo. La cal se usa principalmente para controlar el pH, reducir el olor, como desinfectante y ayuda de filtración. El

tratamiento con cal no produce una destrucción orgánica, por lo tanto se debe tener mucho cuidado cuando se practica la disposición de lodos en el suelo. La disposición de lodos con cal en capas gruesas puede causar una situación donde el pH baja a cerca de 7 unidades, después del desecado, causando el crecimiento de organismos y produciendo olores no deseables.

EFICIENCIAS DE DISEÑO

Dosis requeridas de cal para subir el pH en los lodos					
Lodos, % de sólidos	1%	2%	3%	3.5%	4.4%
pH = 11, dosis [mg/l]	1400	2500	3700	6000	8200
pH = 12, dosis [mg/l]	2600	4300	5000	9000	9500
Dosis de cal requeridas para mantener un pH = 11 durante 14 días					
Tipo de Lodo	Dosis [lb Ca(OH) ₂ /ton]				
Primario	200 – 300				
Séptico	200 – 600				
Biológico	600 – 1000				
Precipitación de Al (Secundario)	800 – 1200				
Precipitación de Fe (Secundario)	700 – 1200				
Precipitación de Al (Primario y Secundario)	500 – 800				

EFICIENCIAS DEL PROCESO

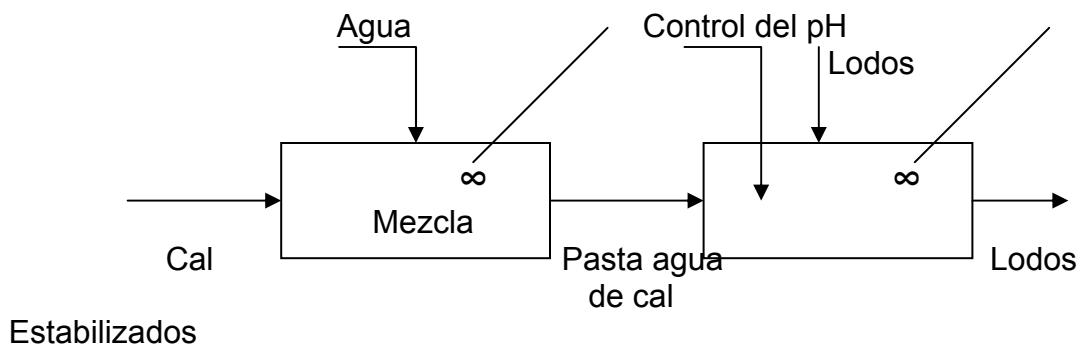
Las eficiencias, desde el punto de vista del funcionamiento del proceso, en base a estudios en plantas de tratamiento, se pueden resumir de la siguiente manera:

Eficiencias del Trat. De Lodos con Cal en Bacterias Patógenas			
Tipo de Lodo	Bacterias Patógenas [organismos/100 ml de muestra]		
	Salmonela	Estrep. Fecales	Coli. Fecales
Primario crudo	62	39 x 10 ⁷	8.3 x 10 ³
Primario con cal	< 3	6 x 10 ³	5.9 x 10 ³
Lodos activados	6	1 x 10 ⁷	2.7 x 10 ⁷
Lodos act. con cal	< 3	6.7 x 10 ³	1.6 x 10 ⁴
Séptico	6	6.7 x 10 ⁵	1.5 x 10 ⁷
Séptico con cal	< 3	6.7 x 10 ²	2.6 x 10 ²

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: El volumen de lodos generados se puede incrementar, sin embargo, la cal puede reducir las bacterias patógenas y los olores del lodo, resultando éste más apto para su disposición en el suelo. El mejoramiento de las características de deshidratación del lodo con el uso de la cal puede dar como resultado requerimientos menores de terreno. El pH del lodo resultante es alto.

Confiabilidad del Proceso: Altamente confiable desde el punto de vista del proceso. Sin embargo, se requiere de mayor atención y más limpieza que el promedio para mantener una buena confiabilidad mecánica en la alimentación de la cal.



ESPESAMIENTO DE LODOS

El propósito del proceso de espesamiento de lodos es reducir el volumen de los mismos, para posteriormente ser estabilizados, deshidratados, etc. En el proceso, el contenido de sólidos se incrementa removiendo parcialmente el líquido. Las unidades de espesamiento por gravedad son similares a los sedimentadores circulares convencionales, con excepción de que la pendiente del fondo del espesador es mayor. El lodo es alimentado al centro del espesador y los sólidos se sedimentan para ser recolectados en una tolva de lodos. El líquido resultante fluye a través de un vertedor de salida localizado en la periferia del tanque y es retornado al tanque de sedimentación primaria. El grado en el que los lodos pueden ser espesados depende de muchos factores; entre los más importantes se encuentran: tipo de lodo a espesar, concentración de sólidos volátiles y concentración inicial de sólidos. Se ha demostrado que se logran resultados óptimos cuando la concentración de sólidos en el influente se encuentra entre 0.5 y 1.0 porciento. Con el objeto de prevenir condiciones sépticas y malos olores en el espesador, es deseable mantener un flujo continuo de agua fresca en el influente.

CRITERIOS DE DISEÑO

Los espesadores mecánicos se diseñan en base a las cargas hidráulica superficial y de sólidos. Los criterios de diseño son los mismos a los usados en el diseño de tanques de sedimentación. Generalmente, se usan tiempos de retención de uno a tres días; tirantes de agua de por lo menos 10 pies (3m) y tolvas de lodos de 3 pies (90cm). Las cargas hidráulicas superficiales típicas son de 400 a 900 gpd/pies² (0.19 a 0.42 l/s-m²). La carga de sólidos en espesadores y el porcentaje de sólidos en lodos espesados varía de acuerdo al tipo de lodos a espesar. Dichos datos se muestran a continuación:

Tipo de Lodo	Porciento de Sólidos		Carga de Sólidos	
	No esp.	Esp.	Id/día-pie ²	Kg/día-m ²
Lodos separados:				
Primarios	2.5-5.5	8-10	20-30	97.7-146.5
Fil. Percoladores	4-7	7-9	8-10	39.1-48.8
Aereación	2-4	4.3-7.9	7-18	34.2-87.9
Activados	0.5-1.2	2.5-3.3	4-8	19.5-39.1
Lodos combinados:				
Prim. + Percoladores	3-6	7-9	10-20	48.8-97.7
Prim. + Aereación	3-4	8.3-11.6	12-20	58.6-97.7
Prim. + Activados	2.6-4.8	4-9	6-16	29.3-78.1

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: Los requerimientos de terreno son relativamente pequeños. El material flotante tiene que ser desecharado. Frecuentemente, resultan malos olores por condiciones sépticas del proceso.

Confiabilidad del Proceso: Las unidades son mecánicamente muy confiables, pero son altamente afectadas por la calidad de lodos recibidos. Por lo tanto, puede haber disturbios en el proceso por cambios radicales en la calidad del agua cruda y de los lodos digeridos.

Generación de Residuos: El volumen del material flotante está directamente relacionado con el incremento de la concentración de sólidos en el espesador. El material flotante contiene varias cantidades de sólidos, variando de 10 a cientos de mg/l.

Limitaciones: No opera satisfactoriamente con desechos activados, mezcla de lodos primarios y desechos activados, y lodos de aluminio y fierro.

Eficiencias del proceso: Ver el porcentaje de sólidos en lodos no espesados y espesados en la tabla de criterios de diseño.

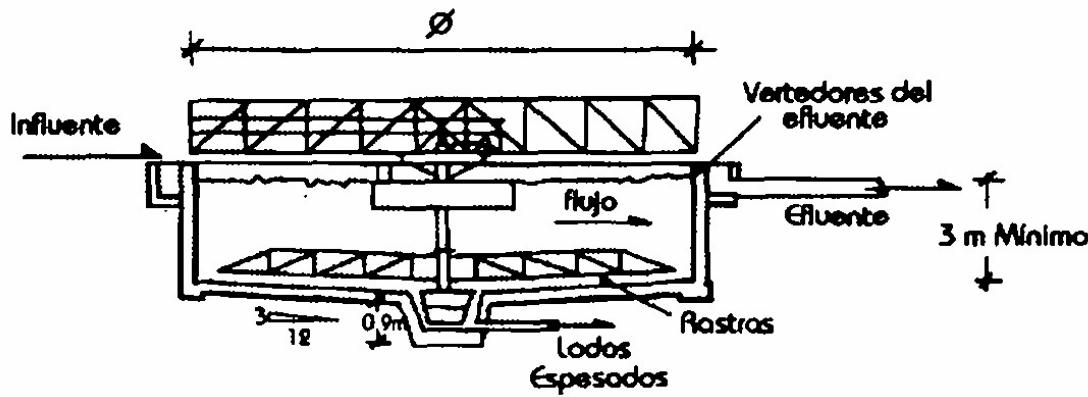


Figura 2.37.

2.2.34. Deshidratación mecánica

Los métodos más comúnmente usados para deshidratar mecánicamente los lodos incluyen la filtración al vacío, centrifugación y filtración a presión. La filtración al vacío es quizás el método más ampliamente usado; ésta se usa para deshidratar lodos con el objeto de producir una masa con las características físicas y el contenido de humedad requeridos para un proceso de lodos subsecuente. La centrifugación es un proceso ampliamente usado en la industria para la separación de líquidos de diferentes densidades y para la remoción de sólidos; el proceso es aplicable para la deshidratación de lodos de aguas residuales y usa la fuerza centrífuga para incrementar la tasa de sedimentación de los sólidos. La filtración a presión ofrece varias ventajas sobre los otros sistemas, tales como una masa de lodos con concentraciones de sólidos mayores, mejor claridad en el filtrado, mejor captura de sólidos, y menor consumo de químicos.

2.2.35. Descripción del proceso

Filtración al Vacío: En este proceso se puede producir una masa de lodos deshidratada, de lodos crudos o digeridos. La filtración se lleva a cabo por medio de un tambor horizontal cubierto de un medio filtrante. El medio filtrante puede ser de tela de algodón, lana, naylón, dacrón, o de otros tipos de materiales tales como una malla de acero inoxidable. Aproximadamente la cuarta parte del tambor está sumergido en el lodo húmedo, conforme el tambor gira, el vacío aplicado en la parte interna del medio filtrante deshidrata el lado y mantiene una capa de éste en el tambor. Se continúa aplicando el vacío conforme el lodo es despejado a la atmósfera. Esto produce agua adicional, dejando una masa de lodo en el exterior. La capa de lado es removida del tambor antes de que entre al tanque de nuevo. Es necesario el acondicionamiento químico de los lodos para adquirir un rendimiento satisfactorio. En el acondicionamiento se coagulan las partículas de lodo y se permite que el agua drene libremente. Los productos químicos más comúnmente usados son cloruro férrico, cal o polielectrolitos. La cantidad requerida depende de la concentración de los lodos, el tipo de lodo y la alcalinidad.

Centrifugación: El lodo se alimenta a flujo continuo a un cajón rotatorio, donde se separa una masa densa con sólidos y un líquido diluido. El líquido contiene sólidos finos de baja densidad, y es retornado al influente del espesador o del sedimentador primario. La masa de lodo, que contiene aproximadamente 75 a 80% de humedad, es removida de la unidad para su disposición o tratamiento adicional. La concentración de sólidos varía del 15 al 40%, dependiendo del tipo de lodos. Reducciones menores del 25% no son, en general, económicamente factibles. El proceso no requiere normalmente de acondicionamiento químico.

Filtración a Presión: El lodo acondicionado químicamente se bombea entre dos placas, se aplica presión de aproximadamente 60 a 80 psi y se mantiene en esas condiciones durante 1 a 3 horas. Esto fuerza al líquido a pasar por un medio filtrante y salir del filtro, las placas se separan y el lodo es removido. El filtrado es normalmente retornado al influente de la planta. El espesor de la masa de lodo varía

de 1 a 1.5 pulgadas (2.54 a 3.81 cm), el contenido de humedad varía de 55 a 70% y el tiempo de filtración de 3 a 8 horas. Estudios extensivos recientes muestran que los filtros prensa pueden operar con un diferencial de presión máximo de 100 psi y en algunos casos hasta 225 psi, produciendo masas de lodo con concentraciones de sólidos superiores al 50%. Los productos químicos usados son la cal, cloruro férrico, ceniza muy fina, polímeros de alumbre u otros, dependiendo del tipo y características del lodo.

CRITERIOS DE DISEÑO

Los criterios de diseño para el proceso de deshidratación mecánica de lodos dependen de las características de los lodos, así como del proceso seleccionado. A continuación se muestran los criterios de diseño sún el proceso:

Filtros al vacío		
Tipo de Lodos	lb/h-pie ²	Kg/h-m ²
Rendimiento		
Sólidos Frescos:		
Lodos primarios	4-12	19.5-58.6
Lodos prim. + filtros percoladores	4-8	19.5-39.1
Lodos primarios + activados	4-5	19.5-24.4
Lodos solamente activados	2.5-3.5	12.2-17.1
Sólidos digeridos:		
Lodos primarios	4-8	19.5-39.1
Lodos prim. + filtros percoladores	4-5	19.5-24.4
Lodos primarios + activados	4-5	19.5-24.4
Carga de sólidos (base seca)		
Lodos primarios	7-15	34.2-73.2
Lodos primarios digeridos	4-7	19.5-34.2
Lodos mezclados digeridos	3.5-5	17.1-24.4
La carga de sólidos esta en función de la concentración de los mismos, subsecuentemente de los requerimientos del proceso y del preacondicionamiento químico.		
Centrifugación		
Cada instalación del equipo de centrifugación es específica para cada planta y depende de la línea de productos del fabricante y/o distribuidor. Existen unidades sólidas con diámetros de hasta 54 pulgadas (137cm) y capacidades máximas de aproximadamente 100 tons/h de sólidos secos, con requerimientos de energía hasta de 75HP. Existen unidades de disco con capacidades de hasta 400 gal/min (25 l/s) de concentrado.		

Filtración a Presión	
Volumen de cámara [pies ³ /camara] [m ³ /camara]	0.75-2.8 0.21-0.79
Área de filtro [pies ² /camara] [m ² /camara]	14.5-45 1.35-4.18
Número de cámaras	hasta 100
Espesor de la masa de lodos [pulg] [cm]	1-1.5 2.54-3.81
Flujo de lodos de alimentación (base seca) [lb/ciclo-pes ²] [Kg/ciclo-m ²]	2 9.8

EFICIENCIAS DEL PROCESO

Filtración al vacío: El ámbito de captura de sólidos es de 85 a 99.5 porcientos y la humedad de la masa es normalmente de 60 a 90 porcento, dependiendo del tipo de alimentación, concentración de sólidos, acondicionamiento químico, operación y manejo de la unidad. La masa de lodos deshidratada es adecuada para el relleno sanitario, incineración o disposición en el suelo.

Centrifugación: Recuperación de sólidos en centrífugas de cajón sólido de 50 a 75 porcento, sin adición de químicos, y de 80 a 95 porcento con adición de químicos. La concentración de sólidos es de 15 a 40 porcento, dependiendo del tipo de lodos.

Filtración a Presión: En general, se pueden obtener masas con concentraciones de sólidos de 25 a 50 porcento. Se han obtenido masas con concentraciones de 45 porcento con acondicionamiento químico (de 5 a 7.5 porcento FeCl₃ y de 10 a 15 porcento de cal) y ciclos de 1.0 a 2.0 hr. Con acondicionamiento de 100 a 250 porcento de cenizas muy finas, se han consido masas con concentraciones de 50 porcento en lodos, de varios tipos, con contenido de SST de 1 a 10 porcento.

Consumo de energía

Filtración al vacío: La energía eléctrica para la operación de las bombas al vacío, del filtrado y otras y para el equipo mecánico puede ser estimada en base a 11,000 kWh/año/Mgal/día para lodos biológicos y de 42,000 kWh/año/Mgal/día para lodos de cal.

Centrifugación: Los requerimientos de energía eléctrica dependen del tamaño y tipo de centrífuga a usar, pero pueden ser estimados en base a 18,000 kWh/año/ton de sólidos secos/día para lodos de cal y de 35,500 kWh/año/ton de sólidos secos/día para lodos biológicos.

Filtración a Presión: Los requerimientos de energía se estiman en base a una operación continua del equipo y una presión de operación de 225 psi.

OTRAS CARACTERISTICAS

IMPACTO AMBIENTAL

Filtración al vacío: Requerimientos relativamente altos de químicos y de energía.

Centrifugación: El líquido producido es relativamente alto en sólidos suspendidos no sedimentables. Si éstos son regresados a las unidades de tratamiento, pueden reducir la calidad del efluente de sistemas de sedimentación primaria. Se puede requerir un sistema de control de ruido.

CONFIABILIDAD DEL PROCESO

Filtración al Vacío: La adición de dosis elevadas de cal puede causar un requerimiento de lavado frecuente de los medios filtrantes de las unidades. Se requiere de un muy buen conocimiento en la operación de las unidades para mantener un nivel alto de confiabilidad. Se requiere de un monitoreo frecuente para obtener masa de lodos manejables.

Centrifugación: En unidades tipo disco, la colmatación de los orificios de descarga es un problema si se detiene la alimentación a las centrífugas, si se interrumpe o si se reduce por debajo de los valores mínimos.

Filtración a Presión: El desgaste de los empaques de las placas es un problema frecuente, lo cual requiere mantenimiento.

2.2.36. Lechos de secado

Los lechos de secado se usan para la deshidratación de lodos digeridos. El lodo es colocado sobre los lechos en capas de 8 a 12 pulgadas (20 a 30 cm), para su secado. El lodo ya seco es removido de los lechos y se pone a disposición para usarse como fertilizante. Los lechos pueden estar abiertos a la intemperie o cubiertos. Los lechos abiertos se usan cuando existe un área adecuada para evitar problemas ocasionales causados por los malos olores. Los lechos cubiertos con techumbre tipo invernadero son más convenientes donde es necesario deshidratar lodo continuamente durante el año sin importar el clima, y donde no existe el aislamiento suficiente para la instalación de lechos abiertos. El área total de secado es repartida en lechos individuales de aproximadamente 20 pies (6.1 m) de ancho por 20 a 100 pies (6.1 a 30.5 m) de largo. Los lechos generalmente consisten de 4 a 9 pulgadas (10 a 23 cm) de arena sobre una capa de grava o piedra de 8 a 18 pulgadas (20 a 45.7 cm) de espesor. La arena tiene un tamaño efectivo típico de 0.3 a 1.2 mm y un coeficiente de uniformidad menor a 5.0. La grava normalmente se gradúa de 1/8 a 1.0 pulg. Los lechos son desaguados por drenes localizados en la grava con espaciamientos de aproximadamente 6 a 20 pies (1.8 a 6.1 m). La tubería de los drenes tiene un diámetro mínimo de 4 pulgadas (10 cm) y una pendiente mínima de aproximadamente uno porciento. Las paredes de los lechos pueden ser de concreto, madera o tierra, y tienen normalmente una altura de 12 pulgadas (30.5

cm). El lodo puede fluir aproximadamente 100 pies (30.5 m) si la pendiente del lecho es de aproximadamente 0.5 porciento.

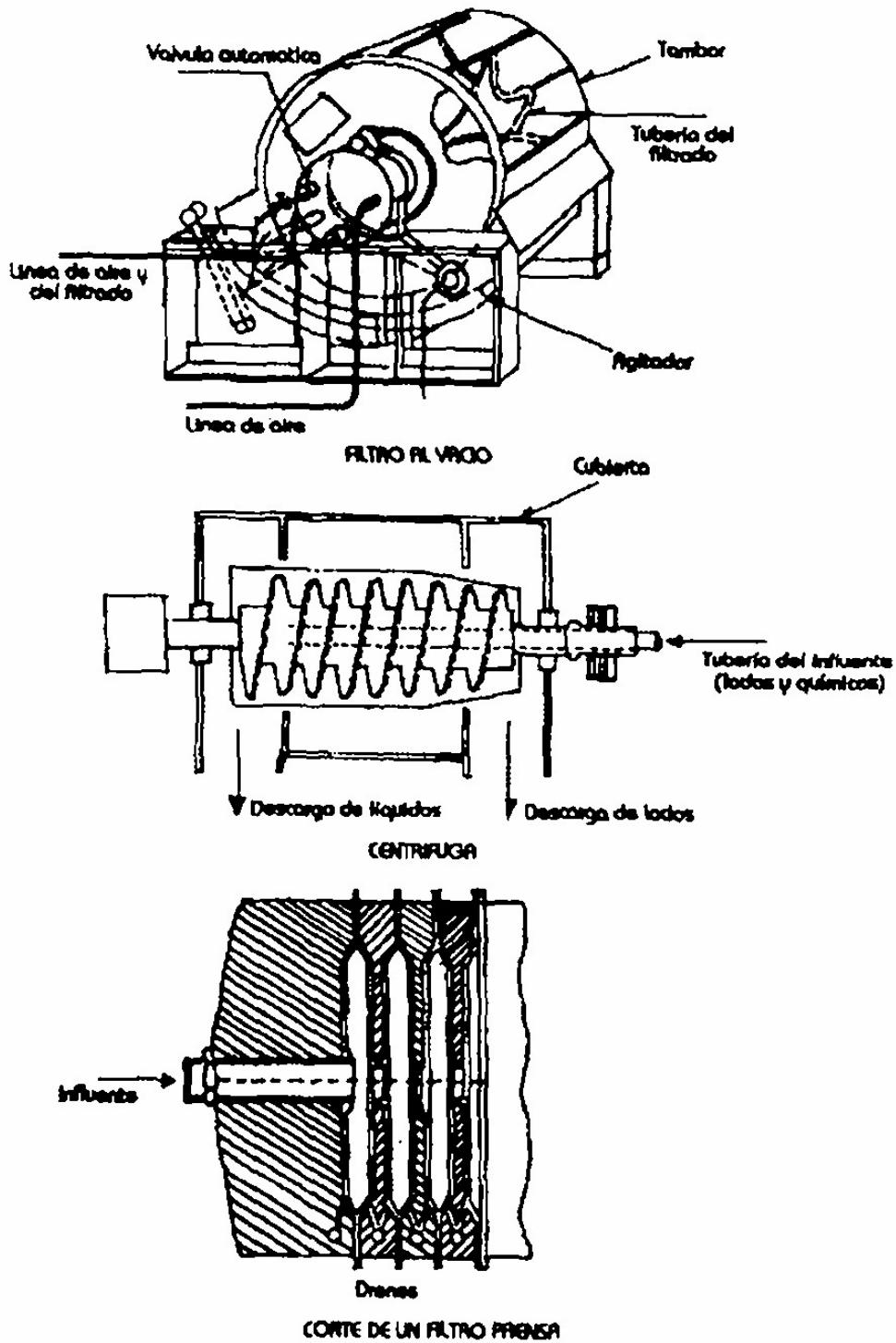


Figura 2.38.

DESCRIPCION DEL PROCESO

La deshidratación de lodos en lechos de secado ocurre por filtración del agua a través del medio filtrante y por evaporación del agua de la superficie del lodo. La filtración se lleva generalmente a cabo en 1 o 2 días. Esto depende en las características del lodo y la profundidad a la cual es puesto en los lechos. Después de que casi toda el agua haya sido filtrada y evaporada, el lodo se queda con un contenido de humedad en equilibrio con el aire. El contenido de humedad final depende de la temperatura y la humedad relativa del aire. El agua drenada puede ser recirculada al influente de los tanques de sedimentación primaria. Una vez que el lodo haya sido lo suficientemente deshidratado, éste se remueve de los lechos manual o mecánicamente. Los lodos con 20 a 30 porciento de sólidos se pueden remover mecánicamente, mientras lodos con 30 a 40 porciento de sólidos requieren ser manejados manualmente.

CRITERIOS DE DISEÑO

Las tuberías de lodos en los lechos son generalmente de fierro fundido y se diseñan para una velocidad mínima de 2.5 pies/s (0.76 m/s); éstas deben diseñarse de tal forma que se puedan lavar y para que no se congelen en climas fríos. Los lechos deben de contar con placas para recibir el lodo y distribuirlo sobre los lechos, además de prevenir la erosión de la arena. La carga de lodos se calcula en base a los habitantes o en base a una carga unitaria de sólidos secos por área por año. Los criterios típicos de diseño, para varios tipos de lodos, son los siguientes:

Concepto	Lechos Abiertos	Lechos Cerrados
Área requerida:		
Lodos primarios digeridos [pies ² /capita] [m ² /capita]	1.0-1.5 0.09-0.14	0.75-1.0 0.07-0.09
Lodos primarios y activados [pies ² /capita] [m ² /capita]	1.75-2.5 0.16-0.23	1.25-1.5 0.12-0.14
Lodos precipitados con aluminio o fierro [pies ² /capita] [m ² /capita]	2.0-2.5 0.19-0.23 10-8 48.8-136.7	1.25-1.5 0.12-0.14 12-40 58.6-195.3
Carga de Sólidos [lb/pies ² -año] [Kg/m ² -año]		

EFICIENCIAS DEL PROCESO

Una masa de lodos con 40 a 45 porciento de sólidos se puede obtener en dos a seis semanas en un buen clima y con un lodo bien digerido, lodo primario o lodo mezclado. El tiempo de deshidratación puede ser reducido a un 50 porciento si se cuenta con un acondicionamiento químico. Se puede lograr de un 80 a 90 porciento

de contenido de sólidos en lechos de arena pero normalmente los tiempos requeridos son imprácticos.

REQUERIMIENTOS DE ENERGIA

La energía (Et) requerida por el proceso se estima tomando en cuenta la energía (Em) usada por el manejo mecánico de lodos, energía (Er) para la recuperación de la arena perdida y la energía (Eb) requerida para el bombeo de lodos (cuando se requiera). Puede ser estimada de la siguiente manera:

$$Et = Em + Er + Ep$$

Em = 3.2E+6 Btu/año-Mgal/día del flujo de la planta a 900 lb sólidos secos/Mgal del flujo de la planta.

Er = 10% de Et o 0.32E+6 Btu/Mgal/día del flujo de la planta.

Ep = 1140 (Mgal/día) * CDT / Eficiencia.

CDT = Carga Dinámica Total

Con un flujo de lodos de 0.5E+6 gal/día, una carga dinámica total (CDT) de 40 pies (12.2 m) y una eficiencia de 60%. La energía requerida para el bombeo será de 38,000 kWh/año.

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: Un lodo pobemente digerido puede causar problemas de olores. Los requerimientos de terreno son grandes.

Limitaciones: El proceso normalmente se restringe para lodos bien digeridos o bien estabilizados, ya que el lodo pobemente digerido o crudo es oloroso, atrae insectos y no se deshidrata satisfactoriamente. Las grasas y aceites colmatan las camas de arena y por lo tanto retarda seriamente el drenado. El diseño de los lechos se afecta por las condiciones del clima, las características del lodo, el costo y disponibilidad del terreno y su proximidad a los poblados. La operación del sistema se restringe severamente durante períodos prolongados de congelamiento y lluvia.

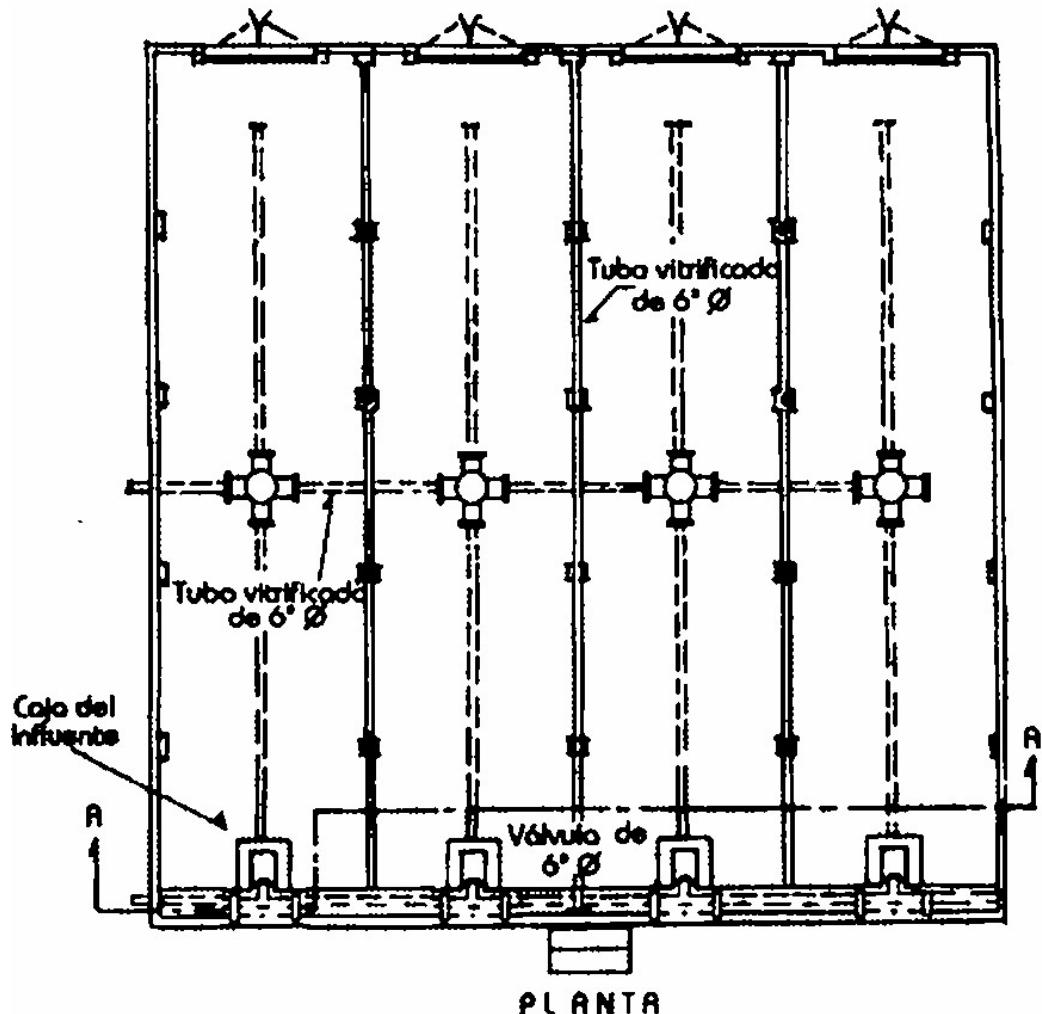


Figura 2.39.

ANEXO:

Ecuaciones para el cálculo de lechos de secado, considerando evaporación precipitación, contenido de sólidos, etc.:

$$t = \frac{(30 * H * S_0)}{(aE + bR)} * \frac{1}{S1} - \frac{1}{S2} + td$$

$$AS = \frac{Q_s * 12 * t}{7.48 * H}$$

Donde:

t = Tiempo total de secado [días]

H = Profundidad del lecho [pulgadas]

S_0 = Porcentaje de sólidos en el influente [%]

a = Factor de corrección de evaporación = 0.75
 E = Evaporación del agua [pulgadas/mes]
 b = Factor de absorción de agua por el lodo = 0.57
 R = Precipitación del mes lluvioso [pulgadas/mes]
 td = Tiempo de duración del drenado [días]
 S_1 = Porcentaje de sólidos después de td días [%]
 S_2 = Contenido de sólidos en el efluente
 AS = Área superficial requerida [pies²]
 Q_s = Flujo de lodos [gal/día]

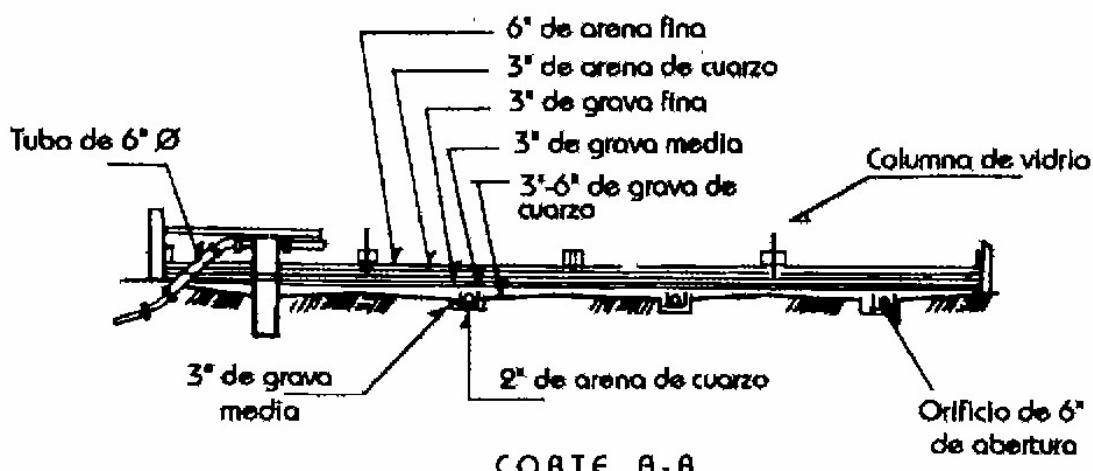


Figura 2.40

2.2.37. Composteo de lodos

El composteo de lodos puede ser definido como la descomposición biológica de sólidos orgánicos a un producto final relativamente estable (abono). El contenido de humedad es normalmente de 40 a 70 porciento. La descomposición aeróbica tiene lugar en el rango termofílico, arriba de 113°F (45°C) y, generalmente, hasta 140°F (60°C). Las temperaturas pico se aproximan a los 194°F (90°C). El proceso es de oxidación y termogénico. Los principales productos de la descomposición son humus, dióxido de carbono, y agua. Aunque cada técnica de composteo de lodos es única, el proceso fundamental es similar. El proceso es el siguiente:

- Al lodo se añade, si se requiere, agentes de abultamiento (tierra, aserrín o virutas de madera, abono no utilizado o de recirculación) para el control de la porosidad y la humedad.
- Se logra una temperatura en el rango de 130° a 150°F (55° a 65°C) para asurar la destrucción de organismos patógenos y prevenir la evaporación, lo que reduce el contenido de humedad.

- El abono es almacenado por períodos extensos de tiempo después de la operación primaria de composteo, para estabilizar aún más la mezcla a temperaturas menores.
- Si el abono es muy húmedo, después del curado, puede requerirse de un secado adicional con aire, para el proceso posterior.
- Si han de rehusares los agentes de abultamiento, sé requerirá de una operación por separado.

El composteo representa una actividad combinada de poblaciones mezcladas de bacterias, actinomicetos, y hongos asociados con el medio ambiente. Los principales factores que afectan el proceso de composteo son humedad, temperatura, pH, concentración de nutrientes, y disponibilidad y concentración de suministro de oxígeno. El proceso se lleva a cabo en montículos, en pilas o hileras en la superficie de terreno a la intemperie.

Composteo de Lodos en Montículos en Hileras: Los pasos secuenciales involucrados en este proceso son preparación, composteo, curado y terminado del producto.

Preparación: El lodo deberá tener por lo menos una estructura mínima porosa y un contenido de humedad de 45 a 65 porciento; por lo tanto, una masa de lodos, normalmente con un contenido de sólidos de 20 porciento, no puede ser procesada por si sola y deberá combinarse con un agente de abultamiento. El lodo es así preparado y puesto en montículos.

Composteo: El período de composteo se caracteriza por una descomposición rápida. Se suministra aire periódicamente. La reacción es exotérmica, y el lodo alcanza temperaturas de 140° a 160°F (60° a 71°C) o mayores. La muerte de organismos patógenos, inactivación de larvas de insectos y semillas es posible a estas temperaturas. El período de digestión es normalmente de aproximadamente seis semanas.

Curado: Este se caracteriza por la disminución de la tasa de descomposición. La temperatura baja a el ambiente, y el proceso se concluye. El período de esta etapa es de aproximadamente dos semanas.

Terminado: Si se han incluido fracciones de sólidos municipales, conteniendo residuos no digeribles, o si el agente de abultamiento ha de ser separado y recirculado, se necesita de un proceso de remoción o cribado. El abono puede ser pulverizado, si se desea.

Composteo de Lodos en Montículos en Pilas: Los lodos de aguas residuales pueden ser convertidos en abono, en aproximadamente ocho semanas, con este proceso que incluye cuatro pasos; preparación, digestión, secado y cribado, y curado.

Preparación: El lodo se tratará de igual manera que en el proceso anterior, se construyen las pilas de la mezcla sobre tubería porosa, por la cual el aire es inyectado. Las pilas se cubren para aislarlas.

Digestión: Las pilas aereadas pasan por un período de descomposición por organismos termofílicos cuya actividad eleva la temperatura a 140°F (60°C) o mayor. Las condiciones de composteo aeróbicas se mantienen inyectando aire a una tasa predeterminada. El flujo de aire del efluente es conducido a unos pequeños montículos de abono curado y cribado, donde los gases olorosos son absorbidos efectivamente. Después de aproximadamente 21 días, la tasa de descomposición y la temperatura disminuyen, se remueve la tapa y la mezcla resultante es secada o curada, dependiendo de las condiciones ambientales.

Curado: El abono se almacena por aproximadamente 30 días para asurar que se pierda todo olor ofensivo y completar la estabilización. Así queda listo el abono para su utilización.

CRITERIOS DE DISEÑO

El criterio básico para lograr un composteo exitoso consiste en que el material a procesar sea poroso, de estructura estable y con un contenido suficiente de material degradable, para que la reacción de degradación se mantenga. Otro criterio de diseño, igualmente importante es la flexibilidad. Se debe de prever una operación continua del sistema, aunque se presenten cambios en el contenido de sólidos en el lodo y de volúmenes, y cambios en el suministro del agente de abultamiento.

EFICIENCIAS DEL PROCESO

El lodo se estabiliza generalmente despues de 21 días, a temperaturas elevadas. Durante los primeros 3 ó 4 días se producen temperaturas de 60 a 80°C, período durante el cual se eliminan olores, patógenos y semillas. Temperaturas por arriba de 131°F (55°C) por períodos largos pueden destruir efectivamente patógenos. El producto final es un material con apariencia de humus, libre de malos olores y útil como acondicionador de suelos, que contiene niveles bajos de macronutrientes esenciales para plantas, tales como nitrógeno y fósforo, y frecuentemente niveles adecuados de micronutrientes, como zinc y cobre. En las hileras el lodo es convertido a un residuo orgánico, reducido en volumen en un 20 a 50 porciento.

Los criterios de diseño son:

Composteo de Lodos en Hileras	
Concepto	Dimensión
Requerimiento de terreno	1/3 acres/ton seca/día, equivalente a una población de 10,000 con trat. primario y secundario.
Altura	4 a 8 pies (1.22 a 2.44 m)
Base (ancho)	12 a 25 pies (3.66 a 7.63 m)
Largo	Variable
Contenido de humedad	45 a 65 porciento
Relación Carbono/Nitrógeno	30 a 35 : 1
Relación Carbono/Fósforo	75 a 150 : 1
Flujo de Aire	10 a 30 pies ³ /día/lb de SV
Tiempo de retención	6 semanas a 1 año
Composteo de Lodos en Pilas	
Procedimiento para la construcción de una pila para el procesamiento de 10 ton secas (45 ton húmedas)	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Base de 6 pulgadas (15.24 cm) de espesor con abono no cribado 2. Tubería de plástico (PVC) perforada de 4 pulg (10 cm) de diámetro y 94 pies (29 m), con perforaciones de 0.25 pulg (0.61 cm) de diámetro. 3. Se cubre la tubería con una capa de abono no cribado o virutas de madera de 6 plg (15.24 cm). 4. Se conecta la tubería anterior a un soplador de 1/3 HP con 14 pies (4.3 m) de tubería sólida, provista con colector del condensado. 5. Se programa un cronómetro a andar por 4 minutos y parar por 16 minutos. 6. El soplador se conecta a una pila cónica pequeña de 2 yd³ (1.53 m³) de virutas de madera y 10 yd³ (7.65 m³) de abono cribado. 7. Se pone encima de la base preparada anteriormente una mezcla de lodo húmedo y el agente de abultamiento, con un relación volumétrica de 1:2.5. 8. Se cubre la masa anterior con abono cribado de 12 pulg (30.3 cm) de espesor como cubierta para el aislamiento. 	
Flujo de aire: 100 pies ³ /h/ton de lodo.	
Requerimientos de área para 10 ton/día: 3.5 acres (1.4 ha).	
Dimensiones de la pila: 53 pies x 12 pies x 8 pies de altura (16.2 m x 3.7 m x 2.4 m)	

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: El proceso tiene requerimientos altos de terreno. con potencial de olores, pudiendo ser estéticamente indeseable. El producto final representa un beneficio al ambiente cuando se usa para acondicionador de suelos.

Confiabilidad del Proceso: Altamente confiable. Las temperaturas ambiente y lluvias moderadas no afectan al proceso.

Consumo de Energía: El consumo de combustible varía con las condiciones específicas del lugar y con la operación y el equipo usado. El consumo de energía en

la construcción de una pila para el manejo de 10 ton secas/día se puede estimar en 75,000 hWh/año ó 7,500 kW/año/tonelada seca de lodo. El consumo de combustible para el manejo de 10 ton secas/día puede ser estimado en 2.29 billones de kWh/año o 229 MkWh/año/tonelada de lodo.

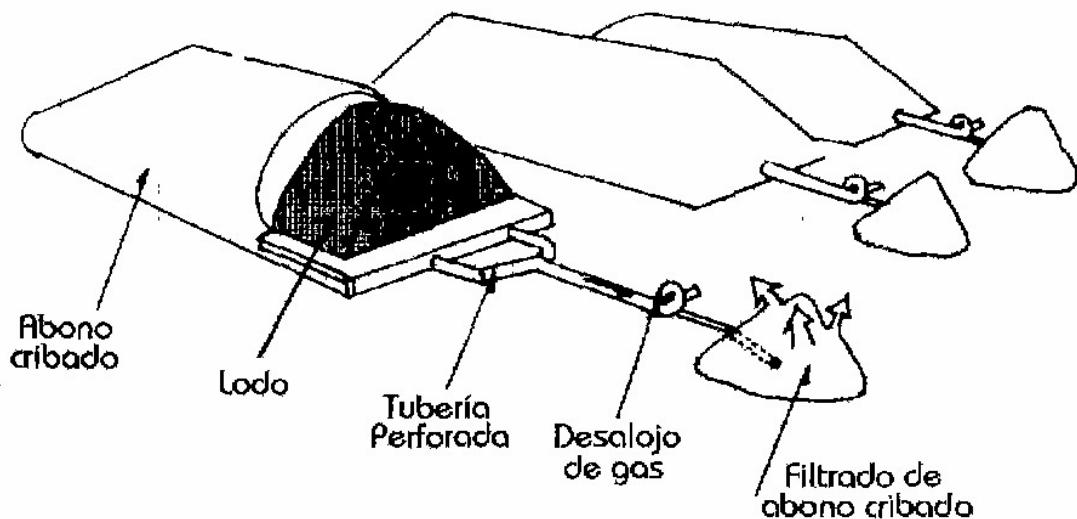


Figura 2.41. Esquema de montículos en pilas para el composteo de lodos.

2.2.38. Disposición de lodos en lagunas

La disposición de lodos en lagunas es un método simple, de costo relativamente bajo (cuando se dispone de terreno suficiente y económico) y con requerimientos mínimos de operación y mantenimiento, especialmente en plantas de tratamiento pequeñas. Una laguna es un estanque de tierra, en el cual se deposita el lodo crudo o digerido.

Las lagunas de lodos crudos estabilizan los sólidos orgánicos por descomposición anaeróbica y aeróbica, lo cual puede causar olores indeseables y problemáticos. Los sólidos estabilizados se sedimentan en el fondo da la laguna y se acumulan. El exceso de líquido, si llega a existir, se retorna a la planta de tratamiento. Las lagunas deberán ser relativamente poco profundas, de 4 a 5 pies (1.22 a 1.53 m), si han de ser limpiadas con raspas.

Si las lagunas son llenadas con lodos digeridos, estas se diseñan con tiempos largos de secado, por medio del proceso físico de percolación y, principalmente de evaporación. El proceso es relativamente simple, y requiere de remociones periódicas del sobrenadante, el cual es retornado al influente de la planta de tratamiento, y de excavaciones ocasionales del lodo seco para su transporte al sitio de disposición final. El sobrenadante, bajo en sólidos suspendidos, es de mejor calidad que el sobrenadante de digestores secundarios, e inclusive que el de espesadores. El producto final sirve como acondicionador de suelos o para relleno de terrenos.

El tiempo de secado para lodos con 30 porciento de sólidos es generalmente muy largo, puede llegar a requerir años. La eficiencia de las lagunas depende de las condiciones climatológicas y del tratamiento previo de los lodos. En climas cálidos y secos, los lodos bien digeridos son económica y satisfactoriamente tratados en lagunas por su simplicidad en la operación y su flexibilidad. Los lodos bien digeridos minimizan el potencial de problemas de olor, los cuales son inherentes en este tipo de sistemas. Se requiere de celdas múltiples para una operación eficiente.

CRITERIOS DE DISEÑO

- Bordos: Pendientes de 1:2 en el exterior y de 1:3 en el interior con el fin de permitir el mantenimiento y evitar la erosión; Ancho de la superficie lo suficientemente grande para permitir la circulación de vehículos durante la limpieza.
- Profundidad: 1.5 a 4.0 pies (0.46 a 1.22 m) de profundidad de lodos (depende del clima).
- Celdas: Se requiere un mínimo de dos celdas por laguna.
- Cargas: 2.2 a 2.4 lb de sólidos/año-pie³ (35.2 a 38.4 Kg/año-m³) de capacidad. 1.7 a 3.3 lb de sólidos/pie² (8.3 a 16 Kg/m²) de superficie por 30 días de uso. 1 a 4 pies²/capita (0.09 a 0.37 m²/capita) (depende del clima).
- Decantación: Nivel de decantación individual o múltiple por retornos periódicos de sobrenadante a la planta de tratamiento.
- Remoción de lodos: Intervalos de aproximadamente 1.5 a 3 años.

CONSUMO DE ENERGIA

Requerimientos de energía sólo para el posible bombeo desde los digestores y bombeo del sobrenadante, cuando sea requerido. Los requerimientos aproximados de bombeo de lodos y del sobrenadante pueden ser estimados con la siguiente ecuación:

$$\text{kWh / año} = \frac{1140(\text{Mgal/día}) * (\text{Carga_total})}{\text{Eficiencia}}$$

La eficiencia del bombeo de lodos puede variar desde un 75 a 40 porciento, dependiendo del tipo de bomba a usar y su tamaño.

OTRAS CARACTERISTICAS

Impacto Ambiental: Pueden producirse fuertes olores, al menos de que exista una apropiada digestión y una operación adecuada. Requerimientos altos de terreno. El potencial de contaminación del agua subterránea es alto, al menos que se incorporen apropiadamente al diseño las características exactas del subsuelo.

Confiabilidad del Proceso. La confiabilidad del proceso está en función de la confiabilidad del proceso aguas arriba (digestión).

Limitaciones: Existe un potencial muy alto de problemas de olor y de proliferación de insectos y roedores si el lado dispuesto no está bien digerido. El control químico de olores no es satisfactorio completamente.

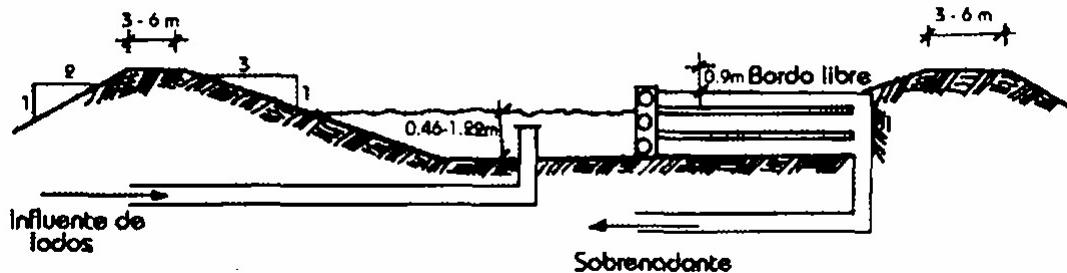


Figura 2.42.

ANEXO:

Ecuaciones para el dimensionamiento de lagunas:

Sólidos Secos Producidos.

$$SSP = \frac{Q_s * S_o * (8.34) * (365)}{100}$$

Donde:

SSP = Sólidos secos producidos [lb/año]

S_o = Contenido de sólidos en el influente [%]

8.34 = Factor de conversión de gal a lb [lb/gal]

365 = Conversión [días/año]

Volumen de las Lagunas.

$$V = \frac{SSP}{CS}$$

donde:

V = Volumen requerido [pies³]

SSP = Sólidos secos producidos [lb/año]

CS = Carga de sólidos [lb/año-pies³]

Área Superficial.

$$AS = \frac{V}{D}$$

donde:

AS = Área Superficial [pies²]

V = Volumen requerido [pies³]

D = Profundidad de la laguna [pies]

2.2.39. Disposición de lodos en el suelo

No todos los tipos de lodos son apropiados para disponerlos en suelos, a causa de problemas potenciales de olores y de operación. Los lodos más apropiados para realizar la disposición en el suelo son aquellos que han pasado por un proceso de digestión y de deshidratación o incineración, lodos con contenido de sólidos igual o mayor a 15%. Obviamente, la adición de tierra a lodos, con contenido de sólidos menor a 15% puede producir un lodo apropiado para su disposición en el suelo. En general, se recomienda que sólo los lodos estabilizados sean dispuestos en el suelo. Existen dos alternativas para realizar la disposición de lodos en el suelo; relleno de terrenos (en capas y en montones) y de zanjas (zanjas angostas y anchas).

Disposición de Lodos en Zanjas: En este método se requiere de una excavación de tal forma que el lodo quede por debajo de la superficie del terreno original. Se requiere que el nivel freático este lo suficientemente profundo, con el fin de permitir la excavación y que quede una capa de subsuelo suficientemente ancha para evitar la contaminación del agua subterránea. El suelo se usa solamente como cubierta del lodo y no como un agente de abultamiento. Normalmente se aplica una capa de suelo sobre el lodo el mismo día que este es recibido; por esta razón las zanjas son más apropiadas que otros métodos para lodos no estabilizados o de baja estabilización. Existen dos tipos de zanjas. Estas incluyen zanjas angostas, con anchos menores a 10 pies (3.0 m) y zanjas anchas, con anchos mayores a 10 pies (3.0 m). La profundidad y el largo de ambas zanjas son variables y dependen del nivel freático, estabilidad de las paredes y limitaciones del equipo. Después de que

haya ocurrido el asentamiento máximo, aproximadamente un año, el área deberá ser renivelada para asurar un drenaje adecuado.

Disposición de lodos en terrenos: El lodo es dispuesto normalmente sobre la superficie original del suelo. Debido a que no se requiere excavación y debido a que el lodo no se coloca por debajo de la superficie original del terreno, este método es particularmente útil en áreas donde el nivel del agua subterránea no es profunda. El contenido de sólidos del lodo no está necesariamente limitado, pero la estabilidad y la capacidad de resistencia del terreno deberán ser las adecuadas. Para obtener estas características, el lodo es comúnmente mezclado con tierra como un agente de abultamiento. Por la posible cercanía del agua subterránea, comúnmente se requiere de un recubrimiento del terreno. Existen tres métodos de la aplicación de relleno de terrenos; relleno en capas, relleno en montones, y envase de diques o bordos.

En el caso de relleno en montones, la mezcla de tierra y lodo es puesta en montones de aproximadamente 6 pies (1.8 m) de alto. Posteriormente se aplica una cubierta con un espesor mínimo de 3 pies (0.9 m), si se aplican montones adicionales al primero, la cubierta deberá ser de 5 pies (1.5 m) de espesor. En el caso de relleno en capas, el lodo puede tener un contenido de sólidos tan bajo como del 15%. Despues de hacer la mezcla de lodo y tierra, ésta se aplica uniformemente sobre el terreno en capas de 0.5 a 3 pies (0.15 a 0.9 m) de espesor. Las cubiertas intermedias entre capas deben ser de 0.5 a 1.0 pies (0.15 a 0.3 m) de espesor. La cubierta final deberá ser de 2 a 4 pies (0.6 a 1.2 m) de espesor. En el método de envase de diques o bordos, el lodo es puesto totalmente por arriba de la superficie original del terreno. Se construyen diques sobre el terreno nivelado, de cuatro lados formando un área de envase, posteriormente se rellena este envase. Se pueden aplicar cubiertas en ciertos lugares durante el relleno, la cubierta final deberá ser puesta cuando el relleno sea terminado.

Aplicaciones del proceso

Disposición de Lodos en Zanjas: Método de disposición de lodos relativamente simple, adecuado para lodos estabilizados y no estabilizados. No requiere de experiencia o conocimiento del sistema, con excepción del conocimiento en la operación del equipo para el manejo de los lodos. El sistema de zanjas angostas es particularmente adecuado para comunidades pequeñas.

Disposición de lodos en terrenos: Método adecuado para áreas con el nivel del agua subterránea superficial. Las pilas son adecuadas para lodos estabilizados, pero tiene requerimientos altos de mano de obra y equipo. El método de disposición de lodos en capas es igualmente adecuado para lodos estabilizados, y tiene requerimientos menores de mano de obra y equipo. El sistema de envase de diques o bordas es adecuado para lodos estabilizados o no estabilizados, y requiere de menos tierra como agente de abultamiento.

CRITERIOS DE DISEÑO

Las condiciones que deben cumplir el terreno y los lodos, así como criterios de diseño se presentan a continuación:

Disposición de Lodos en Zanjas			
Criterio de Diseño	Zanja angosta < 10 pies (3.0 m)	Zanja Ancha > 10 pies (3.0 m)	
Contenido de Sólidos	15 a 20% para anchos de 2 a 3 pies (.6 a .9 m); 20 a 28% para anchos de 3 a 10 pies (.9 a 3m)	20 a 28% para equipo en el suelo; más del 28% para equipo sobre el lodo.	
Pendiente de Terreno	Menor a 20 porciento	Menor a 10 porciento	
Espesor de la cubierta de tierra	2 a 3 pies (.6 a .9 m) para anchos de 2 a 3 pies; 3 a 4 pies (.9 a 1.2 m) para anchos de 3 a 10 pies (.9 a 3 m)	3 a 4 pies (.9 a 1.2 m) para equipo en el suelo 4 a 5 pies (1.2-1.5 m) para equipo sobre lodo	
Tasa de aplicación	1,200 a 5,600 yd ³ /acre (2,300-10,600 m ³ /ha)	3,200 a 14,500 yd ³ /acre (6,000-27,400 m ³ /ha)	
Disposición de Lodos en Terreno			
Criterio de Diseño	Pilas	Capas	Envase de diques o bordos
Contenido sólidos	> 20%	> 15%	20-28% para equipo en el suelo; > 28% para equipo en lodo
Características del lodo	Estabilizado	Estabilizado	Estabilizado o no
Pendiente de Terreno	Sin limitaciones	Terreno nivelado bien preparado	Terreno nivelado o terraza acantilada bien preparada
Abultamiento requerido	Si	Si	Ocasionalmente
Relación tierra lodo :	0.5-2 : 1	0.25-1 : 1	0-0.5 : 1
Tasa de aplicación	3,000-14000 yd ³ /acre (5,700-26,400 m ³ /ha)	2,000-9,000 yd ³ /acre (3800-10000 m ³ /ha)	4,800-15,000 yd ³ /ac (5,700-26,400 m ³ /ha)

IMPACTO AMBIENTAL

Problemas potenciales de erosión del terreno y de olores. Producción continua de gas después de muchos años de que el relleno esté completo. La percolación debe de ser apropiadamente controlada para prevenir la contaminación del agua

subterránea. El gas es explosivo y puede matar la vegetación si no se controla adecuadamente. Las zanjas angostas y el relleno en capas son métodos más intensivos que los otros.

OTRAS CARACTERISTICAS

Confiabilidad del Proceso: Método de disposición de lodos muy confiable.

Consumo de Energía: El consumo de energía varía considerablemente con las características específicas del lodo, las condiciones particulares del terreno y la operación.

Limitaciones: El congelamiento del suelo y la lluvia causan dificultades en la operación del sistema. La lluvia hace que los pilas se asienten.

3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO

3.1. INTRODUCCIÓN

Para poder definir los sistemas alternativos de tratamiento es imprescindible conocer dos conjuntos de información: la cantidad y calidad de las aguas crudas a tratar y las normas de calidad con las que debe de cumplir el efluente de la planta de tratamiento. Conocidas estas dos condiciones es posible determinar los distintos conjuntos de procesos que pueden ajustar las características del influente a las características deseadas.

Para evaluar las alternativas de tratamiento y poder escoger la más apropiada para cada caso en particular, es necesario considerar otra serie de condicionantes; entre ellas, se pueden mencionar las siguientes:

1. Requerimientos, disponibilidad y costos de terrenos.
2. Requerimientos, disponibilidad y costos de mano de obra calificada para la operación de los sistemas de tratamiento.
3. Requerimientos, disponibilidad y costos de reactivos químicos y piezas de repuesto para equipos electromecánicos requeridos por los sistemas de tratamiento y requerimientos de energía eléctrica.
4. Proporcionalidad de costos de capital y costos de operación y mantenimiento para cada alternativa de tratamiento y conveniencia de limitar unos u otros en cada caso en particular.
5. Importancia de asurar la confiabilidad de operación del sistema y tolerancias a fallas ocasionales en los sistemas de tratamiento.
6. Requerimientos de mayor consumo de agua y baja disponibilidad.

El objetivo del presente documento es sistematizar, en la medida de lo posible, la selección de diferentes sistemas de tratamiento para aguas residuales de origen municipal y para diferentes normas de calidad de efluentes. Para ello la mecánica suida es la que a continuación se expone.

1. En la primera sección se presenta un resumen de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas de origen municipal de poblaciones medianas (50,000 a 250,000 habitantes) en el país.
2. En la segunda sección se clasifican y definen las opciones de reúso de las aguas residuales tratadas y las normas de calidad para cada reúso en particular. Cuando el sistema de tratamiento tiene como fin el control de la contaminación del cuerpo receptor de las descargas, y no el reúso de las aguas, las normas de calidad del efluente son establecidas en función de la capacidad asimilativa de los

contaminantes por el cuerpo receptor y de la clasificación del mismo (clasificación hecha por las autoridades competentes en función del uso asignado a dicho cuerpo receptor) . En este caso será necesario buscar las normas de calidad mas parecidas entre las antes mencionadas para los posibles reúsos considerados.

3. En la tercera sección se definen los posibles trenes de tratamiento para alcanzar, a partir de las características presentadas en la primer sección, las normas de calidad definidas en la sunda sección.
4. En la cuarta sección se formulan los criterios de evaluación de alternativas en función de sus características técnicas y económicas.
5. Finalmente se presentan las conclusiones y recomendaciones derivadas de los trabajos reseñados en las secciones anteriores.

3.2. CARACTERISTICAS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS Y MUNICIPALES

En esta sección se presenta un resumen de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales domésticas. En la tabla 3.1 se muestran datos típicos de parámetros individuales presentes en las aguas residuales de origen doméstico o municipal (1). El agua residual municipal es clasificada como fuerte, media, o débil, dependiendo de la concentración de los diferentes contaminantes. Es importante mencionar que la concentración varía con la hora del día, el día de la semana, el mes del año (la estación), tamaño de la población y otras condiciones locales, Por lo tanto, la tabla mencionado tiene la intención de ser únicamente una guía y no bases de diseño.

En la evaluación de los reúsos potenciales de las aguas residuales son de especial importancia el incremento de los minerales que resulta del uso de agua y la variación en los sistemas de drenaje. En la Tabla 3.2 se presentan los valores típicos del incremento esperado de minerales en las aguas residuales domésticas o municipales (1).

La calidad de las aguas residuales domésticas depende, como se mencionó anteriormente, del tamaño de la población. La tabla 3.3 presenta las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales domésticas para poblaciones (2,500 a 100,000 habitantes) en el país (2).

En la tabla 3.4 se presentan aportaciones promedio de contaminantes por habitante, estimadas a partir de datos de características de aguas residuales, aforo de descargas y población servida en 26 poblaciones del país (2).

Por último, en la Tabla 3.5 se presenta la calidad de las aguas residuales de tres distintas zonas del Distrito Federal, en función de la importancia relativa de las aportaciones de aguas industriales (3).

Tabla 3.1. Composición típica de las aguas crudas de origen doméstico^a

Parámetro	Concentración		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales:	1200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Suspendidos totales	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos Sedimentables (mL/L)	400	220	110
DBO (a 20°C)	290	160	80
COT	1000	500	250
DQO	85	40	20
Nitrógeno (total como N):	35	15	8
Orgánico	50	25	12
Amoniacal	0	0	0
Nitritos	0	0	0
Nitratos	15	8	4
Fosfatos (como P):	5	3	1
Orgánico	10	5	3
Inorgánico	100	50	30
Clorados b	200	100	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	150	100	50
Grasas			

a Unidades en mg/l, excepto los sólidos sedimentables

b Valor que debe ser incrementado de acuerdo con la cantidad de suministro de agua.

Tabla 3.2. Incremento tipico de minerales en aguas residuales domesticas.

Parámetro	Rango del Incremento (mg/l)
Aniones:	
Bicarbonato (HCO ₃)	50-100
Carbonato (CO ₃)	0-10
Cloro (CL)	20-50
Nitrato (NO ₃)	20-40
Fosfato (PO ₄)	20-40
Sulfato (SO ₄)	15-30
Cationes:	
Calcio (Ca)	15-40
Magnesio (Mg)	15-40
Potasio (K)	7-15
Sodio (Na)	40-70
Otros datos:	
Aluminio (Al)	0.1-0.2
Boro (B)	0.1-0.4
Hierro (Fe)	0.2-0.4
Manganese (Mn)	0.2-0.4
Sílica (SO ₂)	2-10
Alcalinidad total	100-150
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	150-400

Referencia: Metcalf & Eddy, Inc. "Wastewater Engineering Collection, Treatment, Disposal. McGraw-Hill, Inc., 2da edición, 1972

Referencia: Metcalf & Eddy, Inc. "Wastewater Engineering Collection, Treatment, Disposal. McGraw-Hill, Inc., 2da edición, 1972

Tabla 3.3. Promedio de aguas residuales municipales por tamaño de población

Parámetro	Tamaño de Población (No. De Habitantes)				
	2,500 a 10,000	10,000 a 20,000	20,000 a 50,000	50,000 a 100,000	Prom.
PH	7.4	6.9	6.9	7.3	7.1
Temperatura (°C)	25	20	23	22	23
DBO	264	299	254	301	280
DQO	698	719	609	430	614
SS (ml/l)	9	5	8	3	6
Grasas y aceites	56	44	65	96	65
N-NH3	24	28	14	12	20
N-Orgánico	18	23	23	9	18
N-Total	37	44	30	24	34
Fosfatos Totales	20	24	16	29	22
SAAM	14	11	17	17	15
Coli. Tot. [NMP/100ml]	7	773	14	107	225
Sólidos:					
Totales	1552	1141	1391	932	1254
Totales Susp.	286	309	233	167	249
Totales Dis.	1266	832	1158	765	1005
Totales Vol.	737	871	449	349	602
Volátiles Susp.	223	192	151	139	176
Volátiles Dis.	514	379	298	210	350
Totales Fijos	815	570	942	583	728
Fijos Susp.	116	145	183	58	126
Fijos Dis.	699	425	759	525	602

Unidades en mg/l, excepto que se indique de otra forma.

Referencia: SRH, Subsecretaría de Planeación, Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. "Sistemas Económicos de Tratamientos de Aguas Residuales Adecuados a las Condiciones Nacionales, Sunda Etapa.

Tabla 3.4. Aportación promedio de contaminantes por habitante (g/hab - día)

Parámetro	Aportación
DBO	54
DQO	110
N-Total	8
Fosfatos Totales	4.60
Sólidos:	
Totales	243
Totales Susp.	52
Totales Dis.	191
Totales Vol.	95
Volátiles Susp.	36
Volátiles Dis.	59
Totales Fijos	148
Fijos Susp.	16
Fijos Dis.	132

Referencia:

SRH, Subsecretaría de Planeación, Dirección Gral. de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. "Sistemas Económicos de Tratamientos de Aguas Residuales Adecuados a las Condiciones Nacionales, segunda Etapa.

Tabla 3.5. Características de las aguas residuales de tres zonas del D.F

Parámetro (conc. en mg/l excepto donde se indique otras unidades)	Zona 1	Zona 2	Zona 3	
	Influencia Industrial			
	Alta	Media	Baja	
		Plantas		
		Ciudad Deportiva	Cerro de la Estrella	Chapultepec
Temperatura (°C):				
Verano	20	20	20	
Invierno	16	16	16	
Sólidos Suspendidos Totales	285	227	175	
Sólidos Volátiles (% de los SST)	31 .6	59 3.3	44 2.0	
Sólidos Sedimentables (ml/l)	275	286	153	
DBO-5 Total	202	175	89	
DBO-5 Soluble	467	420	230	
DQO Total	394	309	166	
DQO Soluble	7.1	7.1	6.6	
pH (Unidades)	381	229	110	
Cationes	967	610	284	
Aniones	25	17	12	
PO4	49	29	32	
NTK	30	18	15	
N-NH3	0	0	0	
NO2	0	0	0	
NO3	46	60	34	
Grasas y Aceites				

Referencia:

Dirección de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH), "Evaluación de Sistemas Biológicos de Tratamiento", Laboratorio ABC, Química, Investigación y Análisis, S.A.

3.3. CLASIFICACIONES DE REUSO

Las opciones de Reúso que se consideraron en el presente estudio son las siguientes:

1.- Agrícola

- a) Para productos que se consumen crudos,
- b) Para productos que se consumen cocidos o procesados.

2.- Industrial

- a) Para enfriamiento,
- b) Para procesos,
- c) Para servicios.

3.- Recreativos

- a) Con contacto directo,
- b) Sin contacto directo.

4.- Municipal

- a) Para riego de áreas verdes,
- b) Para limpieza de calles e hidrantes.

5.- Acuicultura

- a) Para cultivos y especies de interés comercial,
- b) Para cultivos y especies de interés ecológico.

6.- Recarga de Acuíferos

- a) Por infiltración superficial,
- b) por inyección directa.

7.- Intercambio

- a) Sectorial,
- b) Regional.

A continuación se presenta el marco de clasificación de los usos del agua renovada antes mencionados. Para cada uno de dichos usos se establecen los criterios que serán tomados en cuenta para la recomendación de normas de calidad.

3.3.1. Reuso agricola

a) Productos que se consumen crudos

El agua renovada usada para el riego de cultivos destinados al consumo humano y que se consumen crudos, una excepción son los frutales cuyas normas de calidad dependen del sistema de riego (aspersión, goteo, etc.).

Criterio de Calidad: se considera que las aguas de riego serán utilizadas en forma continua todo el año, en todo tipo de suelo. No se consideran en este criterio condiciones de suelo que pudieran requerir niveles diferentes de calidad del agua. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua renovada.

b) Productos que se consumen cocidos o procesados

El agua residual usada exclusivamente para el riego agrícola de comestibles que se consumen cocidos o procesados.

Criterio de Calidad: se considera que las aguas de riego serán utilizadas en forma continua todo el año, en todo tipo de suelo. No se consideran en este criterio

condiciones de suelo que pudieran requerir niveles diferentes de calidad del agua. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua renovada.

3.3.2. Reuso industrial

a) Enfriamiento

Enfriamiento de un solo paso.

El agua renovada usada por plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias, en intercambiadores de calor sobre la base de un solo paso.

Criterio de Calidad: El uso de agua para enfriamiento de un sólo paso requiere por lo general de grandes volúmenes, por lo que el criterio se limita a la reducción de contaminantes que pudieran bloquear o sedimentarse en el sistema de enfriamiento. El agua no deberá ser corrosiva.

Enfriamiento con recirculación.

El agua renovada usada por plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias, en intercambiador de calor, recirculando ésta en las unidades de enfriamiento.

Criterio de Calidad: Estas aguas deberán ser bajas en contaminantes que pudieran producir incrustaciones, bloqueo o la formación de película bacteriana (lama) en el sistema. En este caso se supone que existe control en el incremento de contaminantes en el sistema mediante purgado. Asimismo, el agua no deberá ser corrosiva.

b) Procesos

El agua renovada incorporada en los procesos productivos. Con carácter ilustrativo se mencionan algunos Reúsos posibles.

Industria Alimenticia

El agua renovada empleada para enjuague, lavado, transporte o preparación de productos alimenticios.

Criterio de Calidad: En general en este caso el agua deberá de ser de calidad potable, tanto para procesos como para producción de vapor que se involucra en el proceso.

Industria de la Celulosa y el Papel

El agua renovada empleada en el proceso y molienda de madera, lavado de pulpa y transporte de fibra a través de los procesos de producción.

Criterio de calidad: Se limitan contaminantes que pudieran causar bloqueo o crecimiento de lama en el equipo, así como afectar en el color, textura o uniformidad de la pulpa. Se limita, asimismo, la dureza que pudiera causar depósitos y la presencia de contaminantes que pudieran ser corrosivos.

Industria Química

El agua renovada usada para el lavado, transporte y mezclado de productos, así como, también, empleada como medio de reacción química. Puede ser dividida en industria química orgánica e industria química inorgánica.

Criterio de Calidad: Se limitan los contaminantes de tal manera que el agua no cause reacciones químicas desfavorables, o las retrase. En este caso no se incluye agua para enfriamiento o calderas.

Industria del Petróleo

El agua renovada empleada en procesos como refinación, desalación y fraccionamiento, así como medio de transporte y almacenaje de productos. Puede ser dividida en extracción del petróleo, petroquímica básica y petroquímica secundaria.

Criterio de Calidad: Agua con bajos contenidos de sólidos suspendidos, cloruros y fierro. No se incluye agua para enfriamiento o calderas.

Industria Metal-Mecánica

El agua renovada usada para el procesamiento de metales ferrosos y no ferrosos. Criterio de Calidad: Aguas que puedan considerarse no corrosivas y no formadoras de incrustaciones en el sistema. No se incluye agua para enfriamiento o calderas.

c) Servicios

El agua renovada usada para el riego de pastos y arbustos (jardines, camellones, etc.) dentro de los límites de zonas industrial, agua para lavado de calles y automóviles, y agua para hidrantes o dispositivos contra incendios.

Criterio de Calidad: El agua deberá estar libre de sólidos y con una baja turbiedad, a manera de asurar una muy alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamente suros.

3.3.3. Reuso recreativo

a) Contacto Directo

El agua renovada en la que el ser humano estará sumergido o en contacto prolongado con ella. Estas actividades incluyen, entre otras, natación y esquí acuático.

Criterio de Calidad: El agua deberá ser estéticamente agradable, sin olores molestos, virtualmente libre de sustancias como aceites, grasas, materia flotante y libre de crecimientos acuáticos desagradables que pudieran provocar olor desagradable o dificultades para su uso. Deberá, asimismo, considerarse libre de patógenos y sustancias tóxicas que pudieran causar irritación de los ojos o de la piel. También, el agua deberá ser suficientemente clara para permitir localizar objetos sumergidos. La ingestión de cantidades limitadas de agua no deberá causar enfermedad alguna.

b) Sin Contacto Directo Prolongado

El agua renovada con la que el ser humano entra en contacto sólo, ocasionalmente y por períodos de tiempo limitados. Estas actividades incluyen el remo, chapoteo, veleo, etc.

Criterio de Calidad: El agua deberá ser estéticamente agradable, virtualmente libre de sustancias como aceites, grasas, materia flotante y libre de crecimiento masivo de plantas acuáticas que pudieran provocar olor desagradable o dificultades para su uso. La ingestión de cantidades pequeñas de agua no deberá ser peligrosa para la salud.

3.3.4. Reuso municipal

a) Riego de Áreas Verdes

El agua renovada usada para el riego de pastos y arbustos (jardines, camellones, etc.) dentro de los límites de zonas urbanas, como el caso de campos de golf.

Criterio de Calidad: El agua deberá estar libre de sólidos suspendidos y con una baja turbiedad, a manera de asurarse una muy alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamenteuros.

b) Limpieza de Calles e Hidrantes

El agua renovada usada para lavado de calles y automóviles, y agua para hidrantes o dispositivos contra incendios dentro de los límites de zonas urbanas.

Criterio de Calidad: El agua deberá estar libre de sólidos suspendidos y con una baja turbiedad, a manera de asurar una muy alta remoción de virus y bacterias. Asimismo, los aerosoles potenciales deberán considerarse bacteriológicamenteuros.

3.3.5. Acuicultura

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

El agua debe ser capaz de sostener y permitir la prolongación de actividades acuícolas de agua caliente y agua fría.

Criterio de Calidad: La calidad del agua deberá poder soportar el crecimiento y la prolongación de peces de agua caliente y agua fría. Las sustancias que produzcan modificaciones en el sabor del pescado deberán limitarse. Con respecto a otros organismos acuáticos, la Comisión Asesora de Pescaderías Interiores Europeas (European Inland Fisheries Advisory Commission) indica que concentraciones de tóxicos menores que aquellas que afectan a los peces, no son tóxicas para otros organismos acuáticos.

3.3.6. Recarga de acuíferos

Infiltración Superficial

El agua renovada de calidad equiparable al agua superficial cruda que es apta para consumo humano, procesamiento de alimentos y usos domésticos después de un proceso convencional de potabilización.

Criterio de Calidad: Aguas de una calidad tal que, después de haber sido sometidas a un tratamiento consistente en coagulación, clarificación, filtración y desinfección, cumplan con las normas establecidas para el agua potable. En caso de que algún contaminante pudiera interferir con el tratamiento mencionado, la concentración de este contaminante deberá de limitarse en la fuente generadora si se desea emplear este uso potencial.

Inyección Directa

El agua renovada de calidad equiparable a la del agua subterránea cruda que es apta para consumo humano, procesamiento de alimentos y usos domésticos con sólo un proceso de desinfección.

Criterio de Calidad: El agua deberá tener una calidad tal que después de haber sido sometida exclusivamente a cloración, cumpla con las normas establecidas para el agua potable.

3.3.7. Intercambio

Sectorial y Regional El agua de intercambio sectorial o regional, de un uso para otro uso, ya sea dentro de un sector o dentro de una región.

Criterio de Calidad: El agua deberá tener la calidad requerida para el uso que se le tenga destinado; en este caso se deberá referir a los criterios de calidad de tal uso.

3.4. CRITERIOS DE CALIDAD

Para cada uno de los usos potenciales, definidos en la sección precedente, está asociada una determinada calidad mínima del agua. Para cada nivel de calidad también están, por lo tanto, asociados diversos niveles de tratamiento del agua residual.

En esta sección se proponen criterios de calidad del agua para cada uso potencial, definido previamente. Cabe hacer notar que en el futuro es posible, a la luz de una mejor información técnica, el modificar (en cualquier sentido) las normas establecidas.

Los criterios de calidad presentados en este capítulo, para cada uno de los usos potenciales, son el resultado del análisis bibliográfico que se realizó, tanto con los criterios de calidad definidos a nivel nacional, como con aquellos estudiados en la bibliografía internacional consultada.

Aunque los valores que se proponen representan la mejor información disponible sobre recomendaciones, criterios y normas de calidad para cada uso específico, existen ciertas limitaciones que son importantes de mencionar, antes de definir los criterios específicos por tipo de uso.

Las limitaciones a las que se hará mención se refieren, por lo general, a diferencias existentes en el establecimiento de criterios de calidad del agua por tipo de uso. Aspectos como factores de suridad o la confiabilidad de la base de la información científica que sustenta una norma, pueden diferir sustancialmente entre varios parámetros de calidad, observación que es particularmente importante en lo que se refiere a compuestos orgánicos sintéticos y reuso potables. El listado del tipo de limitaciones que se presenta a continuación tiene como objetivo el reconocer las restricciones bajo las cuales se fijaron algunos criterios de calidad.

- En algunos de los criterios de calidad no existe información científica suficiente y/o concluyente que permita fijar los niveles de calidad sobre bases técnicas indispensables.
- Existen diferentes grados de profundidad en la información científica que sustenta los criterios.
- Se emplean diferentes factores de suridad en el establecimiento de los criterios de calidad, debido a falta de información científica concluyente.

- En algunos casos, se emplean bases diferentes a las de protección de la salud pública para el establecimiento de los criterios de calidad propuestos.
- Los instrumentos para la medición de criterios de calidad de baja concentración no están siempre disponibles.
- La investigación científica sobre los efectos de los contaminantes en el medio pueden conducir a cambios de importancia en los criterios establecidos.

3.4.1. Reuso Agrícola

El uso de aguas residuales en la agricultura es sin lugar a dudas el más grande de los reúsos que se da al agua residual (tratada o cruda), tanto en México como en la mayoría de los países del mundo.

No obstante, el peligro que para la salud pública representa, ha sido un patrón general en México, el riego en todo tipo de cultivos con aguas que no han sido sometidas a tratamiento alguno.

A la fecha, han sido múltiples las aplicaciones de agua renovada para riego agrícola en muchas partes del mundo, y, por lo tanto, se puede decir que existe suficiente evidencia del comportamiento de los factores que intervienen en este proceso, como son: salinidad, tipo de suelo, permeabilidad, toxicidad, pH, etc.; además de que se han hecho intentos serios para reglamentar los límites de calidad para estos fines.

Se han dividido en dos usos potenciales las aguas renovadas para fines agrícolas. En primer lugar, aguas de riego para aquellos productos agrícolas que siendo para consumo humano, se consumen crudos y, en segundo lugar, aguas de riego para los productos alimenticios que se consumen cocidos o procesados. Tanto en el primero como en el segundo caso, los criterios que se proponen son el resultado del análisis de la bibliografía consultada (4, 5, 6 y 7), éstas se presentan en la tabla 3.6 y tabla 3.7 de este capítulo.

Haciendo una comparación de los criterios de calidad de aguas para riego de productos que se consumen crudos (Tabla 3.7) y de productos que se consumen cocidos o procesados (Tabla 3.6), se observa que, en general, son prácticamente los mismos en ambos casos. Con excepción de que en lo relativo a los criterios de DBO, coliformes fecales y turbiedad, resultan mucho más restrictivos en el primero que en el segundo. Este hecho está sin lugar a dudas sustentado en la recomendación de la Organización mundial de la Salud, la cual señala que para el riego de productos alimenticios necesariamente se suministre, al agua residual, un tratamiento secundario suido de filtración y desinfección (6).

Tomando en cuenta que los parámetros: salinidad, boro y relación de adsorción de sodio (RAS) son de gran importancia, dependiendo del tipo de cultivo, la tabla 3.8 y tabla 3.8b se muestran los límites recomendados de la calidad del agua para riego para estos parámetros (6).

3.4.2. Reuso industrial

Enfriamiento

Enfriamiento en un Solo Paso

El uso del agua renovada para fines de enfriamiento es el mayor de los usos industriales del agua renovada en México. El agua de enfriamiento es empleada, ya sea para la condensación de vapor de agua, o para enfriar agua caliente que es retornada al sistema que la aprovechó. En el caso del enfriamiento de un solo paso, el agua se utiliza una sola vez, para, posteriormente, descargarse a su fuente de captación o a otro sistema, como el drenaje.

En vista de los grandes volúmenes de agua que se necesitan para este fin, se considera, por lo general, impráctico el modificar la calidad del agua de enfriamiento mediante tratamiento; aunado a esto, lo que debe evitarse en este tipo de sistemas, es el bloqueo del equipo con sólidos y la formación de películas bacterianas en el sistema de enfriamiento y fomentar la reducción del potencial corrosivo del agua sobre las superficies que integran el sistema.

De acuerdo con lo anterior, en la tabla 3.9 se presentan los criterios de calidad recomendables (5, 6, 7 y 8) para este tipo de uso, haciendo la observación de que, en algunos casos pudiera ser necesario agregar adicionalmente, productos inhibidores de corrosión y de crecimientos biológicos.

Enfriamiento con recirculación

El agua usada para enfriamiento con recirculación también representa un volumen considerable del agua total que se emplea en la industria, la extracción de agua en este caso se reduce a un 10-15% del agua en recirculación. Sin embargo, cuando el agua de enfriamiento es recirculada, los requerimientos de tratamiento de agua para este tipo de reúso son más críticos, además de que será indispensable el llevar a cabo prácticas de purgado del agua en recirculación para evitar la acumulación de contaminantes debido al proceso de evaporación que ocurre en el sistema.

El tratamiento del agua para reúso, en este caso, se aplica al agua que sustituye a las purgas indispensables del proceso, y requieren de mejor calidad que el agua de enfriamiento de un solo paso, debido a que el agua completa varios ciclos acumulativos de contaminantes antes de ser desechada como agua de purga.

En general, las bases que rigen la determinación de los criterios de calidad del agua renovada para este tipo de Reúso son las siguientes:

- Que no forme depósitos en las superficies intercambiadoras de calor.
- Que no sea corrosiva.

- Que no contenga nutrientes en cantidades tales que produzcan crecimientos bacterianos en el sistema.
- Que minimice la formación de espumas.
- Que no deteriore la madera que integra las torres de enfriamiento.

De acuerdo a lo precedente, en la tabla 3.10 se muestran los criterios de calidad (6) para este tipo de uso.

Generación de vapor

En plantas generadoras de energía eléctrica que emplean combustibles fósiles, se emplea agua de sustitución para la alimentación de calderas con objeto de remplazar diferentes pérdidas que ocurren en el ciclo de vapor, derivadas de:

1. Purga de la caldera,
2. Utilización del vapor para limpieza de algunos elementos de la caldera,
3. Fugas en el sistema y
4. Utilización del vapor para otras fines.

Por lo general puede decirse que el agua para alimentación de todo tipo de calderas, debe estar libre de material suspendido y con bajo contenido de oxígeno disuelto. Asimismo, los requerimientos de calidad del agua se vuelven más estrictos en cuanto más alta sea la presión de operación de la caldera, con objeto de prevenir la formación de depósitos y fallas en los componentes de la misma. Entre los parámetros de calidad del agua para este tipo de uso, los que se consideran más importantes son: sólidos disueltos y suspendidos, dureza, fierro, cobre, sílice y aceites.

En la Tabla 3.11 se presentan los criterios de calidad del agua para este tipo de uso (5, 6, 7 y 13), los que varían en función de la presión de operación de la caldera por alimentar.

Procesos Industriales

Industria Alimenticia

Dentro de esta categoría, existen una gran cantidad de productos que demandan grandes volúmenes de agua. Entre éstas se encuentran: industria del azúcar, frutas y legumbres, enlatados y congelados, productos lácteos, empacadoras de carne y procesamiento de aves; aunque no toda el agua tiene un uso consumutivo o es incorporada en el producto final; más bien, en la mayoría de los casos, el agua se utiliza para lavado, blanqueado, pasteurización, limpieza de equipo, enfriamiento del producto final y para el transporte del producto dentro de la planta de procesamiento.

Los procedimientos de limpieza, aunque pueden ser variables, tienen como objetivo el librar a los productos crudos de: tierra adherida, jugos secos, insectos y residuos químicos, y, usualmente, se llevan a cabo mediante el empleo de aspersores de alta presión.

El agua en este tipos de proceso debe estar libre de cualquier materia que pudiera desagradar la calidad o integridad del producto alimenticio; por lo consecuente, la calidad del agua empleada debe ser de nivel potable, salvo en aquellos casos en donde el agua no entra en contacto con el producto como es el caso de operaciones de enfriamiento. En algunos casos es inclusive necesaria agua de mejor calidad que la potable (por ejemplo SDT < 100 para la fabricación de algunos dulces).

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

En la Tabla 3.12 se presentan los criterios de calidad del agua recomendados (5, 6 y 7) para este uso.

Industria de la Celulosa y el Papel

La producción de papel y similares depende de un abastecimiento de grandes volúmenes de agua. El agua en este tipo de industrias es empleada para el cocimiento y molienda de la madera, con el objetivo de producir pulpa; para lavados sucesivos de la pulpa y para el transporte de la fibra de papel a través de los procesos de blanqueado, refinación y formación de celulosa y papel terminado. Asimismo, en este tipo de industrias, el agua se utiliza para la alimentación de calderas y para enfriamiento, usos ya discutidos anteriormente.

Entre los parámetros de mayor relevancia a considerar para el empleo de agua renovada en este tipo de industrias, se encuentran, fundamentalmente: dureza, alcalinidad, turbiedad, color y fierro; aunque otros contaminantes como: sólidos suspendidos, manganeso, algas y bacterias pueden ser de importancia en ciertos casos.

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

Los criterios de calidad presentados en la tabla 3.13 son los aceptados por la mayoría de las plantas productoras de celulosa y papel en los Estados Unidos, y corresponden al rango de calidad necesario para la producción de papel mediante los procesos de Soda y Sulfitos (6 y 9).

Industria Química

La industria química es el segundo mayor usuario de agua para fines industriales, empleando aproximadamente 60-70% en enfriamiento y el resto para fines productivos.

En el aspecto productivo, el agua se utiliza para separar productos químicos, como medio para reacciones químicas, como medio de transporte, para lavado y enjuague y como parte del producto final. Aunque a la fecha, en algunos casos, no se ha establecido una calidad mínima aceptable para el agua empleada en esta industria, esto se ha debido principalmente a que ha existido disponibilidad de agua suficiente de buena calidad para la misma, pero no significa que esta buena calidad es la mínima que pudiera usarse en muchos casos.

En general, en la industria química la necesidad de usar agua de muy buena calidad es limitada, ya que sólo se demanda en aquellos casos en los que el uso del agua de menor calidad pudiera producir reacciones químicas desfavorables o cuando las características del producto final pudieran ser seriamente afectadas.

Debido a la creciente y cada vez más grande cantidad de productos y procesos que componen a la industria química, los criterios de calidad que aquí se proponen son de tipo general, aunque de importancia en un programa de Reúso que suministre agua de cierta calidad mínima a un grupo de industrias, de las cuales algunas requerirán proporcionarle tratamiento adicional dentro de sus plantas, por lo tanto, no se pretende recomendar valores de calidad para casos específicos.

Conforme a lo anterior, algunos parámetros coinciden con la mayoría de los requerimientos de calidad de la industria química, como es el caso de baja turbiedad, que parece indicar que es el parámetro de control más demandado por la mayoría de los procesos. Otros parámetros que se incluyen son: sólidos disueltos totales, dureza, alcalinidad, fierro y manganeso.

En la tabla 3.14 se muestran los criterios de calidad recomendados (5, 6, 7 y 8) para este tipo de uso.

Industria del Petróleo

El proceso de refinación, dentro de la industria del petróleo e industrias conexas es el que tiene el principal uso del agua, aunque más del 70% del agua se utiliza para refinamiento y del orden del 20% para procesos. Otros usos del agua en esta industria son insignificantes en comparación con la refinación.

Los criterios de calidad presentados en la tabla 3.15 representan aquellas que han sido generalmente aceptados por este tipo de industria en los Estados Unidos, y que, por lo tanto, son recomendados por varias referencias consultadas (6 y 10).

Industria Metal-Mecánica

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

La calidad del agua requerida por este tipo de industria no es, por lo general, muy restrictiva. Los parámetros de calidad que se consideran importantes en esta industria son: sólidos sedimentables, suspendidos y disueltos; acidez y alcalinidad; dureza; pH; cloruros; oxígeno disuelto; temperatura; grasas y aceites; y, materia flotante.

La producción de cobre requiere de más agua que las otras, y, a la vez, demanda una mayor calidad. En este caso particular, el agua debe de estar baja en salidos disueltos totales, calcio y cloruros. Las industrias metálicas de níquel, zinc y plomo no requieren de agua de menor calidad.

Ya que la mayor parte del volumen de agua empleado por la industria metálica es utilizado para metales ferrosos, los criterios de calidad que más se han desarrollado son para este tipo de industrias; éstos se presentan en la tabla 3.16. En este caso, las razones expresadas por la industria química, respecto a la calidad del agua a suministrar a la mayoría de los usuarios, tienen igual validez.

Servicios Industriales

El agua renovada usada en servicios dentro de la industria, deberá cumplir con los mismos criterios de calidad que el agua para uso municipal, ya que dentro de esta categoría aquella se considera igual que el agua municipal. Si los servicios requieren de agua potable, el agua renovada deberá cumplir con los criterios de calidad para esta última. Por lo anterior, los criterios de calidad del agua para este tipo de uso se muestran en las secciones correspondientes de Reúso municipal y Reúso directo, sún sea el caso.

3.4.3. Reuso recreativo

Uso Recreativo con contacto Directo

El agua para ser aceptable para este tipo de uso, tanto por el público como por el organismo regulador, deberá cumplir con las siguientes condiciones (7):

- Deberá ser estéticamente agradable.
- No deberá contener sustancias que puedan ser tóxicas mediante su ingestión o producir irritación de la piel o los ojos de los seres humanos.
- Deberá considerarse razonablemente libre de organismos patógenos.

Por lo anterior, existen varios parámetros de calidad que se han tomado en cuenta en la propuesta de criterios de calidad para este tipo de uso. Entre ellos sobresalen el número de coliformes y el pH.

Con respecto al contenido de coliformes, se han realizado un gran número de estudios (6) que han mostrado un incremento estadísticamente significativo de enfermedades en nadadores que han utilizado aguas con concentraciones de coliformes mayores a 2,300 NMP/100ml, aunque también se han presentado casos de enfermedades a concentraciones menores.

Con respecto al pH, la condición ideal del agua sería que éste fuera de 7.4 unidades, el cual corresponde al del fluido lacrimal del ojo, sin embargo, por razones prácticas se ha recomendado un ámbito de 6.5-8.3 y 6.0-9.0, para aguas de baja y alta capacidad amortiguadora, respectivamente.

Otros parámetros de interés son la temperatura, la composición química y la claridad del agua. Con respecto a la temperatura, este parámetro es de gran importancia, ya que los valores fuera del ámbito de 15 a 35°C pueden producir graves problemas de tensión, inconsciencia e inclusive muerte de los nadadores. En la tabla 3.17 se presenta un resumen de la esperanza de vida de adultos inmersos en aguas a diversas temperaturas y tiempos de exposición.

Las características químicas del agua para este tipo de uso deberán ser tales que ésta no sean tóxicas y no produzca irritación de la piel, oídos o membranas mucosas del individuo. También, ya que se reconoce el hecho de que se ingiere pequeñas cantidades de agua cuando se práctica la natación, el agua no deberá contener compuestos tóxicos al ingerirse.

Por lo que respecta a la claridad del agua, es necesario que ésta permita distinguir profundidades y objetos en el fondo, además, que desde el punto de vista estético, entre más clara sea el agua más atractiva será para los usuarios. Por ello, la turbiedad es un parámetro de control necesario en este tipo de uso, al igual que los nutrientes que podrían causar crecimiento de malezas acuáticas e interferir con la claridad del agua, especialmente fósforo y en algunos casos, nitrógeno.

El olor y los salidos sedimentales son otras consideraciones estéticas generales que pudieran formar depósitos en el fondo del cuerpo de agua empleado para este fin. Con respecto al olor, este puede ser minimizado al producir un efluente bien oxidado que contenga suficiente oxígeno disuelto para que se mantengan condiciones

aeróbicas; tal es el caso de un efluente con una concentración de DBO menor de 20 mg/l. En el caso de los salidos suspendidos, se puede considerar que éstos no afectan al tener un efluente que no exceda de 20 mg/l de salidos suspendidos.

De acuerdo con lo anterior, en la tabla 3.18 se presentan los criterios propuestos para el uso recreativo con contacto directo (4, 5, 6, 7, 8 y 11).

Uso Recreativo sin contacto Directo Prolongado

La diferencia de este uso con el uso de contacto directo es exclusivamente el tiempo de contacto del individuo con el agua renovada. En este caso, no se espera que el individuo se sumerja en el agua más que por razones causísticas. Este tipo de uso incluye remo, pesca y contacto ocasional derivado de las primeras actividades.

En términos generales, las condiciones de calidad son, en el caso sin contacto directo prolongado, mucho menos restrictivas que en el caso de contacto directo; basando los criterios de calidad en que de las tres condiciones que deben de cumplirse para la recreación con inmersión del individuo, en el caso de contacto secundario, solo la primera debe cumplirse, o sea la relativa a aspectos estéticos.

Considerando lo precedente, los factores que afectan la calidad estética del agua son: materia flotante; salidos suspendidos y sedimentables; depósitos de lodos; formación de lama; crecimientos excesivos de maleza acuáticas; olor, color, sabor y turbiedad desagradables; grasas, aceites y natas visibles; agentes productores de espumas; excesiva acidez o alcalinidad que pudieran producir corrosión de botes y muelles. Asimismo, el contenido de bacterias es menos restrictivo, al permitirse valores hasta de 5,000 NMP/100 ml de coliformes totales.

En la tabla 3.19 se presentan los criterios de calidad recomendados para este tipo de uso (6 y 8), de cuya observación se puede inducir que un efluente secundario bien oxidado es capaz de cumplir con estos requerimientos de calidad.

3.4.4. Reuso municipal

Riego de Áreas Verdes, Limpieza de Calles e Hidrantes

Entre los usos municipales no potables se encuentran el lavado de calles, lavado de coches y muy principalmente, riego de áreas verdes urbanas (parques y camellones). Aunque los céspedes y arbustos, son por lo general más resistentes a muchos contaminantes que los cultivos agrícolas, algunos parámetros de calidad del agua para el riego urbano son más restrictivos que para el uso agrícola. Esto se debe, principalmente, a consideraciones de peligro potencial a la salud pública, por la presencia de virus y bacterias en los aerosoles que se producen al emplear sistemas de aspersión para el riego urbano. También, parámetros como sólidos suspendidos, grasas y aceites se consideran restrictivos en este tipo de uso, ya que es importante prevenir bloqueo en los sistemas de riego.

De acuerdo con lo anterior, en la tabla 3.20 se muestran los criterios de calidad del agua para este tipo de uso (6). Es importante mencionar que en lo referente al parámetro de salinidad, se ha propuesto un máximo del 1,200 mg/l, el cual se considera apto para todo tipo de pastos; sin embargo, se reconoce que existen pastos mucho más resistentes a este parámetro, por lo que el criterio particular para un determinado tipo de pasto habrá que determinarse para cada caso en particular.

3.4.5. Acuacultura

Acuicultura en Aguas Frías

Los usos potenciales cubiertos en esta categoría incluyen todo tipo de vida acuática asociada con actividades acuícolas de agua fría. La acuicultura de agua fría y la de agua caliente difieren exclusivamente en la temperatura máxima permisible para su desarrollo, siendo esta de 18.2°C y 29.9°C para la primera y segunda, respectivamente (6).

Datos obtenidos en investigaciones realizadas con peces, pueden ser razonablemente extrapoladas para incluir al resto de la vida acuática que pudiera existir bajo las mismas condiciones ambientales que los peces investigados. La razón de lo anterior, es que el efecto de uno o varios contaminantes en el medio acuático y especialmente en los peces, se describe en términos de sus efectos letales sobre dichos organismos, aceptando en forma general que lo que es letal para los peces, tienen poca probabilidad de ser letal para otros organismos acuáticos.

Con relación a la terminología empleada en este tipo de usos, basta decir que los términos: "concentración umbral" y "concentración limitante" son usados frecuentemente, pero erróneamente se intercambian sin razón. La concentración umbral es el punto en el cual se produce por primera vez un efecto fisiológico; o dicho de otra forma, es el punto en el que el organismo no ha sido dañado, pero se empiezan a notar efectos ligeros. Una concentración limitante es aquella en la cual el organismo es notoriamente afectado.

La confusión antes descrita, finaliza con la terminología usada hoy día por los toxicólogos, al definir el límite medio de tolerancia (LT50) o la concentración media letal (LC50). Cada uno de estos términos representa la concentración de contaminantes que producen la muerte del 50% de los peces sujetos al experimento en cuestión, en un tiempo determinado; usualmente 96 horas.

Basándose en estos valores, la determinación de una norma de calidad implica aplicarles a éstos un factor de suridad. Este factor, definido como la relación entre la concentración recomendable entre concentración letal (LC50), varía, dependiendo del tipo de peces y de parámetros de calidad, desde 0.005 hasta 0.28, siendo el más común 0.02 (50 x LC50).

El agua para usos acuícolas debe tener un pH neutral (6.0-9.0); contener oxígeno disuelto suficiente ($> 5.0\text{mg/l}$) sún la especie de que se trate; presentar una conductividad relativamente baja ($150\text{-}300 \mu\text{mho/cm}$), correspondiente a un ámbito de sólidos disueltos de $100\text{-}300 \text{ mg/l}$ y sin exceder $1,200 \text{ mg/l}$; ser baja en sólidos suspendidos y turbiedad para permitir el paso de la luz; y no exceder una concentración de amoníaco en forma no ionizada de 0.02 mg/l .

La mayoría de las especies de peces pueden sobrevivir con concentraciones relativamente bajas de oxígeno disuelto; sin embargo, para el establecimiento de criterios de calidad resulta más apropiado el establecer valores de oxígeno disuelto requeridos para mantener diversos niveles de producción, desde el sostenimiento de la vida de los peces, hasta el asuramiento de su producción y crianza. Esto normalmente se logra con un nivel mínimo de 5 mg/l (11).

Un factor determinante de la diversidad y abundancia de las especies acuáticas es la cantidad y calidad de los sólidos disueltos, los cuales son empleados tanto como nutrientes, como pueden causar problemas osmóticos y toxicidad directa a partir de ciertos niveles. La dureza de las aguas superficiales es un componente de los sólidos disueltos totales, estando principalmente compuesta por iones de calcio y magnesio. Este parámetro se emplea como un índice general de calidad de agua. El agua dura, que es alta en iones de calcio y magnesio, reduce la toxicidad de muchos metales en organismos acuáticos y por el contrario, las aguas blandas aumentan esa toxicidad.

Los sólidos suspendidos y sedimentables afectan la penetración de la luz, la temperatura y la solubilidad de el medio acuático. Las partículas suspendidas pueden causar daños en las agallas de los peces, con las consecuentes circunstancias dañinas en sus funciones respiratorias y excretoras. Los sólidos sedimentables pueden producir depósitos de lodo que, de contener materia orgánica, pueden reducir sustancialmente el oxígeno disuelto y el pH y producir gases dañinos a la vida acuática. De igual forma, las partículas suspendidas inhiben la penetración de la luz, lo que ocasiona incrementos indeseables de temperatura en la superficie y reducción en la fotosíntesis. Para el parámetro de sólidos suspendidos, se ha recomendado un máximo de 25 mg/l con objeto de obtener un alto nivel de producción de la vida acuática para estos fines.

El amoníaco en forma no ionizada ha sido un parámetro que se ha calificado como severamente tóxico a los peces, es por ello que, la norma de calidad recomendada es de 0.02 mg/l . Ya que la forma no ionizada del amoníaco depende del pH y de la temperatura del agua, estos dos factores también son limitantes para garantizar que no se exceda el valor recomendado.

Existen otros parámetros tóxicos, como los metales pesados, cuyos límites máximos recomendables también se incluyen en los criterios propuestos. En la Tabla 3.21 se presenta el resumen de los criterios recomendados para este tipo de uso (4, 5, 6, 7, 11 y 12).

Acuicultura en Aguas Calientes

La acuicultura en aguas calientes difiere de las de aguas frías solamente de dos aspectos. El primero, es la temperatura, la que en este caso se aumenta hasta 29.9°C; en segundo lugar, la acuacultura en aguas calientes permite un nivel de oxígeno menor que la de agua fría; sin embargo, la necesidad de mantener un nivel alto de producción para los peces en todas sus etapas de desarrollo lleva a mantener el valor de 5 mg/l recomendado para el caso de agua fría. En la Tabla 3.22 se presenta el resumen de los criterios de calidad del agua recomendadas para este tipo de uso.

3.4.6. Recarga de acuíferos

Por Infiltración Superficial

Una referencia útil para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, es la norma de calidad mínima que debe cumplir una fuente superficial de suministro para agua potable, la cual se presenta más adelante, ya que de cumplirse con esta norma, la posible contaminación por la infiltración de aguas renovadas no será mayor que la que naturalmente ya haya ocurrido. También se recomienda, como criterio, que la calidad del agua a infiltrar deberá al menos ser la misma a la del acuífero en donde se dispondrá dicha agua.

A este respecto existen varias recomendaciones de calidad de agua superficial para suministros de agua potable, un resumen de ellas se muestra en la Tabla 3.23. Como referencia adicional, en la ciudad de Phoenix, Arizona, EUA, donde existe un sistema de recarga superficial de acuíferos con aguas residuales tratadas, los criterios de calidad adoptadas son los mostrados en la Tabla 3.24.

Culp/Wesner/Culp, una empresa consultora de ingeniería de los Estados Unidos, en su estudio (de cuyo reporte son tomadas las referencias citadas en este capítulo) sobre el reúso de agua renovada en 1979 para la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (Environmental Protection Agency, EPA), previa revisión de experiencias anteriores, establece los valores con los que debe cumplir un agua renovada para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, mismos que se reproducen en la tabla 3.25.

Por Inyección Directa

En la recarga de acuíferos por inyección directa el agua llega a los acuíferos con la misma calidad con que sale de la planta de tratamiento. Si el acuífero se emplea en el suministro de agua potable, hay dos posibles criterios de calidad que han sido sidos en el pasado en otros países; el primero, que la calidad del agua debe ser igual a la del agua potable, en cuyo caso se aplican los criterios de calidad mencionadas en el inciso de Reúso Directo, descrito anteriormente. El sundo criterio, es que el agua inyectada debe tener una calidad mínima igual a la del agua del acuífero; esta opción, sin embargo, deberá considerar también la presencia de trazas

de contaminantes que pueden estar presentes en el agua residual y que normalmente no son monitoreados en el agua subterránea.

Reúso Directo

El uso del agua para fines potables se considera el más alto nivel de reúso que se puede alcanzar, aunque existen otros que requieren de una calidad más estricta en muchos aspectos.

El reúso potable directo de aguas residuales tratadas es una opción que debe ser estudiada exhaustivamente antes de ponerse en práctica debido, entre otras causas, a la escasa información disponible sobre los efectos a largo plazo de la ingestión de trazas de contaminantes, principalmente de origen sintético, que pueden encontrarse en las aguas residuales por la influencia de las descargas industriales.

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

En la tabla 3.26 se incluyen los llamados criterios primarios y criterios secundarios de calidad con que debe cumplir el agua potable en los Estados Unidos, por considerarse que estos criterios incorporan una sólida base experimental y teórica. Estos criterios se encuentran actualmente en proceso de revisión, precisamente en reconocimiento al serio riesgo de contaminación artificial de fuentes tradicionales de suministro de agua que presenta la intensa actividad industrial de los últimos años. Los parámetros adicionales de calidad que serán normados en la nueva ley de los Estados Unidos son los listados en la Tabla 3.27.

3.4.7. Intercambio

Sectorial y Regional

Los criterios de calidad para estos tipos de usos, deberán ser aquellos requeridos para el uso que se le tenga destinado el agua; en este caso, se deberá referir a los criterios de calidad de tal uso, de los aquí presentados.

En la Tabla 3.28 se presenta un resumen de los criterios de calidad para las diferentes opciones de reúso aquí descritos.

Tabla 3.6. Criterios de calidad para aguas de riego agrícola -productos que se consumen cocidos (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Aluminio	5.00
Arsénico	.10
Coliformes fecales	1000 NMP/100ml
Berilio	.10
Boro	1.00
Cadmio	.01
Cromo	.10
Cobalto	.05
Cobre	.20
Fluoruros	1.00
Fierro	5.00
Plomo	5.00
Litio	2.5 (1)
Manganese	.20
Molibdeno	.01
Níquel	6.0 – 9.0
pH	.20
Fenoles	50
Selenio	.02
RAS	< 18
Sólidos Disueltos	(2)
Sulfatos	200
Vanadio	.10
Zinc	2

(1) 0.075 para el riego de cítricos

(2) Rangos de salidos disueltos:
 < 700 Clase I, apta para la mayoría de cultivos

700 - 2100 Clase II, depende de suelos y cultivos

> 2100 Inaceptable en casi todos los casos

Referencias: 4, 5 , 6 y 7

Tabla 3.7. Criterios de calidad para aguas de riego agrícola productos que se consumen crudos (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad	
	Uso continuo	Uso Ocasional
Aluminio En suelos ácidos reduce la productividad, en suelos con pH > 5.5 se precipita y se elimina la toxicidad.	5.00 .10	20.00 2.00
Arsénico Su toxicidad varía de 0.05 mg/l para el arroz hasta 12mg/l para el pasto tipo Sudán.	10 NMP/100ml 20 20	
Coliformes Fecales	10	
Demanda Bioquímica de Oxígeno		
Sólidos Suspendidos Totales	10	
Turbiedad (UT)	.10	.50
Berilio Su toxicidad varía desde 0.5 mg/l para ciertos tipos de frijol hasta 5 mg/l para ciertas cales.	1.00 (1)	2.00
Boro Esencial para el crecimiento de las plantas, dosis óptimas en un rango de décimas de mg/l, tóxicas a niveles de 1 mg/l para ciertas plantas como los cítricos.		
Cadmio Tóxico para nabos, betabeles y frijoles en concentraciones hasta de 0.1 mg/l, se recomienda su control cuidadoso.	0.1	.05
Cromo Generalmente no se considera como elemento esencial para el crecimiento de las plantas; poca información sobre su toxicidad.	.10	1.00
Cobalto Tóxico para tomates en concentraciones de 0.1 mg/l. Tiende a ser inactivo en suelos neutros o alcalinos.	.20	5.00
Cobre Tóxico para numerosas plantas en concentraciones de 0.1 a 1.0 mg/l.	.20	5.00
Fluoruros Inactivo en suelos neutros y alcalinos.	2.00	15.00
Fierro No tóxico en suelos aerados, pero puede contribuir a la acidificación de los suelos y a la pérdida de fósforo y molibdeno esenciales para las plantas.	5.00	20.00
Plomo En concentraciones arriba de las recomendadas inhibe el crecimiento de las plantas.	5.00	10.00
Litio Tolerado por la mayor parte de los cultivos hasta 5 mg/l, excepto cítricos para los cuales se recomienda concentraciones máximas de 0.075 mg/l; alta movilidad en el suelo.	2.5 (2)	2.50
Manganese Tóxico para muchos cultivos en suelos ácidos, en concentraciones de unas décimas a unos mg/l.	.20	10.00
Molibdeno Sin ser tóxico a las plantas, en concentraciones excesivas	0.1	.05

Parámetro	Criterio de Calidad	
	Uso continuo	Uso Ocasional
puede ser tóxico para el ganado alimentado con forrajes con exceso de molibdeno.	.20	2.00
Níquel		
Tóxico para numerosos cultivos en concentraciones de 0.5 a 1.00 mg/l; su toxicidad se atenúa en suelos neutros o alcalinos.	6.0 – 9.0 50.00 .02	.02
pH		
Fenoles		
Selenio		
Tóxico a las plantas y al ganado alimentado con forrajes con concentraciones altas de selenio.	< 18 (3) 200.00 .10	1.00
RAS		
Sólidos Disueltos		
Sulfatos		
Vanadio		
Tóxico para numerosos cultivos en bajas concentraciones.		
Zinc		
Existe un amplio ámbito de concentraciones tóxicas para distintos cultivos; su toxicidad se atenúa en suelos neutros o alcalinos (pH > 6.0) o en suelos orgánicos o de textura fina.	2.00	10.00

Referencias: 4,5,6 y 7

(1) 0.5 para frutales

(2) 0.075 para el riego de cítricos

(3) Rangos de sólidos disueltos:

- < 700 Clase I, apta para la mayoría de cultivos
- 700 - 2100 Clase II, depende de suelos y cultivo
- > 2100 Inaceptable en casi todos los casos

Referencias: 4, 5 , 6 y 7

Tabla 3.8a. Clasificación de aguas para riego

CLASE DE AGUA	PARÁMETROS					
	SODIO (%)	COND. (μmhos/cm)	BORO (mg/l)			
			Cultivos Sensibles	Cultivos Semitolerantes	Cultivos Tolerantes	
Excelente	< 20	< 250	0.33	< 0.67	< 1.00	
Buena	20-40	250-750	0.33-0.67	0.67-1.33	1.00-2.00	
Permisible	40-60	750-2000	0.67-1.00	1.33-2.00	2.00-3.00	
Dudosa	60-80	2000-3000	1.00-1.25	2.00-2.50	3.00-3.75	
Inaceptable	> 80	> 3000	> 1.25	> 2.50	> 3.75	

Ref.: Wilcox, L.V., "Classification and. Use of Irrigation Waters" U.S. Department of Agriculture, Circular 969, Washington, D.C., 1955.

Tabla 4.8b. Clasificación de aguas en función de la relación de adsorción de sodio

CALIDAD DEL AGUA	RAS
Excelente	< 10
Buena	10 – 18
Regular	18 – 26
Mala	> 26

Ref.: Wilcox, L.V., "Classification and Use of Irrigation Waters", U.S. Department of Agriculture, Circular 969, Washington, D.C., 1955.

Tabla 3.9. Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento de un solo paso (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	500
Aluminio	1.00
Bicarbonatos	600
Calcio	200
Demanda Química de Oxígeno	75
Cloruros	600
Cobre	(1)
Dureza	850
Fierro	.50
Manganese	.50
Fierro + Manganese	.50
Nitrógeno NH ₃ -N	(1)
Grasas y aceites	No flotante
Oxígeno Disuelto	Aeróbico
pH	5.0-8.3
Silice	50
Sólidos Suspensidos	5000
Sólidos Disueltos	1000
Sulfatos	680
Temperatura	(1)
Zinc	(1)

(1) Aceptable como se reciba.

Referencias 5, 6, 7 y 8.

Tabla 3.10. Criterios de calidad del agua para uso industrial – enfriamiento con recirculación (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	350
Aluminio	.10
Bicarbonatos	24
Calcio	50
Demanda Quím. de O ₂	75
Cloruros	500
Dureza	650
Fierro	.50
Manganeso	.50
Fierro + Manganeso	.50
Magnesio	(1)
Nitrógeno NH ₃ -N	(1)
Grasas y aceites	No flotante
Oxígeno Disuelto	Aeróbico
pH	5.0 – 8.3
SAAM	1
Sílice	50
Sólidos Suspensidos	100
Sólidos Disueltos	800
Sulfatos	200
Temperatura	(1)
Zinc	(1)

(1) Aceptable como se reciba

Referencia: 6

Tabla 3.11. Criterios de calidad del agua para uso industrial limentación de calderas (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Presión de Op. de la Caldera (lb/pulg ²)			
	0 – 150	150 – 700	700 – 1500	1500 – 5000
Alcalinidad	350	100	40	1
Aluminio (óxido)	5.00	.10	.01	.01
Bicarbonatos	170	120	48	.50
Calcio	(1)	.40	.01	.01
Demanda Quím. de O ₂	5	5	1	1
Cloruros	(1)	(1)	(1)	(1)
Cobre	.50	.05	.05	.01
Dureza	350	1	.07	.07
Fierro	1	.30	.05	.01
Manganoso	.30	.10	.01	.01
Magnesio	(1)	.25	.01	.01
Nitrógeno NH ₃ -N	.10	.10	.10	.07
Oxígeno Disuelto	2.50	.007	.007	.007
pH (máx. - min)	7.0-10.0	8.2-10.0	8.2-9.0	8.8-9.4
SAAM	1	1	.50	.10
CTE	1	1	.50	0
Sílice	30	10	.70	.01
Sólidos Suspensidos	10	5	.50	.05
Sólidos Disueltos	700	500	200	.50
Sulfatos	(1)	(1)	(1)	(2)
Temperatura	(1)	(1)	(1)	(1)
Zinc	(1)	.01	.01	.01

(1) Aceptable como se reciba

(2) Controlada por el tratamiento de otros parámetros.

Referencias: 5, 6, 7 y 8

Tabla 3.12. Criterios de calidad del agua para uso industrial – alimentos y similares (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Acidez	0
Alcalinidad	200
Arsénico	.05
Bario	1.00
Cadmio	.01
Col. Totales NMP	2.20
Calcio	100
Demandra Quím. de O ₂	(1)
Cloruros	200
Cromo	.05
Cobre	1.00
Color (unidades)	5
Cianuro	.01
Dureza	200
Fluor	1.00
Fierro	.20
Manganoso	.10
Magnesio	50
N-NO ₃	10
N-NO ₂	0
Olor	.00
pH	7.0-8.5
Fenoles	.001
Selenio	.01
Sílice	50
Plata	.05
Sólidos Suspendidos	10
Sólidos Disueltos	500
Sulfatos	250
Sabor	0
Turbiedad	5
Zinc	5

(1) Aceptable como se reciba.

Referencias: 5, 6 y 7

Tabla 3.13. Criterios de calidad del agua para uso industrial – en productos de papel y similares

Parámetro (mg/l)	Criterio de Calidad
Alcalinidad	75
Dureza de Calcio	50
Dureza de Magnesio	5
Dureza Total	100
Cloruros	75
CO ₂ , libre	10
Cloro Residual	2
Fierro	.10
Manganoso	.05
Sílice	20
Sólidos Disueltos	250
Turbiedad	25

Referencias: 6 Y 9

Tabla 3.14. Criterios de calidad del agua para uso industrial en productos químicos y similares

Parámetro (mg/l)	Criterio de calidad
Alcalinidad	500
Bario	1
Bicarbonatos	600
Calcio	250
Dem. Bioquím. de O ₂	(1)
Dem. Química de O ₂	(1)
Cloruros	500
Color (unidades)	500
Dureza	1,000
Fierro	10
Manganese	2
Magnesio	100
Nitrógeno NH ₃ -N	1
Olor	1
pH	5.9 – 9.0
Oxígeno Disuelto	1
Sílice	(1)
Sólidos Suspensidos	10,000
Sólidos Disueltos	2,500
Sulfatos	850
Temperatura	(1)

(1) Aceptable como se reciba.

(*) Excepto para rayón y plásticos.

Referencias: 5, 6, 7 y 8

Tabla 3.15. Criterios de calidad del agua para uso industrial – productos del petróleo (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	300
Bicarbonatos	480
Calcio	100
Dem. Química de O ₂	1,000
Cloruros	300
Dureza	900
Fierro	.30
Fierro + Manganeseo	.30
Magnesio	80
Nitrógeno NH ₃ -N	10
Nitrógeno NH ₂ -N	8
Oxígeno Disuelto	.01
pH	6.0-9.0
Sílice	20
Sólidos Suspensidos	30
Sólidos Disueltos	1,000
Sulfatos	300
H ₂ S	.50

Referencias: 6 y 10

Tabla 3.16. Criterios de calidad del agua para uso industrial metal – mecánico (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	(2)
Dureza Total	100
Cloruros	100
Col. Totales NMP	200
Dem. Bioquím. De O ₂	50
Fosfatos	15
Grasas y Aceites	1
Metales Pesados	Trazas
Orgánicos	Tan bajo como sea posible
Oxígeno Disuelto	Aeróbico
pH	6.0-9.0
Sodio	75
Sólidos Sedimentables (ml/l)	5
Sólidos Suspensidos	30
Sólidos Disueltos	(1)
Temperatura; °C	25

(1) Aceptable como se reciba.

(2) Se controla mediante el tratamiento para otros. Refs.: 6 y 10

Tabla 3.17. Esperanza de vida en el agua

(Duración esperada en horas para adultos portando chalecos salvavidas e inmersos en agua a diferentes temperaturas)*									
Duración (horas)	Temperatura (°C)								
	0	5	10	15	20	25	30	35	40
.5	M	M	S	S	S	S	S	S	M
1.0	L	M	M	S	S	S	S	S	L
2.0	L	L	M	M	S	S	S	S	L
3.0	L	L	L	M	S	S	S	S	L
4.0	L	L	L	L	M	S	S	S	L

L – Letal, 100% de esperanza de muerte

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

S – Sura, 100% de supervivencia

* - Adaptada de tablas de la Pan American Airways

Tabla 3.18. Criterios de calidad del agua para uso recreativo con contacto directo (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Crecimiento Acuático	Virtualmente Libre
Col. Fecs. NMP/100ml	200
T. Disco Secchi (m)	1.25
Demanda Química O ₂	30
Color	Virtualmente Libre
Materia Flotante	Virtualmente Libre
Olor	Virtualmente Libre
Grasas y Aceites	10
Nitrógeno Total	6.5 – 8.3
pH	.20
Fosfatos	Libre
Sól. Sedimentables	5
Sólidos Suspensidos	35
Temperatura Máx. (°C)	15
Temperatura Mín. (°C)	

Referencias: 4, 5, 6, 7, 8 y 11

Tabla 3.19. Criterios de calidad del agua para uso recreativo sin contacto directo (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Crecimiento Acuático	Virtualmente Libre
Col. Tots. NMP/100ml	5,000
Demanda Química O ₂	60
Materia Flotante	Virtualmente Libre
Olor	Virtualmente Libre
Grasas y Aceites	6.5 – 8.3
PH	Libre
Sól. Sedimentables (ml/l)	

Referencias: 6 y 8

Tabla 3.20. Criterios de calidad para agua de uso municipal riego de áreas verdes, limpieza de calles e hidrantes (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Aluminio	5
Arsénico	.10
Col. Feces NMP/100ml	2.2
Demanda Bioquímica de Oxígeno	20
Sól. Susp. Totales	15
Berilio	.10
Boro	1 (1)
Cadmio	.01
Cloruros	100
Cromo	.10
Cobalto	.05
Cobre	.20
Fluoruros	2
Fierro	5
Plomo	5
Litio	2.5 (2)
Manganeso	.20
Molibdeno	.01
Níquel	.20
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	50
Grasas y Aceites	Libre de ellas
Selenio	.02
RAS	< 18
Sólidos Disueltos	< 1,200
Sulfatos	200 a 400
Vanadio	.10
Zinc	2.00

Referencia: 6

Tabla 3.21. Criterios de calidad para agua usada en la acuacultura – agua fria (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Alcalinidad	
Arsénico	C. N. + 25%
Bario	.05
Berilio	5.00
Cadmio	.011 – 1.1 (1)
Cloro	.0004 – 0.15 (1)
Color	.002
Cromo	C. N. + 10%
Cobre	.10
Cianuro	.01 - .04 (1)
Fluor	.005
Fierro	1.50
Plomo	.004 - .15 (1)
Manganoso	1.00
Mercurio	.00005
Níquel	.05 - .4 (1)
Nitrógeno NH3-N	.02 sin ionizar
Orgánicos (BPC)	.000001
Grasas y Aceites	Sin flotantes visibles
pH	5.00
Fenoles	6.0 – 9.0
Selenio	.0001
Plata	.05
Sólidos Suspendedos	.0001 - .00025 (1)
Sólidos Disueltos	25
H2S	2,000
Temperatura (°C)	.002
Turbiedad	18.2
Zinc	C. N. 10% .05 - .6 (1)

(1) Depende De la dureza del agua.

C. N. Condiciones Naturales

Referencias: 4, 5, 6, 7, 11 y 12

Tabla 3.22. Criterios de calidad para agua usada en la Acuacultura – agua caliente (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Arsénico	.05
Bario	5.00
Berilio	.011 – 1.1 (1)
Cadmio	.0004 – 0.15 (1)
Cloro	.002
Color	C. N. + 10%
Cromo	.10
Cobre	.01 - .04 (1)
Cianuro	.005
Fluoruros	1.50
Fierro	.004 - .15 (1)
Plomo	1.00
Manganeseo	.00005
Mercurio	.05 - .4 (1)
Níquel	.02 sin ionizar
Nitrógeno NH ₃ -N	.000001
Orgánicos (BPC)	Sin flotantes visibles
Grasas y Aceites	5.00
pH	6.0 – 9.0
Fenoles	.0001
Selenio	.05
Plata	.0001 - .00025 (1)
Sólidos Suspendidos	25
Sólidos Disueltos	2,000
H ₂ S	.002
Temperatura (°C)	29.9
Turbiedad	C. N. 10%
Zinc	.05 - .6 (1)

(1) Depende de la dureza del agua.

C. N. Condiciones Naturales.

Ref.: Diversas referencias bibliográficas, (Ref. 6, p.65)

Tabla 3.23. Criterios de calidad de fuentes superficiales de suministro de agua potable (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Arsénico	.05
Col. Fecs. NMP/100ml	2,000
Col. Tots. NMP/100ml	20,000
Bario	1.00
Cadmio	.75
Cloruros	250
Cromo	.05
Color (unidades)	75
Cobre	1.00
Cianuro	.20
Fluor	1.4 – 2.4 (1)
Fierro	.30
Plomo	.05
Manganoso	.05
Mercurio	.002
N-NH ₃	.05
N-NO ₃	10
N-NO ₂	1.00
Olor	Libre de olor
Aceites	Virtualmente libre
CCE	.30
BPC	.001
Oxígeno	(2)
Fenoles	.001
Selenio	.01
Plata	.05
Sulfatos	250
Zinc	5
SAAM	.50

(1) Varía con la temperatura máxima promedio anual

(2) Se recomienda una condición de saturación o cerca de ella

Referencia: 6

Tabla 3.24. Criterios de calidad para recarga superficial de acuíferos en la ciudad de Phoenix, EUA. (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Criterio de Calidad
Arsénico	.05
Col. Feces NMP/100ml	23
Bario	2.00
Cadmio	.02
Cloruros	500
Cromo	.15
Cobre	2
Cianuro	.20
Demandas Bioquímicas de oxígeno	10
Fierro	.10
Plomo	.05
Manganoso	.10
Mercurio	.01
N-NH ₃	5
N-NO ₃	10
N-NO ₂	.00
Olor	Virtualmente libre
Aceites	Virtualmente libre
Oxígeno	Aeróbico
pH	5.0 – 9.0
Selenio	.01
Plata	.10
Sólidos Suspensos	10
Zinc	10
SAAM	.50

Referencia: 6

Tabla 3.25. Criterios de calidad de agua renovada Para la recarga superficial de acuíferos (en mg/l salvo que se indique de otra forma)

Parámetro	Porcentaje del tiempo que el agua renovada es menor que el valor indicado como norma de calidad		
	50%	75%	100%
Turbiedad (UNT)			1
Coliformes (NMP/100ml)	2		23
NH ₃ -N	2	3	5
NO ₂ -N	5	20	30
Fosfatos	2	3	5
Demandा Química de Oxígeno	10	12	15
SAAM	.30	.40	.50
Cloruros	140		175
Sólidos disueltos totales	600	700	800
Dureza Total (CaCO ₃)	200	300	400
Arsénico			.05
Bario		1	2
Cadmio		.01	.02
Cromo			.05
Cianuro		.20	.40
Fluor			1.50
Plomo		.05	.10
Selenio		.01	.05
Plata		.05	
Mercurio		.005	.01
Cobre		1	2
Zinc		5	10

Referencia: 6

**Tabla 3.26. Criterios de calidad para agua potable en los EUA. (en mg/l
salvo que se indique de otra forma)**

Parámetro	Criterio de Calidad
Normas Primarias	
Arsénico	.05
Bario	1.00
Cadmio	.01
Cromo Hexavalente	.05
Fluoruros	1.4 – 2.4 (1)
Plomo	.05
Mercurio	.002
Nitratos (como N)	10
Selenio	.01
Plata	.05
Radios, pCi/l	5.00
Endrin	.002
Lindano	.004
Metrixicloro	.10
Toxafeno	.005
2, 4-D	.10
2, 4, 5TP Silvex	.01
Turbiedad (UT)	1(2)
Bacterias Coliformes (colonias/100ml)	1(3)
Normas Secundarias	
Cobre	1.00
Fierro	.30
Manganoso	.05
Sulfatos	250
Zinc	5
Color (unidades)	15
SAAM	.50
Olor	3.00
Otros	
Trihalometano	.10

(1) Varía con la temperatura máxima promedio anual

(2) Promedio mensual

(3) Promedio mensual (filtros de membrana)

Referencia: 6

Tabla 3.27. Contaminantes por regularse en la nueva Ley de Agua Potable de los EUA.

Orgánicos Volátiles	
Tricloroetileno Tetracloroetileno Tetracloruro de Carbono 1, 1, 1 – Tricloroetano 1, 2 – Dicloroetano Cloruro de vinilo Cloruro de Metileno	Benceno Clorobenzeno Diclorobenzeno Triclorobenzeno 1, 1 – Dicloroetileno trans – 1, 2 – Dicloroetileno cis – 1, 2 - Dicloroetileno
Microbiología y Turbiedad	
Coliformes Totales Turbiedad Giarda Lamblia	Virus Cuenta Estándar Legionella
Inorgánicos	
Arsénico Bario Cadmio Cromo Plomo Mercurio Nitratos Selenio Plata Fluoruros Aluminio Antimonio	Molibdeno Asbestos Sulfatos Cobre Vanadio Sodio Níquel Zinc Talio Berilio Cianuros
Orgánicos	
Endrin Lindano Metoxicloro Toxafeno 2, 4 – D 2, 4, 5TP Aldicarbo Clordano Dalapon Diquat Endotal Glifosato Carbofurán Alaclor Epiclorhidrín Tolueno Adipatos 2, 3, 7, 8 – TCDD (Dioxina)	1, 1 , 2 – Tricloroetano Vidato Simazina PAH Bifeniles Policlorados Atrazina Flalatos Acrilamida Dibrocloropropano (DBCP) 1, 2 – Dicloropropano Pentaclorofeno Piclram Dinoseb Dibromuro de Etileno Dibromoetano Xileno Hexaclorociclopentadieno

Tabla 3.28. Resumen de normas de calidad para las diferentes opciones de reuso.

Parámetro	Agrícola		Industrial					Recreativo		Municipal	Acuacultura	Recarga	
	Crudos	Cocidos	Enf. 1p	Enf. C/R	Alim.	Quím.	Petrol.	C/Cont.	S/Cont.			I. Sup.	Directa
Acidez					0								
Alcalinidad					200								
Aluminio	5	20	500	350									
Arsénico	.10	2.00	1.00	0	.05								
Bario					1	1							
Berilio	.10	.50											
Bicarbonatos	1.00	2.00	600	24									
Boro					600	480							
Calcio	.01	.05											
Cadmio													
Cianuro													
Cloro													
Cloruros	.05	5.00			200	500	300						
Cobalto	.20	5.00	600										
Cobre	1,000	10											
Coli.													
Fecales													
Coli.	.10	1.00											
Totales													
Color													
Cromo													
Crec. Acua.													
CTE													
CCE													
DBO	50	50	(1)	650	75	1	(1)	1,000	0	30	60	20	10
DQO	5.00	20.00	850	.50	200	.001	.20	10	900			200	
Dureza													
Fenoles	1.00	15.00											
Fierro													
F + Mn													
Fluoruros													
Fosfatos	2.5 (1)	2.50	10.00	.50	(1)N ₀	flot.							
G. y A.	.20												
H ₂ S													
Litio													
Manganoso	.01	.05											
Magnesio													
Mercurio	.20	2.00											
Molibdeno Mat.													
Flotante													
Níquel													
N-NH ₃													
N-NO ₃													
N-NO ₂													

3.5. TRENES DE TRATAMIENTO

Para lograr una determinada calidad del agua residual tratada y poder ser reusada en cada una de las actividades potenciales antes definidas, se emplean diversos niveles alternativos de tratamiento del agua residual.

En esta sección se proponen distintos diagramas de flujos o trenes de tratamiento, aptos de producir un agua con calidad mínima adecuada, a partir de aguas residuales de origen municipal con fines de reutilización, para los diversos usos potenciales del agua renovada definidos previamente.

Es importante hacer notar que dependiendo de los contaminantes que deben de ser removidos de las aguas residuales, se pueden desarrollar un número casi ilimitado de alternativas o diagramas de flujo o trenes de tratamiento, usando las operaciones y los procesos unitarios analizados más adelante. Sin embargo, en este apartado se han incluido aquellos sistemas o trenes de tratamiento cuyo uso es más común, o recomendado por la bibliografía consultada y que pueden modificarse sin dificultad para considerar otras alternativas y así realizar el cálculo de las eficiencias esperadas en los sistemas incluidos con los procesos alternos que se desean incorporar.

Es conveniente señalar que además del análisis aquí realizado y de los factores de mayor importancia (Tabla 3.29) que deben de ser considerados en el momento de hacer la selección y evaluación de las operaciones y procesos unitarios de tratamiento, la configuración del diagrama de flujo o trenes de tratamiento a seleccionar dependerán de factores adicionales, tales como:

- Experiencias previas.
- Políticas actuales de las dependencias reguladoras en la aplicación de métodos específicos de tratamiento.
- Disponibilidad de equipos para métodos específicos de tratamiento.
- Uso óptimo que se le puede hacer a las unidades existentes (en el caso de rehabilitación).
- Costos de construcción iniciales.
- Costos futuros de operación y mantenimiento.

NIVELES DE TRATAMIENTO

Para acondicionar las aguas crudas municipales a una calidad aceptable de aguas renovadas para usos definidos se requiere de un tratamiento extensivo. El nivel de tratamiento a considerar es función, principalmente, de la calidad del agua cruda, del flujo y de los diversos niveles de calidad esperados en el efluente del tren de tratamiento, dependiendo del uso que se tenga planeado dar a las aguas renovadas. En la Tabla 3.30 anexo, se presentan los diversos niveles de tratamiento para los diferentes categorías de reúsos y los procesos unitarios considerados en este manual (14).

Puesto que con diferentes procesos unitarios, a un mismo nivel de tratamiento, se logran niveles de tratamiento mayores que en otros procesos, en esta sección se presenta una relación de niveles de tratamiento, Tabla 3.31, los cuales fueron considerados en función de los distintos niveles de calidad esperados en el efluente de cada uno de ellos, indicando en cada caso el o los procesos analizados en dicho nivel.

TRENES DE TRATAMIENTO

La tabla 3.32 contiene el desglose de los diecinueve trenes de tratamiento que se consideró conveniente incluir en esta sección del manual. A continuación se describen brevemente cada uno de los trenes analizados, referidos a su nivel de tratamiento correspondiente, indicando su secuencia y algunos de sus aspectos más relevantes.

Nivel de Tratamiento 1

Este nivel se ha considerado como el nivel mínimo de tratamiento a las aguas residuales municipales para su reúso. El sistema de tratamiento para lograr este nivel consiste de un pretratamiento suido de un tratamiento primario.

Dicho sistema esta constituido por un tren de tratamiento, que a su vez cuenta con los siguientes procesos unitarios:

- Pretratamiento; cribado y/o desarenación. Es importante notar que en este proceso se puede incluir, en caso de ser necesario, unidades de remoción de grasas y aceites, homogeneización y/o regulación. Además de desmenuzado o triturado.
- Tratamiento primario; tanques de sedimentación primarios, ya sean circulares o rectangulares. Los lodos producidos en este proceso pueden ser espesados, desaguados y/o digeridos biológicamente para su disposición final en el suelo o en rellenos sanitarios.

La cloración de las aguas residuales se incluye algunas veces como parte del tratamiento primario por cualquiera de las siguientes dos razones: (a) para el control de olores que se generan al haber condiciones sépticas en las aguas residuales y (b) como agente desinfectante para el control de patógenos en el efluente.

Nivel de Tratamiento 2

Este nivel puede ser logrado con el nivel de tratamiento 1 además de alguno de los siguientes procesos de tratamiento:

- Lodos activados convencionales con aereación por difusión, o aeración mecánica, o difusión con mezcla mecánica.
- Filtros biológicos, los cuales pueden ser, sún convenga; filtros biológicos con medio sintético, filtros biológicos con roca de alta tasa, o filtros biológicos con roca de media tasa.
- Discos biológicos.
- Lagunas aereadas mecánicamente suidas de infiltración.
- Lagunas anaerobias.
- Lagunas facultativas.
- Zanjas de oxidación.

El sistema de tratamiento seleccionado, para lograr este nivel de tratamiento, consistirá de algunos de los procesos referidos, sedimentación secundaria (tanques circulares o rectangulares) con provisiones para la recirculación de lodos, y desinfección mediante empleo de cloro. Estos procesos se encuentran como se señaló en secuencia de un sistema de pretratamiento más tratamiento primario (nivel 1).

Los lodos producidos en este proceso pueden ser enviados a un sistema adicional de tratamiento de lodos, el cual puede estar formado por uno o varios de los siguientes procesos u operaciones:

- Disposición de lodos en lagunas.
- Disposición de lodos en el suelo.
- Digestión aeróbica de lodos.
- Digestión anaeróbica de lodos.
- Espesamiento de lodos.
- Composteo de lodos.
- Deshidratación mecánica de lodos.
- Deshidratación en lechos de secado.
- Estabilización química.
- Filtración mecánica

Nivel de Tratamiento 3

Con sistemas de tratamiento de lodos activados con nitrificación, discos biológicos en dos pasos y aereación extendida, se puede lograr un nivel de tratamiento superior al anterior, por lo que cualquiera de estos tratamientos se ha considerado como nivel 3 de tratamiento.

La nitrificación es similar al tratamiento secundario, con la diferencia principal de contar con períodos de aereación más largos. Después del pretratamiento y tratamiento primario, se incluye un tanque de aereación expresamente diseñado para la oxidación de materia orgánica carbonácea; a este tanque le continua un sedimentador secundario, con provisiones para la recirculación de lodos. En suido del sedimentador, el sistema cuenta con un tanque de aereación para producir un efluente nitrificando, y posteriormente se tiene un tanque final de sedimentación, equipado también con instalaciones para la recirculación de lodos. La unidad de operación siguiente y final en el sistema es un tanque de contacto con cloro.

Nivel de Tratamiento 4

El intercambio iónico selectivo mediante el empleo de clinoptilolita, es un proceso recientemente desarrollado para la remoción de nitrógeno amoniacal de las aguas residuales. En este nivel de tratamiento el proceso se emplea después de un sistema de lodos activados suido de filtración en medio mixto; aunque la filtración no es imperativa para este nivel de tratamiento, su empleo es necesario para evitar taponamientos en el medio de intercambio. La resina, una vez agotada su capacidad de intercambio, se regenera mediante el empleo de una solución saturada de cloruro de sodio que se conduce posteriormente a torres de separación de amoníaco.

Nivel de Tratamiento 5

En este nivel el proceso de filtración se sitúa a continuación del efluente del sedimentador secundario del proceso biológico de lodos activados.

El influente del proceso de filtración es el correspondiente al nivel 2 sin cloración, la que se efectúa inmediatamente después. El empleo de productos químicos, especialmente polímeros, es necesario en algunas ocasiones como ayuda al proceso de filtración; es importante señalar que los flóculos biológicos, por lo general, presentan resistencia suficiente para ser removidos mediante filtración sin el empleo de productos químicos.

Nivel de Tratamiento 6

Para lograr este nivel se requiere de un sistema de tratamiento terciario empleando cal, la cual se suministra a un efluente de nivel 2, correspondiente a lodos activados convencionales. El sistema consiste en mezclar cal con el efluente secundario y agitar la mezcla suavemente en un tanque de floculación, pasando posteriormente a un tanque de sedimentación de los flóculos formados. El alto pH resultante del proceso se ajusta mediante el empleo de un sistema de recarbonatación en dos pasos, antes de la filtración de las aguas.

El sistema de recarbonatación incluye una unidad de aplicación de CO₂, un clarificador y una sunda unidad de aplicación de CO₂. El lodo recolectado en las unidades de clarificación se maneja conjuntamente con el proveniente de la unidad de clarificación que sigue a la floculación. Una alternativa al proceso de recarbonatación la constituye el empleo de ácido sulfúrico, después del proceso terciario con cal, para regular el pH, sin embargo, este sistema produce un efluente con un alto contenido de calcio que en algunos casos puede no ser aceptable para las normas de reúso. Después del ajuste del pH el efluente terciario se filtra en forma similar al nivel 5, utilizando polímeros como ayuda y desinfectando posteriormente con cloro.

Nivel de Tratamiento 7

En este nivel el sistema es tratamiento terciario con cal de afluentes nitrificados, el cual es esencialmente el mismo que el descrito en el inciso anterior, con la diferencia que se sustituye el proceso de lodos activados convencional por un proceso de nitrificación en dos pasos. Asimismo, debido a que la alcalinidad del efluente nitrificado es menor que la de los lodos activados, los requerimientos de cal para la remoción de fósforo son menores, por lo tanto se obtiene, en este sistema, una menor producción de lodos de cal.

Nivel de Tratamiento 8

La adsorción en carbón activado de afluentes secundarios filtrados se ha considerado como el nivel 8 de tratamiento. Este sistema de tratamiento tiene

especial importancia en la remoción de la DQO, siendo más eficiente cuando esta precedido por filtración, ya que ésta reduce significativamente el potencial de taponamientos en las torres de adsorción. En algunas ocasiones es recomendable el empleo de cloro antes del proceso de adsorción con objeto de evitar el crecimiento de microorganismos indeseables en las columnas, no requiriéndose decoloración antes de la adsorción ya que el carbón logra esto en forma satisfactoria.

Este tren de tratamiento está formado por un sistema de nivel de tratamiento 4, suido de columnas de carbón activado de flujo ascendente.

Nivel de Tratamiento 9

En este nivel se ha considerado un sistema de tratamiento de adsorción en carbón activado de efluente terciario con cal, que corresponde al tren de tratamiento del nivel 5, adicionando el proceso de adsorción en carbón activado descrito en el inciso anterior (nivel 8).

Nivel de Tratamiento 10

En este nivel se considera al sistema de tratamiento de adsorción en carbón activado de afluentes nitrificados y terciario con cal, el cual es un tren de tratamiento correspondiente al nivel 9, adicionando el proceso de adsorción en carbón activado descrito en incisos previos (nivel 8).

Nivel de Tratamiento 11

Este nivel consta de un sistema de tratamiento que incluye filtración en membranas semipermeables (ósmosis inversa), después de los tratamientos biológicos y físico-químicos. Este tren de tratamiento representa el efluente de más alta calidad que pueda obtenerse del grupo de sistemas alternos planteados en este informe. El nivel de calidad de las aguas renovadas mediante este sistema está prácticamente libre de DQO, además de haber sido desmineralizado mediante el proceso de ósmosis inversa; en muchos casos el efluente de este tren pudiera representar un nivel de calidad más alto que algunas de las fuentes actuales de agua potable en el país.

En este tren de tratamiento el proceso de ósmosis inversa precede a la desinfección; el tren previo a la ósmosis inversa es igual al definido como nivel 10 (sin desinfección). La adición del proceso de ozonación, suida de cloración para mantener un residual en el efluente, será necesaria si se desea emplear el agua para fines potables.

Tabla 3.29. Factores importantes que deben de ser considerados al hacer la selección y evaluación de operaciones y procesos unitarios de tratamiento

Factor	Observaciones
1. Aplicabilidad de procesos	La aplicabilidad de un proceso se evalúa de acuerdo con la experiencia, datos existentes de plantas de tratamiento y datos de plantas pilotos. Si existen condiciones nuevas o poco comunes, será necesario hacer estudios experimentales.
2. Ámbitos de flujos	Los procesos deberán ser diseñados para soportar los ámbitos de flujo esperados,. Por ejemplo, las zanjas de estabilización no son adecuadas para flujos extremadamente grandes.
3. Variaciones de flujo	La mayoría de los procesos trabajan, mejor con un flujo constante, sin embargo, se pueden aceptar variaciones . Sí la variación del flujo es demasiado grande, la igualación o regulación de flujo podrá ser necesaria.
4. Características del afluente	Las características del influente afecta al tipo de proceso que se pretende usar (químico o biológico) y a los requerimientos para una operación adecuada.
5. Contaminantes inhibidores e inafectables	Se deberán de detectar los contaminantes que están presentes y bajo que condiciones; además de, determinar el tipo de contaminantes que no son afectados durante el tratamiento.
6. Restricciones climatológicas	La temperatura afecta a la mayoría de los procesos Químicos y biológicos.
7. Eficiencias	La eficiencia de tratamiento es medida en términos de calidad del efluente, el cual deberá ser consistente con los requerimientos dados.
8. Residuos producidos	Los tipos y cantidades de residuos sólidos , líquidos y gaseosos producidos se deben conocer o estimar. Es conveniente realizar estudios en plantas piloto para identificar propiamente los residuos y su posible disposición.
9. Restricciones en el manejo de lodos	Se deberá determinar y conocer las posibles restricciones que pudieran hacer muy caro o inoperante el manejo de lodos. En cualquier caso, un método de tratamiento deberá ser seleccionado solamente después de que los procesos y operaciones de manejo del lodo han sido estudiados.
10. Restricciones ambientales	Factores ambientales, tales como vientos predominantes y direcciones del viento pueden restringir el uso de ciertos procesos, especialmente cuando se producen malos olores.
11. Requerimientos químicos	Se deberán definir los recursos y las cantidades de químicos necesarios, para un período largo de tiempo, para la operación exitosa de las operaciones o procesos unitarios.
12. Requerimientos de energía	Si se requiere de sistemas de tratamiento económicos, se tiene que estimar los requerimientos de energía, así como los costos futuros de energía.
13. Otros requerimientos de recursos	Deben ser considerados los recursos adicionales para la implementación exitosa del tratamiento propuesto.
14. Rehabilitación	La experiencia en rehabilitación de los procesos bajo consideración es esencial, para determinar si la operación

Factor	Observaciones
	del proceso será fácilmente afectada o si se pueden soportar cargas pico periódicas, se deberá estimar como influyen estos eventos en la calidad del efluente.
15.Complejidad	Será recomendable conocer la complejidad de la operación, bajo condiciones rutinarias y bajo condiciones de emergencia, tales como cargas pico, así como el de entrenamiento que deben de tener los operadores para operar debidamente el proceso
16. Procesos auxiliares requeridos	Los procesos de soporte que serán requeridos, tendrán que ser determinados y evaluados para conocer como afectan la calidad del efluente, especialmente cuando se vuelven inoperantes
17.Compatibilidad	Se deberá conocer si los procesos propuestos pueden ser usados exitosamente con las unidades y procesos existentes, si puede ser llevada a cabo fácilmente la extensión de la planta y si es el tipo del reactor podrá ser modificado

Tabla 3.30. Niveles de tratamiento para diferentes reusos

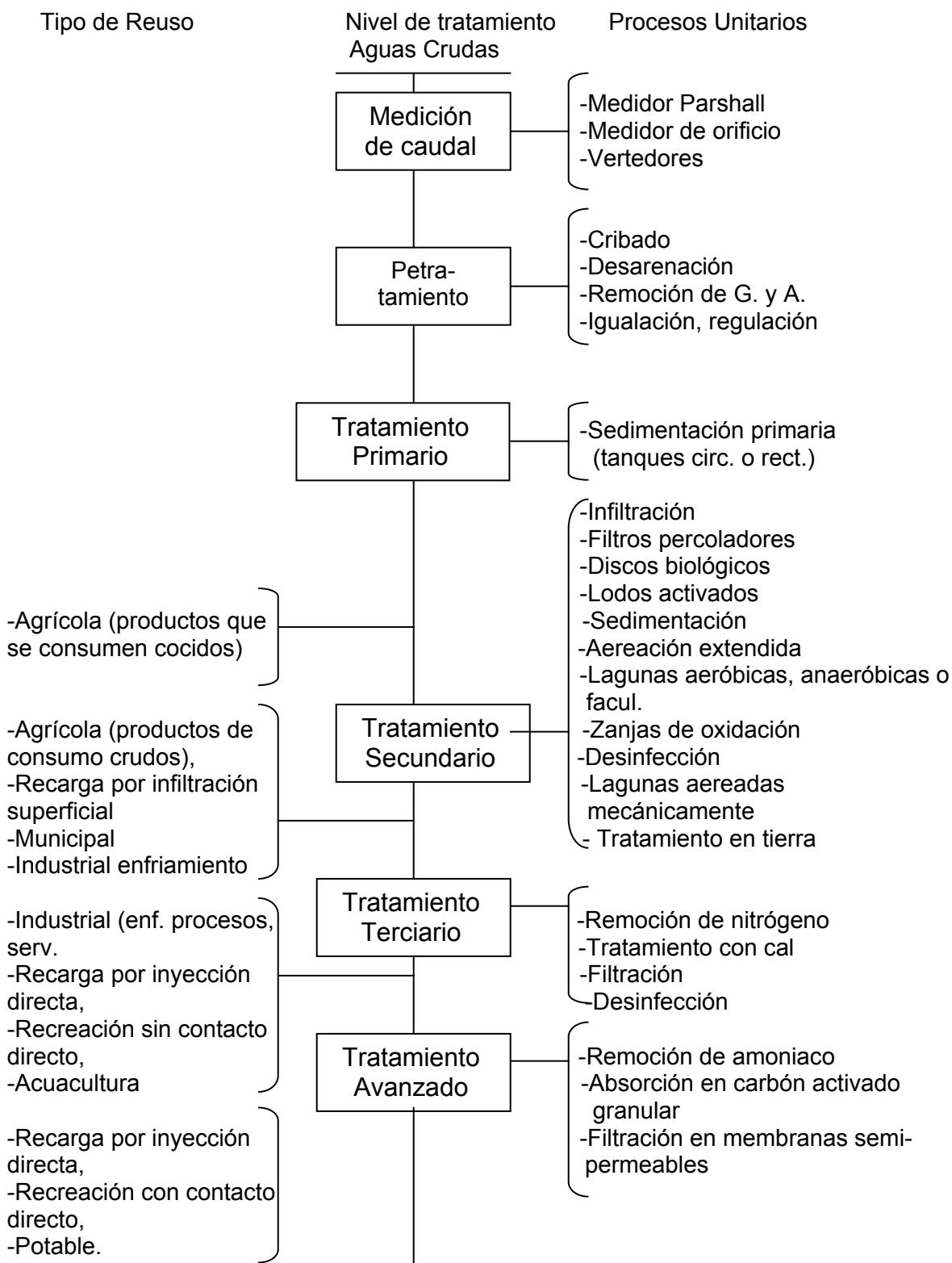


Tabla 3.31. Relación de niveles de tratamiento considerados

Nivel de Trat.	Sistemas de Tratamiento
1	-Preliminar suido de Tratamiento Primario
2	-Lodos Activados Convencionales -Filtros Biológicos -Bio-discos -Lagunas Aereadas suidas de Infiltración -Zanjas de Oxidación
3	-Remoción de Nitrógeno -Bio-discos en dos pasos -Aereación Extendida
4	-Intercambio Iónico Selectivo -Nitrificación – enitrificación en 2 pasos
5	-Filtración de Efluentes Secundarios
6	-Tratamiento Terciario de Efluente -Adición de Alumbre en Tanques de Aereación -Adición de Cloruro Férrico a Tanque Primario
7	-Tratamiento Terciario de Efluente Nitrificado con cal
8	-Adsorción en carbón Activado de Efluentes Secundarios Filtrados
9	-Adsorción en carbón Activado de Efluentes Terciarios con cal
10	-Adsorción en carbón Activado de Efluentes Nitrificados y Terciarios con cal
11	-Filtración de Membranas Semipermeables después de Tratamiento Biológico y Físico-Químico

Tabla 3.32. Trenes de tratamiento

Operaciones Unitarias	TRENES DE TRATAMIENTO																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Medición de Caudal	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX					XX							
Pretratamiento	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX					XX							
Tratamientos Primarios	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX					XX							
Sedimentación Primaria, Tanques																			
Lagunas Uniterias																			
Tratamientos Secundarios												XX			XX	XX			
Infiltración Rápida																			
Infiltración Lenta							XX		XX										
Disposición sobre el Suelo																			
Lodos Activados Convencionales	XX													XX				XX	
Bio-discos Biológicos							XX												
Lodos Activados Alta Tasa																			
Lagunas Aeredas								XX		XX									
Lagunas Facultativas									XX		XX								
Lagunas Anaeróbicas										XX		XX							
Zanjas de Oxidación																			
Sedimentación Secundaria, Tanques	XX	XX	XX									XX		XX		XX		XX	
Filtros Biológico, Medio Sintético	XX												XX						
Filtros Biológicos con Roca, Alta Tasa																			
Filtros Biológicos con Roca, Baja Tasa																			
Remoción de Fósforos y Nitrógeno																			
Lodos Activados con Nitrificación													XX		XX			XX	XX
Nitrificación en Reactor con Clarificación																			
Remoción de amoníaco por Desorción																XX			
Precipitación Química de Fósforos																XX	XX		XX
Desinfección																			
Cloración	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
Ozonación																			
Tratamientos Avanzados																			
Adsorción en Carbón Activado Granular																	XX	XX	XX
Filtración en Membranas Semipermeables																			XX
Tratamiento de Lodos	XX	XX	XX													XX			
Disposición de Lodos en Lagunas																			
Disposición de Lodos en el Suelo																			
Digestión Aeróbica de Lodos																			
Digestión Anaeróbica de Lodos																			
Espesamiento de Lodos																			
Composteo de Lodos																			
Deshidratación mecánica de Lodos																			
Deshidratación en Lechos de Secado																			
Estabilización Química																			

3.6. EVALUACION DE LOS TRENES

Para la evaluación de los trenes de tratamiento, descritos en la sección anterior, y cumplir con los fines de este estudio, esta sección se ha dividido en dos partes.

En la primera, se hace el análisis de la aplicabilidad y confiabilidad de diversas operaciones y procesos unitarios para la remoción de contaminantes en aguas residuales, con niveles de concentración semejantes a aquellos encontrados en las aguas residuales de origen municipal. Los procesos unitarios aquí analizados son los

más empleados en sistemas de tratamiento de aguas residuales en todo el mundo. Algunos de los procesos terciarios aquí analizados no son tan comunes, pero sí han probado ser efectivos para la remoción de contaminantes específicos.

La sunda parte de esta sección presenta la evaluación de los trenes de tratamiento descritos en la sección precedente. Dicho análisis tiene como base el análisis de la aplicabilidad y confiabilidad de diversos procesos unitarios hecho en la parte primera de esta sección.

3.6.1. Procesos unitarios de tratamiento

En la Tabla 3.33 se presenta un resumen cualitativo de las eficiencias en la remoción de contaminantes específicos de los principales procesos de tratamiento. En la Tabla 3.34 y

Tabla 3.35, con información obtenida de 12 distintas plantas de tratamiento de los Estados Unidos, se presentan sus resultados de operación.

En la estimación de las eficiencias de remoción de contaminantes de cada uno de los procesos estudiados en la primera parte de esta sección, se tomaron principalmente los resultados obtenidos en un estudio realizado en 1979 por la Oficina de Investigación de Agua y Tecnología (1) de los Estados Unidos de América.

Pretratamiento y Tratamiento Primario

En el pretratamiento, el agua se pasa por unas rejillas con el objeto de retener sólidos de gran tamaño; el material retenido se remueve, mecánica o manualmente, para su disposición final. Ensuida pasa por los desmenuzaderos que son equipos mecánicos provistos de cuchillas que tienen como objetivo cortar en pedazos pequeños el material que acompaña al agua residual, permitiendo su paso al siguiente proceso.

Después de los procesos anteriores (ya sea uno, otro, o los dos), el agua se conduce a una unidad, desarenador, en donde se remueven arenas, gravas y otros sólidos pesados inertes, con el objeto de proteger los equipos (especialmente las bombas) aguas abajo de este proceso y evitar depósitos indeseables en tuberías y tanques. Las arenas aquí recolectadas se disponen en general como desechos sólidos.

En el pretratamiento los requerimientos de operación son: (a) las rejillas deben de ser limpiadas continuamente, o si son mecánicas, debe darse servicio al equipo en forma regular, (b) los desmenuzadores requieren de mayor atención, ya que en ocasiones están sujetos a obstrucciones, además, sus navajas deben de ser afiladas periódicamente, (c) en los sistemas de desarenado, los equipos mecánicos deben de ser revisados y sujetos a mantenimiento preventivo, periódicamente.

El siguiente proceso es la sedimentación primaria de las aguas residuales. En este proceso se remueven los sólidos, ya sean sedimentables o flotantes, contenidos en el agua residual. Los sólidos sedimentables, se recolectan con rastras localizadas en

el fondo del tanque; grasas, aceites y otros materiales flotantes, también, se pueden remover en esta unidad por medio de desnatadores localizados en la superficie. Los lodos producidos en este proceso pueden ser espesados, desaguados y/o digeridos biológicamente para su deposición final en el suelo o en rellenos sanitarios.

La separación de sólidos en el proceso de sedimentación primaria se puede eficientar si se adicionan ciertos productos químicos como cal, alumbre, sales de fierro o polímeros, que actúan como coagulantes e incrementan las eficiencias de remoción no solo de los sólidos sedimentables, sino también del fósforo y ciertos metales pesados.

Una ventaja del tratamiento primario es que requiere relativamente de poca atención durante su operación. Los colectores de lodos primarios y el equipo de bombeo existente deben de estar sujetos a un mantenimiento preventivo para evitar fallas de emergencia. La atención preferente del operador deberá enfocarse al control de la extracción intermitente de los lodos primarios, para asurar que éstos sean removidos del sistema en forma adecuada. Cualquier falla en el proceso de tratamiento primario puede conducir a una reducción de las eficiencias de los procesos procedentes en el tren de tratamiento, o a la descarga de aguas residuales sin tratamiento.

En la tabla 3.36 se presentan las eficiencias promedio de remoción de contaminantes con tratamiento primario. Estas eficiencias se obtuvieron de algunas de las plantas indicadas en la Tabla 3.34 sún la relación que se muestra al pie del la Tabla 3.33.

Como puede observarse en dicha tabla la DBO se reduce en aproximadamente 40%, los sólidos suspendidos y las grasas y aceites en 60% y la remoción de metales pesados varía del 30 al 50%. La confiabilidad del tratamiento también ha sido evaluada y las distribuciones de probabilidad específicas para cada parámetro medido se presentan para los porcentajes de 10, 50 y 90%.

Estos valores de eficiencia del proceso son importantes en la estimación del funcionamiento a largo plazo y en el establecimiento de normas de calidad del agua.

Es importante indicar que las eficiencias aquí indicadas no incluyen los beneficios que se podrían derivar con la adición de coagulantes químicos en el proceso, hecho que se discute en la sección correspondiente a coagulación-sedimentación.

También es importante señalar que si no se consideran flujos picos o de tormenta en el diseño de los tanque de sedimentación primaria, pueden causar fluctuaciones en la calidad de los efluentes primarios.

Lodos Activados

Descripción

Los lodos activados son un proceso biológico en el cual la materia orgánica se utiliza como alimento por los microorganismos. Este proceso se logra mediante la agitación y aereación de una mezcla de aguas residuales y lodos biológicos (microorganismos). Los sólidos son posteriormente separados en tanques de sedimentación; una fracción de los lodos separados es retornada de acuerdo a las necesidades propias del proceso, al tanque de aereación. Existen numerosas variantes del proceso de lodos activados, entre ellas se encuentran las que a continuación se mencionan.

Flujo Pistón

Los reactores de lodos activados convencionales se diseñan para un flujo hidráulico tipo pistón a través del reactor, inyectando aire continuamente a lo largo del tanque. La operación de este sistema se puede modificar para variar la inyección del aire, con cantidades mayores a la entrada, donde la demanda es mayor.

Mezcla Completa

Este tipo de reactores se diseñan para que los flujos del afluente y el retorno de lodos sean introducidos al tanque de aereación. Las concentraciones de alimento, microorganismos y aire son uniformes en todo el tanque, haciendo el proceso más estable bajo condiciones de cargas pico.

Aereación por Pasos

La aereación por pasos es una variación del flujo pistón, en el cual el influente y el aire son alimentados al reactor en diversos puntos a lo largo del proceso, resultando con esto un aprovechamiento más eficiente del oxígeno suministrado. En este sistema es posible recibir cargas de DBO más altas, ya que los orgánicos solubles son removidos en un período relativamente corto de tiempo.

Oxigenación con Oxígeno Puro

Una variante del proceso que recientemente ha sido aceptada, es la correspondiente al empleo de oxígeno puro en vez de aire. Esto permite el uso de una mezcla más concentrada de sólidos en el reactor y consecuentemente una reducción en los tiempos de aereación.

Aereación Extendida

El sistema de tratamiento mediante aereación extendida es también una variante del proceso de lodos activados, se caracteriza por tiempos de aereación más largos y cargas uniformes de DBO y sólidos suspendidos en todo el reactor. El largo período

de aereación (usualmente 24 horas), así como la alta concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado, permiten a los micro-organismos mantener un estado de respiración endógena, produciendo un efluente altamente nitrificado.

Plantas Paquetes

Frecuentemente, los sistemas de tratamiento por aereación extendida se ofrecen en "plantas paquete" para caudales menores de 25 lps. En estos sistemas se elimina, generalmente, la sedimentación primaria; los tanques son frecuentemente de acero.

Zanjas de oxidación

Para plantas grandes (hasta unos 500 lps) una variante de la aereación extendida son las de zanjas de oxidación. Una ventaja de esta modalidad es que los lodos producidos por el sistema están altamente estabilizados, al haber sido digeridos aeróbicamente en el proceso, por lo que no requieren tratamiento adicional, con excepción de secado, antes de su disposición final.

En términos generales, el proceso de aereación extendida es recomendable por su facilidad de operación, por producir lodos mineralizados y por el gran volumen del reactor, que permite asimilar fluctuaciones en la carga hidráulica, u orgánica, que en un sistema convencional podría causar perturbaciones en el proceso biológico.

Independientemente del tipo de sistema de lodos activados que se utilice para tratamiento biológico, las unidades de sedimentación secundaria, situadas aguas abajo del tanque de aereación, son elementos críticos en el funcionamiento del sistema en su conjunto. La mayor parte de la DBO arrastrada por el efluente de la planta de tratamiento puede ser atribuida al arrastre de sólidos en el sedimentador secundario, por lo que una buena separación de sólidos en el proceso de sedimentación es esencial para producir un efluente de buena calidad.

El sistema de lodos activados es el método más común para proporcionar tratamiento secundario a las aguas residuales. Este puede ser el proceso final de un sistema de tratamiento, suido exclusivamente de desinfección, o un proceso intermedio suido de tratamiento terciario cuando se requiera de un efluente de mucho mayor calidad.

Los tanques de aereación y sus unidades de sedimentación secundaria son de fácil operación, siempre y cuando hayan sido bien diseñados. El equipo mecánico incluye, ya sea, aeradores superficiales mecánicos, o sopladores y difusores sumergidos, y rastras para acumular los lodos sedimentados en el tanque de sedimentación secundaria. Por otro lado un mantenimiento rutinario, hará más fácil la operación de las unidades de tratamiento.

Desde el punto de vista operativo, en el proceso de lodos activados se debe poner especial atención a las tasas de producción de lodos y al contenido de oxígeno disuelto en el reactor. Con estos dos parámetros, que son fáciles de analizar, se

puede contar con una base adecuada para juzgar la bondad del sistema o, en su caso, realizar las modificaciones correspondientes, como puede ser la tasa de retorno de lodos del sedimentador secundario al tanque de aereación así como la purga de los mismos.

Eficiencias

El proceso de lodos activados se emplea principalmente para remover la materia orgánica presente en las aguas residuales. Cuando el proceso es suido de tanques de sedimentación secundaria. Se requiere una porción significativa de sólidos suspendidos. En general, la eficiencia del proceso de lodos activados se juzga en función de la remoción de DBO, DQO y sólidos suspendidos, aunque la remoción de otros parámetros es relevante en este sistema. En la Tabla 3.37 se presentan las remociones promedio de este proceso para las plantas analizadas, las que coinciden en general con las publicadas en la literatura respectiva. La remoción de DBO es cercana al 90% y la de los sólidos suspendidos cercana al 80%. Es importante mencionar que estas remociones tienden a ser mayores para sistemas completamente mezclados y menores para los de flujo pistón. También, en el proceso ocurre una nitrificación parcial, alcanzándose valores de remoción de N-NH₃ de 30%; el grado de remoción de este compuesto dependerá del diseño y la forma de operación del proceso.

En cuanto a los metales pesados, la mayoría de ellos se remueven en cierto grado y algunos pocos en porcentajes significativos; en este caso existen dos mecanismos fundamentales que intervienen en su remoción: (a) la precipitación de hidróxido de los metales y (b) la adsorción de los metales en los lodos activados.

Con respecto a la confiabilidad del proceso la Tabla 3.37 exhibe los porcentajes del 10, 50 y 90%, calculados para las eficiencias de remoción, en forma similar a como se explicó para el tratamiento primario. En esta tabla puede observarse, en términos generales, que el proceso de lodos activados tiene un alto grado de confiabilidad. Es importante destacar que, en gran medida, la confiabilidad del proceso de lodos activados se ve afectada en forma relevante por el diseño y operación adecuados del sistema de clarificación que los compone, ya que la pérdida de lodos en los sedimentadores afecta severamente la calidad del efluente del proceso.

La aereación extendida no solo remueve cantidades elevadas de DBO y SS de las aguas residuales, sino que también es muy eficiente para reducir el nitrógeno amoniacal a niveles bajos. Consecuentemente, los niveles esperados de nitratos en el sistema son altos, como puede observarse en la Tabla 3.37. En cuanto a los demás parámetros, la eficiencia de la aereación extendida es comparable a la de los lodos activados y es por ello que los valores de remoción esperados son los mismos que se indican en dicha tabla.

En cuanto a su confiabilidad, el proceso de aereación extendida puede considerarse muy confiable y poco a ligeras variaciones estacionales, de caudal o de calidad del influente; su empleo está determinado por la disponibilidad del terreno para ubicar las instalaciones necesarias. En la Tabla 3.37 se presentan los porcentajes calculados

para este proceso en lo relativo a los principales parámetros en los que éste es más eficiente, que el de lodos activados.

Nitrificación

Descripción

El nitrógeno reducido se encuentra presente en las aguas residuales en dos formas: nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. La remoción de nitrógeno amoniacal es de gran importancia debido a sus efectos bioestimulativos al ser liberado al medio ambiente.

La nitrificación, que es la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrógeno de nitratos, puede llevarse a cabo mediante el empleo de procesos de tratamiento biológico. Para este caso, se han empleado sistemas de nitrificación de uno y dos pasos; sin embargo, el proceso de lodos activados convencional es el más efectivo de los sistemas de un sólo paso para llevar a cabo la nitrificación, después de que ha tenido lugar la remoción de carbón orgánico. En este caso, tanto los tiempos de aereación y de retención de los sólidos en el reactor deben de incrementarse para dar lugar al desarrollo de las bacterias que llevan a cabo el proceso de nitrificación, cuyo crecimiento es más lento que las necesarias para llevar a cabo la remoción de la DBO.

Los sistemas de aereación extendida son también eficientes en nitrificación, siempre y cuando se lleva a cabo un adecuado control en el manejo de sólidos en el sistema.

La nitrificación de dos pasos implica la utilización de dos reactores separados de aereación: uno para llevar a cabo la remoción de materia carbonácea y el otro para la remoción de nitrógeno. Este sistema se usa fundamentalmente en climas fríos en los que el sistema de nitrificación se ve seriamente reducido en el invierno; por lo tanto, es necesario enriquecer el suelo reactor con bacterias nitrificantes para contrarrestar el efecto de las bajas temperaturas.

Desde el punto de vista operativo. Los sistemas de nitrificación son prácticamente iguales a los lodos activados convencionales. En este caso, la clave de una operación exitosa del sistema son el control del pH y de variaciones en la temperatura, ya que cualquiera de estos dos factores puede reducir la tasa de nitrificación. El pH, considerado óptimo para este proceso, es de 8.5 unidades. Para asurar un buen funcionamiento de este sistema en climas fríos, será necesario aumentar, tanto el tiempo de retención como la tasa de recirculación de lodos. Asimismo, debido a la mayor sensibilidad de las bacterias que intervienen en este proceso a compuestos orgánicos y metales pesados, es importante llevar un mejor control de la calidad del agua del influente al sistema.

Eficiencias

El objetivo de emplear un proceso de nitrificación es la remoción de nitrógeno amoniacal del efluente, así como remover DBO, SS y metales pesados en forma similar al proceso de lodos activados. La Tabla 3.38 resume los promedios de remoción de unidades diseñadas para nitrificar las aguas residuales.

En cuanto a la confiabilidad del proceso, la Tabla 3.38 exhibe los porcentajes calculados en las plantas analizadas. El nitrógeno amoniacal presenta, como puede observarse, una alta confiabilidad de remoción, aunque para los otros parámetros ésta puede compararse con el proceso de lodos activados. Asimismo, de dicha tabla puede observarse que en todos los casos la medida (50%) corresponde con los valores promedios.

Filtros Percoladores

Descripción

Los filtros percoladores constituyen un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales con la biomasa adherida en un medio fijo. En su forma más general, este medio fijo lo constituye un lecho de piedras empacadas de 1 a 3 metros (3 a 10 pies) de altura, en las que se adhieren y desarrollan los micro-organismos que intervienen en el proceso de oxidación de la materia orgánica ante la presencia del aire. En estas unidades, el agua residual, usualmente después de tratamiento químico, es rociada sobre el lecho filtrante y percola a través de él para ser recolectada en el fondo.

Al paso de las aguas residuales por el medio filtrante, en las piedras se forma una película bacteriana que aprovecha la materia orgánica contenida en las aguas residuales como alimento al entrar en contacto con ella. Al crecer esta película bacteriana, los microorganismos se ven limitados en la cantidad de alimento que reciben y eventualmente mueren, siendo arrastrados por el flujo de las aguas residuales. Debido a lo anterior, es necesario contar con sedimentadores secundarios después de los filtros, con el objetivo de retener, antes de la descarga del sistema, los sólidos arrastrados del proceso.

En algunos casos y con objeto de proporcionar tratamiento adicional a las aguas residuales y/o mantener húmedo el medio filtrante, es común la recirculación del efluente del sedimentador secundario al filtro rociador o el agua del efluente del propio filtro.

Avances recientes en tecnología de materiales, han permitido sustituir el medio filtrante convencional (piedra) por elementos plásticos, cuyo peso y diseño permiten incrementar la profundidad del filtro hasta 6 o 7 metros, reduciendo considerablemente el área requerida para su implementación.

Los filtros percoladores son el sistema biológico más sencillo de operar, ya que con una observación adecuada de las características del influente, con objeto de evitar mediante recirculación, cargas choque en el medio filtrante, se puede garantizar una

eficiencia confiable del sistema. En cuanto a los sedimentadores secundarios, las dificultades de operación son esencialmente las mismas que para los sistemas biológicos descritos previamente.

Eficiencias

Los filtros percoladores son eficientes para la remoción de materia orgánica de las aguas residuales, aunque la calidad del efluente obtenido con este proceso no es tan alta como la obtenida con el proceso de lodos activados, además que la remoción de otros contaminantes, como metales pesados e inorgánicos, es menor.

En la tabla 3.39 se presentan las remociones promedios de las plantas analizadas. Comparando estos resultados con los obtenidos con el proceso de lodos activados (Tabla 3.35), se puede observar que las eficiencias de remoción para DBO y sólidos suspendidos son significativamente menores; asimismo, en los filtros percoladores no hay una remoción importante de nitrógeno y fósforo (1), sin embargo, combinado con un sedimentador primario, el efluente de este proceso se puede emplear en algunos usos no restrictivos en cuanto a calidad del efluente.

Uno de los factores que más afecta la eficiencia de los filtros percoladores es la temperatura ambiente, ya que a bajas temperaturas se reduce considerablemente la actividad biológica en el proceso; por ello, su diseño deberá hacerse para las condiciones críticas de temperatura de invierno.

Discos Biológicos

Descripción

El proceso de tratamiento de discos biológicos se desarrolló en Europa como un sistema alternativo a los filtros percoladores. El proceso se ha probado en plantas piloto y usado a gran escala en los Estados Unidos, con resultados muy satisfactorios. En este caso, en vez de que el agua residual sea la que a su paso entre en contacto con el medio fijo, es el medio el que entra en contacto con el agua residual, moviéndose alternativamente entre el agua y el aire.

En este proceso, el medio es un sistema rotativo de discos paralelos de material sintético, los que se encuentran parcialmente sumergidos en los reactores de contacto. La película bacteriana se forma en la superficie del medio plástico, y en forma similar a los filtros percoladores, ésta es desechada para su recolección en sedimentadores secundarios.

En este sistema, a diferencia de los filtros percoladores, no existe recirculación del efluente, tanto del sedimentador secundario ni de los propios reactores, reduciendo con este hecho los problemas de operación del sistema.

La operación de los sedimentadores secundarios es similar a los casos anteriormente mencionados, con la atención adicional que debe darse a la extracción

de los lodos sedimentados para evitar problemas de septicidad y arrastre de lodos en el efluente.

Eficiencias

Las eficiencias en este proceso (Tabla 3.40), aunque de historia reciente, han demostrado ser, en general, ligeramente mayores y más consistentes que las obtenidas con el proceso de lodos activados, en lo que se refiere a DBO y SST; además en este proceso se obtiene, en general, una mayor remoción de N-NH₃. Por lo que respecta a otros parámetros, como metales pesados, la eficiencia de los discos biológicos puede considerarse comparable a la obtenida en un proceso de sedimentación con el auxilio de productos químicos.

En cuanto a su confiabilidad, de acuerdo con la información analizada, ésta tiende a ser mucho mayor que en el proceso de lodos activados, ya que la variación entre los porcentajes 10 y 90% es sustancialmente más pequeña.

Coagulación-Sedimentación

Descripción

El proceso de coagulación-sedimentación consiste en: adición de productos químicos a las aguas residuales, para la remoción de sólidos y otros contaminantes mediante precipitación; mezclado rápido de los productos químicos con el agua para dispersar éstos en forma homogénea; mezcla lenta para permitir la formación de flóculos resultado de la adición de los productos químicos; y, sedimentación en condiciones de calma para permitir la separación de los flóculos formados en las aguas residuales. Se inyectan productos químicos en varios puntos del proceso de tratamiento para la remoción de material orgánico e inorgánico suspendido y disuelto en las aguas residuales.

Los productos químicos que más se emplean como coagulantes se pueden dividir en cuatro categorías: cal, sales de aluminio, sales de fierro, y polímeros; cada uno de ellos con propiedades y aplicaciones propias características del producto.

La cal se usa como coagulante para la remoción tanto de fósforo como de dureza de calcio. También, es eficiente en la remoción de sólidos suspendidos, turbiedad y de muchos contaminantes presentes, solo en trazas, en el agua residual. El efluente de este proceso presenta un pH elevado que, de no requerirse para procesos subsecuentes, debe ser reducido antes de su descarga. Para la reducción del pH, el proceso de recarbonatación es el que se emplea comúnmente, aunque para plantas pequeñas (menores de 100 l/s) el uso de algún ácido es una alternativa viable.

La recuperación de cal ha resultado económicamente factible, mediante el empleo de hornos de recalcinación de los lodos sedimentados en el proceso, particularmente en grandes plantas en donde se emplea cantidades elevadas de cal en el tratamiento de

las aguas residuales. En plantas pequeñas el costo de la recalcinación de los lodos es poco justificado.

El aluminio, en forma de sulfato de aluminio, reacciona con los ortofosfatos y la alcalinidad. En esta aplicación, la remoción de fósforo tiende a ser la más alta, si el producto se dosifica durante o después del tratamiento biológico; en esta etapa la proporción de ortofosfatos es mayor comparada con otras asociaciones de fósforo. En este caso, no existe a la fecha un método económicamente factible para la recuperación del sulfato de aluminio, por lo que su manejo y disposición recae dentro del manejo de lodos del sistema en su conjunto.

Las sales de fierro, principalmente cloruro férrico, son efectivas en la remoción de sólidos suspendidos y fósforo de las aguas residuales. Estas sales se dosifican, en general, conjuntamente con cal e hidróxido de sodio, lo cual se requiere para aumentar el PH del agua y poder producir un buen flóculo. Como en el caso de las sales de aluminio, no existe un método económico para la recuperación del producto para su reúso.

Los polímeros y los polielectrolitos se usan frecuentemente como ayuda adicional para la sedimentación. Estos productos incrementan la sedimentabilidad de flóculos finos y ligeros. La selección y dosificación de estos productos se hace, en forma general, mediante ensayos de prueba y error, que pueden efectuarse en el laboratorio en plantas en operación.

La operación y mantenimiento de los sistemas de clarificación química es compleja por varias razones. En primer lugar, el manejo de productos químicos requiere mayores medidas de suridad en la planta de tratamiento; asimismo, los sistemas de dosificación de productos químicos requiere de mucha atención para garantizar que las cantidades sean las correctas y que se apliquen en forma continua; una aplicación baja de productos reduce considerablemente la eficiencia del sistema, mientras que un exceso de ellos es, además de costoso, causa de un efluente de baja calidad. Finalmente, el equipo mecánico necesario para este proceso debe recibir un adecuado mantenimiento preventivo.

Eficiencias

De la tabla 3.41 a la tabla 3.44 se presentan las eficiencias de remoción de contaminantes obtenidas con el proceso de coagulación-sedimentación al emplear diferentes tipos de coagulantes; sales de fierro, cal, sulfatos de aluminio y cal y sales de fierro, respectivamente.

Del análisis de las tablas anteriores puede concluirse que la adición de cal y sales de fierro con algún polímero son los procesos que proporcionan las mayores eficiencias; sin embargo, la selección del tipo de coagulante más adecuado, para cada caso en particular, deberá derivarse de los análisis de laboratorio y, en muchos casos, a nivel planta en operación.

La remoción de metales pesados en este proceso se logra mediante la precipitación química de los hidróxidos de dichos metales, obteniéndose mayores remociones a valores mayores de pH. En general, una regla aplicable en estos casos es la que indica que la calidad del efluente depende muy poco de la del influente y si, en mucho, del proceso químico que se efectúe, sin embargo, la pérdida de sólidos en el proceso de clarificación puede reducir la eficiencia del proceso.

Al igual que en las eficiencias promedio, la confiabilidad de los procesos aquí descritos, es mayor cuando se utilizan sales de fierro con cal, sún puede apreciarse en las tablas ya mencionadas.

Filtración

Descripción

La filtración es el proceso clave en la producción de un efluente de calidad inmediata superior a la de un efluente secundario convencional. Este sistema combina procesos físicos y químicos para la remoción de sólidos de las aguas residuales. La filtración se ha usado tanto como un último paso de tratamiento, suido de desinfección y disposición o reuso, como uno de los pasos que pueden integrar un sistema de tratamiento terciario.

Este proceso se realiza con efluentes que han recibido tratamiento biológico o físico-químico, el cual es percolado a través de un lecho de medio filtrante granular, en el que los sólidos son retenidos hasta que dicho lecho se obstruye, a tal grado que es necesario provocar un flujo invertido (retrolavado) para limpiar y desfogar los sólidos acumulados durante la operación normal del filtro.

Originalmente, las técnicas de filtración empleadas para el proceso de potabilización de agua se usaron en el tratamiento de aguas residuales, lo que no resultó ser satisfactorio por las diferentes características de los sólidos contenidos en las aguas residuales. Por esta razón, se desarrollaron equipos y variaciones al proceso que lo hicieron más adecuado para este tipo de aguas.

Entre los factores más relevantes en estas modificaciones al proceso, destaca el empleo de medios filtrantes compuestos de dos o más lechos distintos. Las combinaciones más comunes incluyen: arena y antracita, arena y carbón activado, lechos de resina y arena, lechos de resina y antracita, y carbón activado, entre otros.

Las unidades de filtración pueden ser operadas por gravedad o por presión, dependiendo su elección de la relación que guarda el proceso de filtración con otros procesos de tratamiento en la planta, del efecto que produce el reciclado de aguas de retrolavado en el sistema en su conjunto y del espacio disponible para su implementación.

Las unidades de filtración requieren de atención cuidadosa y un mantenimiento rutinario frecuente; en algunos casos, es posible automatizar todo el sistema

operativo. Aunque la operación de retrolavado se lleva acabo mediante programas pre-establecidos, la calidad del efluente de las unidades debe ser constantemente monitoreada con el objeto de detectar oportunamente cualquier variación de importancia en el funcionamiento del sistema de filtración. El retrolavado debe de ser realizado con extremo cuidado para prevenir perdidas del medio filtrante. Los dos factores determinantes que afectan la buena operación del sistema y la obtención de un efluente de alta calidad son la operación el proceso aguas arriba y las concentraciones de sólidos aplicadas a los filtros.

Eficiencias

Las eficiencias de remoción de materia suspendida en este proceso depende en gran medida de los procesos de tratamiento con los que se cuenta antes de la filtración, ya que el tipo de flóculo depende del proceso biológico o físico-químico que lo anteceda. Para el caso de filtración de un efluente de tratamiento biológico, la concentración de sólidos proveniente de un proceso de lodos activados es del orden de 3 a 10 mg/l; para estabilización por contacto y filtros percoladores de dos pasos, de 6 a 15 mg/l; y para filtros percoladores de dos pasos de alta tasa, de 10 a 20 mg/l. La remoción de sólidos puede mejorarse considerablemente mediante el empleo de polímeros o coagulantes.

Las eficiencias medias de remoción y los resultados de los análisis de confiabilidad del proceso de filtración para los casos de efluentes de tratamiento biológico y de procesos físico-químicos, se presentan en la Tabla 3.45 y tabla 3.46, respectivamente. Los resultados de la tabla 3.46 muestran menos variaciones que los de la Tabla 3.45, excepto en la remoción de metales pesados.

Es importante mencionar que la consistencia obtenida en las eficiencias de remoción, mediante el empleo del proceso de filtración, es dependiente, en gran medida, de la forma como se operen los filtros, así como del control que se efectúe sobre los procesos que los anteceden. Para lograr una operación eficiente de este proceso, es necesario llevar un control estricto sobre la calidad del efluente que permite determinar adecuadamente el ciclo de retrolavado de los filtros. Un retrolavado frecuente, garantizará un efluente de alta calidad.

Recarbonatación

Descripción

La recarbonatación es un proceso usado tradicionalmente después de un sistema de ablandamiento cal-soda de agua, para abastecimiento público o industrial. Sin embargo, recientemente, el proceso se ha empleado con éxito después de tratamiento con cal de aguas residuales. El proceso consiste en la adición de CO₂ a efluentes tratados con cal, con el objeto de reducir el pH, y con esto, proteger los procesos posteriores de la deposición de calcio que ocurriría a valores mayores de pH.

El proceso de recarbonatación puede llevarse a cabo en una o dos fases. El proceso de un solo paso es el de menor costo, pero da como resultado un efluente con mayor dureza. En la recarbonatación en dos pasos produce en la primera fase un flóculo de carbonato de calcio que es sedimentado y puede ser regenerado y aprovechado como cal, y el segundo paso tiene como propósito el reducir y mantener el pH en valores cercanos a 7.0 unidades para que el agua pueda ser sometida a algún tratamiento adicional, reusada o descargada.

Entre las fuentes principales de dióxido de carbono para recarbonatación se encuentran: gas lavado de chimeneas de incineradores; dióxido de carbono líquido comercial; o la quema de combustible. La selección de la fuente de CO₂ a emplear dependerá de las condiciones particulares de la planta en cuestión.

El proceso alternativo a la recarbonatación, empleado particularmente en plantas pequeñas, es el reducir el pH después del proceso de tratamiento con cal, mediante el empleo de un ácido débil, lo que reduce el pH para evitar la formación de depósitos, pero no remueve el calcio del efluente.

La recarbonatación es un proceso simple y de muy fácil operación. El proceso de un solo paso cuenta con un tanque de contacto e inyección de CO₂, mientras que el proceso en dos pasos cuenta con dos tanques de contacto separados por un sedimentador intermedio. Este sedimentador está equipado en forma similar a un clarificador rectangular, con rastras movidas por un sistema de cadenas, para recolectar los precipitados de calcio. La operación y mantenimiento de este proceso no representa, por lo general, dificultades a personal adecuadamente entrenado.

Eficiencias

A diferencia de otros procesos unitarios, la recarbonatación no se considera normalmente como un factor incidente en la calidad del efluente, ya que su propósito fundamental es el de reducir el pH de las aguas tratadas mediante el proceso de adición de CO₂ y no un proceso específico para remover contaminantes; sin embargo, se ha observado la remoción de cantidades pequeñas de fósforo por adsorción en flóculos de carbonato de calcio.

Puesto que la recarbonatación se basa en una reacción química ésta se diseña para optimizar dicha reacción. La confiabilidad del proceso se espera que sea alta y consistente, y, de hecho, esta se considera así, sún se observa de los valores de pH obtenidos en los efluentes de los sistemas de tratamiento físico-químico mediante el empleo de cal.

Un factor económico importante en la operación del proceso de recarbonatación es el de la eficiencia de transferencia, al agua del CO₂ alimentado. Las ecuaciones estoquiométricas del proceso permiten estimar las dosis teóricas para las reacciones del CO₂ con los iones OH y los iones de carbonatos.

Adsorción con Carbón Activado

Descripción

El carbón activado es empleado en el tratamiento de aguas residuales con el propósito de remover materia orgánica soluble que permanece en el efluente después de pasar por otros procesos previos de tratamiento. Esta materia orgánica es absorbida en los poros de las partículas de carbón. Cuando se ha agotado la capacidad de adsorción del carbón, éste puede ser regenerado o reactivado mediante calentamiento, lo que produce que los orgánicos absorbidos sean retirados de los poros, permitiendo reusar de nuevo el carbón regenerado.

Este sistema de tratamiento es un proceso prácticamente apropiado para cualquier instalación de tratamiento; sin embargo, las consideraciones de diseño del mismo difieren de acuerdo con el tamaño de la planta. El carbón se encuentra disponible en el mercado en dos formas, granular y en polvo. El carbón activado granular es el que se emplea con más frecuencia en instalaciones de tratamiento de aguas residuales, pero existen también numerosas instalaciones que emplean carbón en polvo para la purificación de las aguas.

Las unidades de adsorción con carbón activado son similares a las unidades de filtración, pudiendo ser operadas por gravedad o a presión, dependiendo de las características particulares de cada proyecto. Los factores más importantes en el diseño del proceso y en su aplicación son las características del carbón activado, las características y concentraciones del material por remover, las características del agua residual, y el tipo de sistema a emplear y su forma de operación.

Este es un proceso que se emplea comúnmente después del sistema de filtración, algunas veces después de la cloración a punto de quiebre y en sistemas terciarios de tratamiento. Las partículas gruesas tienden a bloquear el sistema de adsorción, por lo tanto, si se precede el proceso con filtración, se reduce la demanda de mantenimiento en las unidades de carbón activado. La cloración a punto de quiebre reduce la posibilidad de crecimiento bacteriano en las columnas de carbón, previniendo bloqueo prematuro en las mismas. Una alternativa para evitar el bloqueo prematuro es el empleo de lechos expandidos, de flujo ascendente con inyección de oxígeno en el punto de alimentación para asurar condiciones aerobias.

En su operación, las columnas de carbón activado son similares a las unidades de filtración, discutidas previamente; por lo tanto sus demandas de operación y mantenimiento son básicamente las mismas, con excepción de que en este caso no se requiere de retrolavado. La regeneración del carbón o su reemplazo es una necesidad periódica, que se detecta mediante la medición de las concentraciones de orgánicos en el efluente del proceso

Eficiencias

Una de las principales formas de medir la efectividad del proceso de adsorción por carbón activado es mediante la medición del COT o de la DQO del efluente de dicho proceso. En la tabla 3.47 se puede observar que para la DQO la eficiencia es ligeramente menor al 50% y para el COT mayor del 60%. La remoción de metales pesados en este proceso es muy variable, dependiendo del metal de que se trate, variando desde 73% para el fierro, hasta remociones significativas para mercurio, selenio, cadmio y arsénico.

En cuanto a la confiabilidad del proceso, al igual que en el caso de la filtración, ésta es muy variable, debido esto a la similitud en la operación de ambos procesos.

Separación de Amoníaco

Descripción

De los métodos disponibles para la remoción de nitrógeno en las aguas residuales, el proceso de separación de amoniaco es el más simple y el de más fácil control. Este proceso remueve amoniaco gaseoso del agua mediante la agitación de la mezcla agua-gas en presencia de aire, a altos valores de pH ($\text{pH} > 10.5$). El nitrógeno en la forma de ión amoniaco se convierte a gas al aumentar el pH del agua que lo contiene, removiéndose al ser pasada el agua por una torre de separación. La conversión de ión amoniaco a gas se consigue en prácticamente un 100% a un pH de 11 unidades. Por estas razones, la separación de gas amoniaco es particularmente adecuada cuando las aguas residuales se han sometido a tratamiento con cal, ya que con este proceso se eleva el pH a valores adecuados para llevar a cabo la separación del gas.

Aunque la descarga de bajas concentraciones de amoniaco gaseoso a la atmósfera no está considerada como una contaminación ambiental, la separación de amoniaco sí presenta dos limitaciones serias que deben ser tomadas en cuenta al diseñar este tipo de proceso. La primera es la gran dependencia de la solubilidad del amoniaco en el agua con la temperatura; en cuanto más se reduce ésta, más aumenta la solubilidad del amoniaco y, por lo tanto, su remoción con este método se dificulta grandemente. Cerca de los 0°C de temperatura ambiente, su remoción es prácticamente nula. La segunda limitación a considerar es la formación de depósitos de carbonato de calcio en el material empleado para la torre de separación, este factor puede minimizarse al seleccionar un material apropiado y diseñar adecuadamente la torre de separación.

En caso de que las restricciones en la concentración de amoniaco en el efluente sean muy estrictas y/o se presenten bajas temperaturas en algún período del año, la separación puede hacerse mediante el empleo del proceso de cloración al punto de quiebre, como una alternativa temporal de remoción.

En cuanto a la operación de las torres de separación de amoníaco, éstas requieren de relativamente poca atención; sin embargo, el control del pH del influente a las torres es una variable crítica en la eficiencia del proceso. El mantenimiento del equipo mecánico es relativamente sencillo, ya que el proceso requiere exclusivamente de ventiladores o sopladores. Por problemas potenciales de formación de depósitos de carbonato de calcio, la unidad de separación se debe diseñar de tal manera que se pueda tener un fácil acceso al interior de la torre y a su vez minimice la formación de depósitos antes mencionados. El empleo de PVC es una de las mejores alternativas para este fin, ya que este material no forma fácilmente depósitos como los elementos de madera comúnmente empleados en este tipo de sistemas.

Eficiencias

Las eficiencias obtenidas en la remoción de N-NH₃ mediante el empleo de torres de separación se presentan en la Tabla 3.48, para diferentes valores de pH. Como puede observarse en dicha tabla, a mayor valor del pH, la remoción de N-NH₃ es significativamente mayor, obteniéndose un máximo a valores mayores de 9.0 (98%), no obstante de que se presenta una disminución de temperatura en el agua tratada del orden de 5°C.

Además de remover el amoníaco de las aguas tratadas, las torres de separación de amoníaco también eliminan compuestos orgánicos volátiles que no son removidos por el proceso de carbón activado.

Existe poca información con respecto al proceso de separación de amoníaco como un proceso unitario que permita resultados concluyentes, sin embargo, se puede considerar que la confiabilidad de dicho proceso es alta, al haberse diseñado las torres de separación tomando en cuenta la variable principal que afecta a estos sistemas: el clima. La remoción de amoníaco es muy sensible a la temperatura y en aquellos casos en que en el invierno ésta se acerque a los 5°C o sea menor, mayor será la necesidad de contar con sistemas alternativos de remoción, como es el caso de la cloración a punto de quiebre, para asurar un efluente de alta calidad durante todo el año.

Intercambio Iónico Selectivo

Descripción

El intercambio iónico es un proceso a través del cual iones, de una clase dada, son desplazados de un material de intercambio insoluble por iones, de una clase diferente que se encuentran en solución.

En el caso de remoción de amoníaco, sodio y calcio son removidos de una resina natural de zeolita (clinoptilonita) y reemplazados por los iones de amoníaco

contenidos en el agua residual. Este proceso se denomina selectivo ya que la resina renueva "selectivamente", iones de amoníaco de una solución que también contiene iones de sodio, calcio y magnesio. En este proceso el agua es percolada a través de un lecho de resina selectiva, en la que se desarrolla el proceso de intercambio antes descrito. Cuando en el efluente del proceso se empiezan a presentar concentraciones de amoníaco superiores a las condiciones de diseño, se presenta la necesidad de regenerar la resina para devolverle su capacidad de intercambio original. Este proceso de regeneración se lleva a cabo al hacer pasar una solución concentrada de sales a través del lecho de resina. El efluente obtenido de este proceso de regeneración, con un alto contenido de amoníaco, es conducido a algún tipo de tratamiento para removerlo, como puede ser torres de separación, separación por vapor, electrólisis, etc.

Una de las ventajas del empleo de intercambio iónico selectivo es que este proceso es poco sensible a cambios de temperatura, a la vez que adiciona cantidades relativamente pequeñas de sólidos disuelto a las aguas tratadas con este medio. Asimismo, la capacidad de remoción de amoníaco con esta resina es muy predecible al conocerse la concentración de iones amoníaco en el influente del proceso, sin requerirse estudios piloto para ello. En este proceso es común el empleo de reactores a presión, similares a los empleados en filtración y para regenerar la resina se emplea una solución de cloruro de sodio al 2%. El sulfato de amonio obtenido en el tratamiento del regenerador en plantas grandes, puede ser empleado como fertilizante. La operación de este proceso combina tanto las necesidades ya comentadas para el proceso de filtración, como aquellas relativas a torres de separación de amoníaco. Como punto de importancia en el control del proceso, está la medición rutinaria de la concentración de amoníaco en el efluente del mismo, para determinar la necesidad de regenerar la resina selectiva.

Eficiencias

Las eficiencias de remoción de N-NH₃ mediante el proceso de intercambio iónico selectivo se presentan en la tabla 3.49, en donde puede observarse una remoción promedio de este compuesto del 84%, coincidiendo con los valores reportados en la literatura (6). En la misma tabla 3.49, puede observarse que los percentiles calculados para la información analizada son muy consistentes, por lo que el proceso puede considerarse altamente confiable.

Cloración a Punto de Quiebre

Descripción

La cloración a punto de quiebre consiste en la aplicación de cloro en concentraciones tales que su demanda sea satisfecha en su totalidad y que cualquier dosificación adicional permanezca como cloro libre residual.

Ya que este proceso consume cantidades importantes de cloro, su empleo se encuentra generalmente limitado a casos en los que la concentración de amoníaco

se ha reducido considerablemente, en comparación con la del influente de la planta de tratamiento. El proceso es muy eficiente para la reducción de amoníaco a concentraciones menores de 1 mg/l, por lo tanto, es usado cuando los requerimientos del efluente da la planta son muy restrictivos en este parámetro.

La aplicación de cloro a las aguas residuales es un proceso relativamente sencillo. Para lograr esto se diseña un reactor de mezcla, con un tiempo de retención de aproximadamente un minuto, para así lograr el contacto entre el agua residual y el oxidante. Debido a que el empleo de grandes cantidades de cloro tiene un efecto acidificante sobre el agua, es necesario el uso de un compuesto amortiguador alcalino, como la cal, con objeto de mantener un pH neutral.

La decoloración puede hacerse necesaria después del proceso de cloración a punto de quiebre para eliminar el cloro activo residual en el efluente, antes descargarlo o someterlo a otro proceso de tratamiento. Si existen compuestos orgánicos que remover, el empleo de carbón activado puede ser un mecanismo adecuado de decoloración, de no ser así, puede emplearse dióxido de azufre para la decoloración del efluente.

El proceso de cloración a punto de quiebre puede ser automatizado y requiere de muy poca atención, desde el punto de vista operativo; sin embargo, dado a que el cloro es un oxidante muy fuerte y peligroso, debe ponerse especial cuidado en su manejo y aplicación.

Eficiencias

La cloración al punto de quiebre es un proceso que puede virtualmente remover todo el nitrógeno amoniacal de las aguas residuales. Es similarmente efectivo para cualquier concentración de amoníaco en las aguas residuales, sin embargo no es igualmente económico. Por esta razón, se excluye su aplicación para remover más de unos cuantos mg/l, siendo complementaria a otros procesos de remoción de amoníaco, como torres de separación. Este proceso esta considerado como altamente confiable, aunque la reacción química que lo integra será más eficiente en cuanto mayor sea el nivel de tratamiento previo al empleo de este proceso.

Osmosis Inversa

Descripción

El fenómeno de ósmosis ocurre cuando dos soluciones con diferentes concentraciones de sales se encuentran separadas por una membrana semi-permeable. En este proceso el agua fluye a través de la membrana de la solución con menor concentración de sales hacia el lado que contiene el agua con mayor concentración, hasta que en ambos lados se obtenga una misma concentración de sólidos totales, llegándose a un equilibrio. Este proceso se puede invertir, al someter el líquido, con mayor concentración de sales, a una presión tal que se invierta el sentido del flujo en la membrana.

La ósmosis inversa se ha empleado en diversas aplicaciones que van desde el tratamiento de aguas para calderas de alta presión hasta la desalinación de aguas salobres y agua del mar.

El tipo de membrana que ha tenido la mayor aceptación en el proceso es la película de acetato de celulosa, aunque otras formulaciones también se han empleado exitosamente. Estas se fabrican en diversas formas, destacando las de fibras huecas y las membranas planas enrolladas.

El problema de operación más importante que se presenta en el empleo de este proceso, es el taponamiento u obstrucción de las membranas por la presencia de orgánicos disueltos, sólidos en forma coloidal o sales de baja solubilidad. En general, con un alto grado de pretratamiento antes de la aplicación de este proceso, los problemas de mantenimiento se ven minimizados; sin embargo, las unidades de ósmosis inversa requieren un control y vigilancia cuidadoso y frecuente, por lo que se recomiendan operadores de alto nivel.

Eficiencias

Este proceso ha demostrado ser particularmente efectivo en la remoción de un gran porcentaje de la turbiedad presente en las aguas residuales, así como materia orgánica, bacterias, virus y sales inorgánicas. En la tabla 3.50 se presentan los porcentajes observados de remoción para tres influentes con diferente tratamiento previo, sometidos al proceso de ósmosis inversa. En la tabla 3.51 se puede observar que la confiabilidad del proceso es muy alta, pues es muy poca la variación en los porcentajes de remoción para los diferentes percentiles calculados.

Es importante mencionar que en la planta L (11), el proceso fue capaz de obtener remociones de 93% en DQO, 100% en BPC y 78% en Dietil Ftalato; sin embargo, otros compuestos orgánicos no sufrieron modificación o se incrementaron con este proceso, habiéndose concluido⁽¹⁾ que el proceso es muy eficiente en la remoción de la DQO en general, pero no así en la remoción de orgánicos de alta volatilidad y bajo peso molecular.

Cloración

Descripción

El cloro es el oxidante más económico que puede emplearse en la desinfección de aguas residuales tratadas, además de tener la ventaja de proporcionar un residual medible al ser aplicado en cantidades suficientes.

La efectividad del cloro como desinfectante depende de numerosos factores, incluyendo temperatura, pH y turbiedad de las aguas residuales; la presencia de sustancias inhibidoras; la concentración de cloro disponible; la configuración del tanque de contacto; y el grado de mezcla alcanzado entre el agua residual y el cloro.

En general, las unidades para cloración se diseñan para proporcionar tiempos de contacto de 15 a 30 minutos, con objeto de permitir una reacción adecuada entre el cloro y las bacterias presentes en el agua residual. Las dosificaciones más típicas son:

Proceso de Tratamiento	Dosificación (mg/l)
Sedimentación Primaria	5 - 20
Precipitación Química	2 - 6
Filtros Percoladores	3 - 15
Lodos Activados (LA)	2 - 8
LA + Filtración	1 - 5

La decoloración es un proceso que se requiere algunas veces después de la desinfección con cloro para, el empleo de aguas residuales en cierto tipo de usos. En sistemas de tratamiento secundario, la decoloración usualmente se lleva a cabo mediante la mezcla de dióxido de azufre con el efluente ya desinfectado con cloro.

Con respecto a la operación y mantenimiento de este sistema, son aplicables las consideraciones hechas en el proceso de cloración a punto de quiebre; con la excepción que en este caso el monitoreo del cloro residual, después del tanque de contacto, es el factor que determina la dosificación de cloro que deba aplicarse al agua residual.

Eficiencias

La evidencia más palpable de la eficiencia del cloro como agente desinfectante de las aguas residuales está en la desaparición de prácticamente todas las enfermedades de origen hídrico, en aquellos lugares en donde ésta se emplea en forma adecuada y extensiva. Desde el punto de vista de su confiabilidad, ésta radica en una desinfección consistente, mediante un adecuado diseño de las instalaciones para este fin, en las que pueden ajustarse las dosificaciones a variaciones en el contenido de materia orgánica e inorgánica.

La tabla 3.52 muestra las eficiencias de inactivación promedio de virus mediante cloración, después de varios tipos de tratamientos del agua residual.

Ozonación

Descripción

El ozono se usa en forma extensiva en Europa para la desinfección del agua potable. Su popularidad se ha incrementado recientemente, para la desinfección de aguas residuales. En los Estados Unidos su empleo no se ha visto muy favorecido debido, entre otras cosas, a que su utilización no garantiza un poder residual de desinfección como en el caso del cloro, aunque se ha utilizado como un pretratamiento de

desinfección, para reducir la aplicación de cloro exclusivamente a cantidades que garanticen un residual en el efluente antes de su descarga o reuso.

El ozono es una forma muy inestable de gas oxígeno (O_3), que se descompone rápidamente a O_2 , y cuyo beneficio colateral es el de aumentar la concentración de oxígeno disuelto en el agua tratada. El empleo de ozono presenta ciertas desventajas en comparación con el cloro, una de ellas es que el ozono no puede almacenarse, sino que se genera de aire u oxígeno filtrado y seco en el sitio de aplicación. El único método práctico para la producción de ozono en gran escala, es mediante el empleo de descargas eléctricas producidas por dos electrodos de alto potencial, que convierten el oxígeno en ozono, lo que representa un alto consumo de energía eléctrica; el ozono producido de esta manera es emulsionado en el agua residual para desinfectarla.

El método de contacto se diseña de tal forma que se maximice la interfase agua-gas, optimizando así las propiedades desinfectantes del ozono. Para este fin, se han empleado con éxito difusores porosos.

La operación del proceso de ozonación es menos flexible que la del proceso de cloración, ya que para el primero la producción y dosificación son difíciles de ajustar a variaciones importantes en caudal y calidad del efluente. Ya que el ozono es generado en el sitio de aplicación y empleado solamente en bajas concentraciones, es significativamente menos peligroso que el cloro en forma de gas.

Por otro lado, el ozono tiene un olor penetrante y distintivo que lo hace detectable a concentraciones que aún no resultan tóxicas para el ser humano.

Eficiencias

El elevado poder oxidante del ozono lo hace un elemento germicida de alta efectividad. El ozono destruye o inactiva virtualmente el 100% de los virus, bacterias y otros patógenos presentes en las aguas residuales (Tabla 3.53). Asimismo, el ozono es muy efectivo en la remoción de olor, sabor y color del agua tratada. Se ha reportado un gran ámbito de remoción de coliformes, variando con el grado de pretratamiento, las dosis de ozono empleadas y el tiempo de contacto.

La confiabilidad de este proceso es muy alta, en tanto no se presenten variaciones de consideración en la cantidad y calidad del influente. Al igual que en la cloración, la efectividad del ozono depende de la presencia o ausencia de contaminantes que interfieran en su acción oxidante, como puede ser el caso de la turbiedad y la cantidad de materia orgánica e inorgánica oxidable.

Patógenos, Compuestos Orgánicos y Metales Pesados

Hay tres clases de contaminantes del agua residual que requieren especial consideración en un programa de reuso del agua con fines potables: (1) virus y otros patógenos, (2) compuestos orgánicos, incluyendo plaguicidas y (3) metales pesados. En esta sección se analiza la remoción de estos contaminantes mediante diversos

procesos de tratamiento. En vista de que no existe una cantidad suficiente de información para la realización de análisis de confiabilidad estadística bien sustentados, los valores de remoción aquí presentados son los correspondientes a eficiencias promedio, tanto de plantas en operación como de pruebas piloto realizadas.

Virus y Patógenos

Existen dos maneras para eliminar el riesgo a la salud que presentan los virus en el agua: (1) la remoción física de los virus en el agua, por ejemplo por adsorción en los flóculos de lodos activados o en carbón activado y (2) la inactivación vital, tal como ocurre cuando la capa proteica de los virus es oxidada por el cloro. La remoción de virus puede ser lograda mediante el empleo de procesos de tratamiento secundarios y terciarios, sin embargo, es generalmente aceptado que la desinfección, ya sea con cloro o con ozono es requerida para obtener un efluente suro.

En los siguientes incisos se presenta un resumen de los resultados copilados por Culp (7) respecto a las eficiencias de remoción de virus mediante el empleo de diversos procesos de tratamiento, incluyéndose información sobre remoción de bacterias en aquellos casos en que se consideró conveniente.

Tratamiento Primario

En este proceso puede ser removido hasta un 50% de la concentración de coliformes y bacterias patógenas presentes en el influente del sistema de tratamiento. Sin embargo, solo un muy pequeño porcentaje de los virus presentes en las aguas domésticas es removido en este sistema, estando asociada esta remoción con la adsorción de los virus en partículas coloidales que se sedimentan en el clarificador primario.

Tratamiento Secundario

En sistemas de medio suspendido, la remoción de virus y otros organismos patógenos es significativa, alcanzándose niveles hasta del 90-95%. Sin embargo, el número de organismos que permanecen después de este remoción es todavía de importancia, dadas las elevadas concentraciones con las que se presentan comúnmente en el influente de estos sistemas (en una de las plantas analizadas, el efluente secundario presentó concentraciones en un rango de 167-51700 UFP/100 gal).

En filtros percoladores ha sido observada una eficiencia muy baja en la remoción de virus, ya que los que son absorbidos en la película fija al medio filtrante no llegan a ser inactivados y por lo tanto, pueden ser introducidos de nuevo a las aguas residuales por desprendimiento natural de dicho medio fijo.

Coagulación Floculación

La coagulación y la floculación químicas, especialmente empleo de cal, han demostrado ser métodos muy eficientes tanto en la remoción de bacterias patógenas como virus de las aguas residuales domésticas. Los patógenos adheridos al flóculo químico son removidos mediante sedimentación; y en el caso de tratamiento con cal, son inactivados como resultado del elevado pH (>11) alcanzado por este proceso.

En experimentos en los que las aguas residuales fueron sembradas, con polivirus 3, la floculación a un pH de 11.5 removió el 99.87% de los virus sembrados. En la planta L (24) el tratamiento con cal ha demostrado reducir la concentración de virus en un 98%, obteniendo una concentración de virus en el efluente clarificado de 2 UFP/gal.

Filtración

La filtración con medio múltiple es capaz de remover hasta un 99% de los virus que ingresan al proceso, y su efectividad tiende a aumentar en tanto más se imponga el filtro con los flóculos coagulados. Se ha encontrado, también, poca relación entre la eficiencia del proceso de filtración para la remoción de virus y el tipo de tratamiento que antecede a este proceso. Lo que sí es evidente es que la eficiencia de procesos posteriores de desinfección, como cloración u ozonación, depende en gran medida (casi directamente proporcional) del a turbiedad del agua a desinfectar, resultando obvias las ventajas de contar con un buen proceso de filtración.

Adsorción con Carbón Activado

Mediante el empleo de este proceso se han obtenido remociones de virus que varían del 80 al 90%. Estas remociones son atribuibles principalmente a las propiedades de adsorción del carbón activado; sin embargo, el proceso en sí no debe de considerarse como único en esta práctica, sino que debe aprovecharse a la luz de sus propiedades en la remoción de orgánicos, factor indispensable para lograr un proceso posterior de desinfección mucho más efectivo.

Cloración

La cloración, como fue mencionado en una sección anterior de este capítulo, es el método más empleado en el mundo para la desinfección de agua potable y aguas residuales. Este proceso es muy efectivo en la destrucción de bacteria, y cuando es empleado bajo condiciones óptimas puede también ser utilizado para la inactivación parcial de virus y otros organismos patógenos. Al aplicar cloro a un efluente secundario con una dosificación del orden de 5 mg/l, es muy común obtener reducciones de bacterias del 99.99%, suministrando un tiempo de contacto de 20 a 30 minutos. Asimismo, se proporciona una concentración residual en el efluente del proceso con objetivo de prevenir la recontaminación de las aguas antes de su destino final. Los virus, en general son más resistentes a ser inactivados o destruidos

mediante cloración que los organismos coliformes (indicadores de contaminación bacteriana humana).

Las condiciones óptimas para remoción de virus con cloro pueden resumirse de la siguiente forma:

La turbiedad del agua deberá ser menor de 1.0 UTJ, y preferentemente menor de 0.1 UTJ.

El pH del agua deberá estar cerca de 7.5 para aguas de contenido de amoniaco y cerca de 7.0 para aguas libre de este compuesto.

Deberá proveerse una mezcla rápida y uniforme del cloro con el agua a desinfectar.

Deberá mantenerse una concentración de 0.5 a 1.0 mg/l de ácido hipocloroso no asociado en las aguas tratadas por un periodo de 30 minutos.

En la tabla 3.52 se presenta un resumen de los resultados obtenidos en la remoción de virus mediante el proceso de cloración dependiendo del tipo de proceso de tratamiento que proceda a la desinfección.

Otros estudios, en cambio, (7) han obtenido resultados que indican que un pH más bajo (alrededor de 5.0) tiene un efecto positivo en la remoción o inactivación de virus. Este hecho se atribuye al cambio de las cloraminas que predominan de monocloraminas a dicloraminas. Siendo estas últimas más efectivas en remover virus. Asimismo, algunas investigaciones que han comparado la eficiencia del cloro versus del dióxido de cloro, han demostrado que este último es más eficiente en remoción de virus, aunque ambos productos son igualmente eficientes en la remoción de bacterias. El dióxido de cloro reacciona en aproximadamente 15 segundos para eliminar los virus.

Ozonación

El ozono tiene un poder germicida igual o mayor que el cloro, con la ventaja de no impartir sabor, olor o color al agua desinfectada. Dosis relativamente bajas (menos de 1 mg/l) y tiempos de contacto reducidos (5 minutos en agua clara) son ventajas adicionales de la ozonación. Por otra parte, como ya fue mencionado, el ozono tiene desventajas en la flexibilidad de su empleo cuando se presentan variaciones en la cantidad y calidad del influente al proceso y para poder garantizar una desinfección residual posterior al tratamiento con este compuesto. En los estudios referidos en el inciso anterior, al emplear ozono en vez de cloro, para tiempos de contacto de 5 minutos la remoción de virus fue virtualmente del 100%, con una dosificación del orden de 15 mg/l y un residual de 0.015 mg/l. El resumen de los resultados obtenidos se presenta en la tabla 3.53.

Aunque existen oposiciones al empleo del ozono como desinfectante, debido a que no puede garantizarse un efecto residual de protección, su empleo, combinado con

una cloración posterior, parece ser un método más eficiente en la remoción de virus y otros organismos patógenos.

Compuestos Orgánicos

Recientemente se ha puesto especial interés a la detección de compuestos orgánicos tanto en agua potable como aguas residuales, debido a sus efectos nocivos a la salud sobre la base de exposición a largo plazo. Estudios experimentales han demostrado que muchos compuestos orgánicos son cancerígenos en animales de laboratorio y en el hombre. A continuación se presenta la relación de los 14 compuestos carcinogénicos que se encuentran incluidos el "Occupational Safety and Health Act" (OSHA) de los Estados Unidos (7).

1. 2-Acetilaminofluoreno
2. 4-Aminodifenil
3. Bencidina (y sus sales)
4. bis-Clorometil Eter
5. 3,3'-Diclorobencidina (y sus sales)
6. 4-Dimetilaminoazobenceno
7. Etilenamida
8. Metil Clorometil Eter
9. 4,41-Metileno(bis)-2-Cloroanilina
10. alfa-Naftilamina
11. beta-Naftilamina
12. 4-Nitrobifenil
13. N-Nitroso-Dimetilamina
14. beta-Propiloactona

Aunque la mayor parte de la información disponible sobre compuestos orgánicos se encuentra relacionada con agua potable, ésta puede ser perfectamente aplicable en el caso de las aguas residuales y renovadas, en especial cuando se tienen planes para emplear aguas renovadas para su reuso como fuentes alternas de agua potable, que requerirán normas iguales o inclusive más estrictas que las vigentes a este uso.

En aguas residuales los parámetros convencionales de medición de compuestos orgánicos son la DQO y el COT, estos parámetros, sin embargo, no son específicos y solo proporcionan una medición gruesa de los compuestos orgánicos presentes. Con objeto de obtener información más detallada de la concentración de compuestos orgánicos que presentan un riesgo para la salud pública se ha buscado otros indicadores, uno de ellos es el de la concentración de haloformos, en especial el cloroformo ya que es el más común de este tipo de compuestos presentes en las aguas residuales tratadas; el cloroformo se forma cuando se aplica cloro al agua tratada y reacciona con ciertos orgánicos presentes generalmente en las aguas residuales.

14. beta-Propiloactona

Aunque la mayor parte de la información disponible sobre compuestos orgánicos se encuentra relacionada con agua potable, ésta puede ser perfectamente aplicable en el caso de las aguas residuales y renovadas, en especial cuando se tienen planes para emplear aguas renovadas para su reuso como fuentes alternas de agua potable, que requerirán normas iguales o inclusive más estrictas que las vigentes a este uso.

En aguas residuales los parámetros convencionales de medición de compuestos orgánicos son la DQO y el COT, estos parámetros, sin embargo, no son específicos y solo proporcionan una medición gruesa de los compuestos orgánicos presentes. Con objeto de obtener información más detallada de la concentración de compuestos orgánicos que presentan un riesgo para la salud pública se ha buscado otros indicadores, uno de ellos es el de la concentración de halófenos, en especial el cloroformo ya que es el más común de este tipo de compuestos presentes en las aguas residuales tratadas; el cloroformo se forma cuando se aplica cloro al agua tratada y reacciona con ciertos orgánicos presentes generalmente en las aguas residuales.

3.6.2. Trenes de tratamiento

En la sunda parte de esta sección se presenta el análisis de los trenes de tratamiento, como parte complementaria a la primera, en donde se analizaron los procesos unitarios de tratamiento. Dicho análisis tiene como base el estudio de la aplicabilidad y confiabilidad de diversos trenes de tratamiento, mismos que se discuten a continuación.

Esta parte del estudio a su vez esta integrada por dos secciones fundamentales: la primera corresponde a la confiabilidad esperada en los trenes de tratamiento para la remoción de los diferentes parámetros de contaminación, dichos trenes de tratamiento representan a los niveles de tratamiento ya definidos que se han considerado para su análisis y se incluye, para cada caso, el tipo y bases de diseño fundamentales de los procesos unitarios que los integran, así como el y/o los posibles reúsos del agua renovada.

En la sunda sección se presentan los costos asociados a cada tren de tratamiento, calculados mediante el empleo del programa CAPDET (Computer Assisted Program for the Design and Evaluation of Wastewater Treatment System) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), en su versión para microcomputadora.

Confiabilidad de los trenes de tratamiento

Con objeto de realizar un análisis comparativo de las eficiencias esperadas, al aplicar los principales trenes de tratamiento (grupo de diez y nueve), como se mencionó con anterioridad, los más empleados en el tratamiento de aguas residuales en todo el

mundo; de la Tabla 3.57 a Tabla 3.64, se presentan los resultados de los análisis de confiabilidad de la remoción esperada de contaminantes, para tres niveles de probabilidad (percentiles). Esta información se obtuvo de las mismas fuentes de las que se consultaron para el análisis de los procesos unitarios de tratamiento.

Nivel 1 - Pretratamiento suido de Tratamiento Primario

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario y cloración.

La descripción de este sistema, así como sus eficiencias y confiabilidad esperadas fueron discutidas en la primera parte de esta sección (Tabla 3.36), por lo que se omite su discusión en este inciso. El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario y cloración.

En la Tabla 3.67 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales domésticas renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la agricultura para productos que se consumen cocidos (18).

Nivel 2 - Lodos Activados Convencionales

El sistema de lodos activados consiste de un tanque de aereación, unidades de sedimentación secundaria y desinfección mediante el empleo de cloro. Estos procesos se encuentran en secuencia después de un sistema de tratamiento preliminar más primario.

El sistema de desarenación esta basado en un tiempo de retención de 3 minutos a gasto pico. El Sedimentador primario es circular está dimensionado con una carga hidráulica superficial de $40.7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ (1000 gpd/pie^2) a gasto medio. El tanque de aereación proporciona un tiempo de retención de 6 h a gasto medio y los aereadores mecánicos suministran $1.14 \text{ Kg O}_2/\text{hp-h}$ ($2.5 \text{ lb O}_2/\text{hp-h}$), permitiendo un consumo de oxígeno de 70 mg/l-h . Los sedimentadores secundarios están diseñados para una carga hidráulica de $24.4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ (600 gpd/pie^2) y una tasa de recirculación de lodos hasta el 100%. Para el sistema de cloración se considera una dosificación $5-8 \text{ mg/l}$ a gasto pico, para garantizar la destrucción de bacterias, contándose con un tanque de contacto con un tiempo de retención de 30 min a gasto pico. La decoloración en los trenes, donde se requiera, se obtiene mediante la aplicación de 1 mg/l de SO_2 por cada mg/l de cloro residual.

Las eficiencias de remoción esperadas mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad estimada, se presentan en la Tabla 3.58. La remoción de DBO es cercana al 94%, la de DQO cercana al 83% y la de los sólidos

suspendidos totales de 91%. La remoción de la alcalinidad es del orden del 40%, la de grasas y aceites cercana al 95%, la de turbiedad de 70% y la de SAAM aproximadamente de 80%. También en el proceso ocurre una nitrificación, alcanzando valores de remoción del N-NH₃ de 70%. La remoción de metales pesados varía del 30 al 90%.

En la Tabla 3.68 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales domésticas renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la agricultura para productos que se consumen cocidos, productos que se consumen crudos; recarga por infiltración superficial; y usos municipales tales como riego de áreas verdes y limpieza de calles e hidrantes (18).

Nivel 3 - Remoción de Nitrógeno

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, nitrificación y cloración.

Este proceso es similar al tratamiento secundario, con la diferencia principal de contar con períodos de aereación más largos. En este caso, los sólidos son retenidos en el sistema por un periodo mayor de tiempo, para propiciar el desarrollo de bacterias nitrificantes. El efluente nitrificado presenta un bajo contenido de nitrógeno amoniacal y una concentración elevada de nitratos. Aunque la nitrificación puede lograrse aumentando el tiempo de retención y la aereación en un sistema de lodos activados convencional, para fines de análisis se ha considerado el empleo de un sistema de aereación en dos pasos. Después del tratamiento preliminar y primario, se incluye un tanque de aereación expresamente diseñado para la oxidación de materia orgánica carbonácea; este tanque es suido de un sedimentador secundario con provisiones para la recirculación de lodos. Después del sedimentador señalado el sistema cuenta con un nuevo tanque de aereación para producir un efluente nitrificado, el cual es suido por un tanque final de sedimentación, equipado también con instalaciones para la recirculación de lodos.

El diseño de las unidades de pretratamiento y tratamiento primario es el mismo para el caso de lodos activados (nivel 2). El tanque de aereación convencional (oxidación) se diseñó para un tiempo de retención de 4 h a gasto medio y el de aereación para la nitrificación de 5 h para el mismo gasto medio. El tanque de sedimentación secundaria se diseñó con una carga hidráulica de 24.4 m³/m²-d (600 gpd/pie²) con objeto de garantizar las condiciones adecuadas para la sedimentación de los lodos más ligeros que produce este sistema. Los demás criterios de diseño empleados son los mismos que para el sistema de lodos activados antes descrito.

Las eficiencias de remoción esperadas, mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad estimada, se presentan en la Tabla 3.59. La remoción de DBO es cercana al 100%, la de DQO es de 92% y la de los sólidos suspendidos totales cercana al 97%. La remoción de grasas y aceites cercana al 95%, la de turbiedad de 92% y la de SAAM aproximadamente de 80%. La remoción de metales pesados varía del 30 al 80%. Como se espera en éste proceso la nitrificación alcanza valores de remoción del N-NH₃ muy cercas al 100%.

En la Tabla 3.69 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reuso en la agricultura, para productos que se consumen cocidos y productos que se consumen crudos; recarga por infiltración superficial; y, usos municipales tales como riego de áreas verdes y limpieza de calles e hidrantes (14).

Nivel 4 - Intercambio Iónico Selectivo

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, filtración, intercambio iónico selectivo y cloración.

El proceso de Intercambio Iónico selectivo fue definido brevemente en la sección de niveles de tratamiento (sección 4.5). En este tren de tratamiento, los primeros procesos de tratamiento son los correspondientes al sistema de lodos activados antes mencionado (nivel 2), con especial cuidado de evitar la nitrificación de las aguas, ya que se obtendrá una mayor remoción de nitrógeno en el medio de intercambio si éste se encuentra en forma amoniacial y no de nitritos. El proceso de filtración se describe con mayor detalle en el siguiente nivel de tratamiento (nivel 5); el área de filtración se diseño para una tasa de 3.4 l/s-m² (5 gpm/pie²) a gasto medio. Las unidades de intercambio iónico selectivo, incluyendo las de recuperación y regeneración de resinas fueron diseñadas también a gasto medio. Las instalaciones de cloración se diseñaron para suministrar 5 mg/l de cloro con un tanque de contacto de 30 min de retención a gasto medio. En caso de requerirse la remoción total de nitrógeno amoniacial, puede emplearse un sistema de cloración a punto de quiebre con una dosificación del orden de 10 mg/l. Si la decoloración es necesaria, ésta podrá proporcionarse mediante el empleo de SO₂ en la forma antes descrita.

Las eficiencias de remoción esperadas, mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad estimada, se presentan en la Tabla 3.60. La remoción de DBO es cercana al 98%, la de DQO es de 91% y la de los sólidos suspendidos totales cercana al 100%. La remoción de grasas y aceites cercana al 94%, la de turbiedad de 97% y la de SAAM aproximadamente de 79%. La remoción de metales pesados varía del 30 al 90%. La nitrificación alcanza valores de remoción del N-NH₃ muy cercas al 97%.

En la Tabla 3.70 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 3.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Nivel 5 - Filtración de Efluentes Secundarios

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, filtración y cloración.

El influente del proceso de filtración es el correspondiente al nivel 2 sin cloración, la que se efectúa inmediatamente después. El empleo de productos químicos, especialmente polímeros, es necesario en algunas ocasiones como ayuda al proceso de filtración; sin embargo, es importante señalar que los flóculos biológicos por lo general presentan la resistencia suficiente para ser removidos mediante filtración sin el empleo de productos químicos.

El área de filtración se calculó con una tasa de 3.4 l/s-m^2 (5 gpm/pie^2) a gasto medio, el cual se garantiza mediante una unidad de regulación de flujo, previa al proceso de filtración. El sistema hidráulico de lavado superficial de los filtros maneja 0.7 l/s-m^2 (1 gpd/pie^2) y el de retrolavado opera en el ámbito de 10.2 a 13.6 l/s-m^2 (15 a 20 gpd/pie^2), con un valor típico de 12.2 l/s-m^2 (18 gpd/pie^2); el tamaño máximo de los filtros será de 120 m^2 . Finalmente, la cloración permite dosificar 6 mg/l contando con un tanque de contacto de 30 min de tiempo de retención.

Las eficiencias de remoción esperadas mediante el empleo este tren de tratamiento (lodos activados más filtración) , así como su confiabilidad se presentan en la Tabla 3.61. La remoción de DBO es cercana al 95%, la de DQO cercana al 90% y la de los sólidos suspendidos totales al 100%. La remoción de grasas y aceites cercana al 95%, la de turbiedad de 97% y la de SAAM aproximadamente de 80%. La remoción de metales pesados varía del 30 al 90%. También, en el proceso ocurre una nitrificación, alcanzando valores de remoción del N-NH₃ de 80%.

Como se puede observar en la Tabla 3.59 y Tabla 3.61, la calidad del efluente a este nivel es aproximadamente igual o ligeramente superior a la que se logra con el empleo del tren de tratamiento del nivel. Los reúsos posibles con aguas residuales municipales a este nivel son los mismos que para al nivel anterior.

En la Tabla 3.71 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la industria para enfriamiento, procesos y servicios; recarga de acuíferos por inyección directa; recreación sin contacto directo; y acuacultura (18).

Nivel 6 - Tratamiento Terciario con Cal

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, coagulación-flocculación-sedimentación, filtración y cloración.

En este sistema el tratamiento terciario con cal se suministra a un efluente de nivel 2, correspondiente a lodos activados. El sistema consiste en mezclar cal con el efluente secundario y agitar la mezcla suavemente en un tanque de flocculación, pasando posteriormente a un tanque de sedimentación de los flóculos formados. El alto pH resultante del proceso es ajustado mediante el empleo de un sistema de recarbonatación en dos pasos antes de la filtración de las aguas.

El sistema de recarbonatación incluye una unidad de aplicación de CO₂, un clarificador y una sunda unidad de aplicación de CO₂. El lodo recolectado en la unidad de clarificación se maneja conjuntamente con el proveniente de la unidad de clarificación que sigue a la flocculación. Una alternativa al proceso de recarbonatación la constituye el empleo de ácido sulfúrico después del proceso terciario con cal para regular el pH, sin embargo, este sistema produce un efluente con un alto contenido de calcio, que en algunos casos puede no ser aceptable para las normas de reuso. Después del ajuste de pH el efluente terciario se filtra en forma similar al nivel 4, utilizando polímeros como ayuda y desinfectando posteriormente con cloro.

En este tratamiento, la cal se dosifica en aproximadamente, 400 mg/l. La cantidad es usualmente suficiente para reaccionar con la alcalinidad y el fósforo contenido en el efluente secundario. La mezcla del efluente secundario y cal se efectúa en una unidad de mezcla rápida, con un tiempo de retención de 30 s. En la unidad de flocculación se proporciona mezcla lenta, durante un tiempo de retención de 30 min. El clarificador usado para la recuperación del lodo generado en la flocculación, se diseño para una carga hidráulica superficial de 30.5 m³/m²-d (900 gpd/pie²).

La unidad de recarbonatación proporciona un tiempo de retención hidráulico de 5 min, a flujo pico en cada unidad de contacto, de CO₂ y la unidad de clarificación respectiva opera con una carga superficial de 81.3 m³/m²-d (2400 gpd/pie²), a gasto pico. El bióxido de carbono se dosifica a una tasa de 400 mg/l de agua tratada. El CO₂ puede ser suministrado en tanques o producido en el sitio de tratamiento mediante un proceso de combustión.

Como ayuda de filtración se dosifica polímero a una tasa de 0.1 mg/l. Las unidades se dimensionaron sún fue descrito en incisos anteriores.

Las eficiencias de remoción esperadas mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad se presentan en la Tabla 3.62.

La remoción de DBO es del 98%, la de DQO del 95% y la de los sólidos suspendidos totales cercana al 97%. La remoción de grasas y aceites cercana al 94%, la de turbiedad de 98% y la de SAAM aproximadamente de 80%. La remoción de metales

pesados en el ámbito de 20 y 98%. También en el proceso ocurre una nitrificación, alcanzando valores de remoción del N-NH₃ del orden del 75%.

En la tabla 3.72 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la industria para enfriamiento, procesos y servicios; recarga de acuíferos por inyección directa; recreación sin contacto directo; y acuacultura (18).

Nivel 7 - Tratamientos Terciarios de Efluentes Nitrificados con cal

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, nitrificación, coagulación-flocculación-sedimentación, filtración y cloración.

Este sistema es esencialmente el mismo que fue descrito en el inciso anterior con la diferencia que se sustituye el proceso de lodos activados por un proceso de nitrificación de dos pasos. Asimismo, debido a que la alcalinidad del efluente nitrificado es menor que la de lodos activados, los requerimientos de cal para la remoción de fósforo son menores; en este caso la dosificación promedio de cal es de 125 mg/l. Los otros criterios de diseño son los mismos a los descritos previamente para los procesos correspondientes, (nivel 6) obteniéndose en este sistema una menor producción de lodos de cal.

Las eficiencias de remoción esperadas, mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad se presentan en la Tabla 3.62. La remoción de DBO es del 99%, la de DQO del 98% y la de los sólidos suspendidos totales cercana al 100%. La remoción de grasas y aceites cercana al 95%, la de turbiedad de 98% y la de SAAM aproximadamente de 80%. La remoción de metales pesados entre 20 y 98%. Como se espera en este proceso la nitrificación alcanza valores de remoción del N-NH₃ de prácticamente 100%.

En la tabla 3.73 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

También, a este nivel de tratamiento, las aguas residuales municipales renovadas se consideran aptas para su reúso en la industria para enfriamiento, procesos y servicios; recarga de acuíferos por inyección directa; recreación sin contacto directo; y acuacultura (18).

Nivel 8 - Adsorción en Carbón Activado de Efluentes Secundarios Filtrados

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, filtración, adsorción en carbón activado y cloración.

La adsorción en carbón activado es un proceso especialmente importante en la remoción de la DQO, siendo más eficiente cuando es precedida de filtración, ya que ésta reduce significativamente el potencial de taponamientos en las torres de adsorción. En algunas ocasiones es recomendable el empleo de cloro antes del proceso de adsorción con objeto de evitar el crecimiento de microorganismos indeseables en las columnas, no requiriéndose decloración antes de la adsorción ya que el carbón logra esto en forma satisfactoria.

Este tren de tratamiento incluye columnas de carbón activado de flujo ascendente, dimensionadas para una tasa de aplicación de caudal a tratar de 3.4 l/s-m² (5 gpd/pie²) y un tiempo de retención de 30 min a gasto medio. La regeneración de carbón se logra con un horno alimentado a una tasa 293 Kg/m²-d (60 lb/pie²-d), considerándose una regeneración de 48 g de carbón/m³ de agua tratada (400 lb/10⁶ gal). Del carbón empleado, aproximadamente 4 g de carbón/m³ (32 lb/10⁶ gal) son pérdidas y deben ser reemplazadas.

Las eficiencias de remoción esperadas mediante el empleo de este tren de tratamiento, así como su confiabilidad se presentan en la Tabla 3.64. La remoción de DBO es del 98%, la de DQO del 94% y la de los sólidos suspendidos totales de 100%. La remoción de grasas y aceites de 97%, la de turbiedad de 99% y la de SAAM aproximadamente de 92%. La remoción de metales pesados varía del 60 al 95%. También en el proceso ocurre una nitrificación, alcanzando valores de remoción del N-NH₃ del orden del 88%.

En la tabla 3.74 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la recarga de acuíferos por inyección directa; recreación con contacto directo; y para algunos usos potables (14).

Nivel 9 - Adsorción en Carbón Activado de Efluentes Terciarios con Cl

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, coagulación-flocculación-sedimentación, filtración, adsorción en carbón activado y cloración.

Los fundamentos de diseño precedentes de este tren de tratamiento son los correspondientes al nivel 5, adicionando el proceso de adsorción en carbón activado descrito en el inciso anterior (nivel 8).

En la Tabla 3.65 se presentan las eficiencias de remoción esperadas, así como la confiabilidad de este nivel de tratamiento. La remoción de DBO es cercana al 100%, la de DQO del 97% y la de los sólidos suspendidos totales cercana al 100%. La remoción de grasas y aceites de 97%, la de turbiedad de 99% y la de SAAM aproximadamente de 90%. La remoción de metales pesados varía del 90 al 100%. También en el proceso ocurre una nitrificación, alcanzando valores de remoción del N-NH₃ del orden del 85%.

En la tabla 3.75 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Al igual que el tren descrito en el inciso anterior, las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para su reúso en la recarga de acuíferos por inyección directa; recreación con contacto directo; y para algunos usos potables (18).

Nivel 10 - Adsorción en Carbón Activado de Efluentes Nitrificados y Terciarios con Cal

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, nitrificación, coagulación-flocculación-sedimentación, filtración, adsorción en carbón activado y cloración.

Los fundamentos de diseño de este sistema de tratamiento son los correspondientes al nivel 9, adicionando el proceso de adsorción en carbón activado descrito con anterioridad. En la Tabla 3.65 se presentan las eficiencias de remoción esperadas, así como su confiabilidad.

La remoción de DBO es del 100%, la de DQO del 99% y la de los sólidos suspendidos totales del 100%. La remoción de grasas y aceites de 97%, la de turbiedad del 100% y la de SAAM del 92%. La remoción de metales pesados varía del 95 al 100%. La remoción del N-NH₃ es del 100%.

En la tabla 3.76 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Las aguas residuales municipales renovadas a este nivel de tratamiento se consideran aptas para los mismos reúsos que en el tren de tratamiento anterior.

Nivel 11 - Filtración en membranas Semipermeables (Osmosis Inversa) después de Tratamientos Biológicos y Físico -Químicos

El tren de tratamiento está compuesto de: pretratamiento, tratamiento primario, lodos activados, coagulación-floculación -sedimentación, filtración, intercambio iónico selectivo, cloración a punto de quiebre, adsorción en carbón activado, ósmosis inversa, ozonación y cloración.

El dimensionamiento de las unidades en este proceso de tratamiento se hace de acuerdo al flujo medio de diseño. El tren previo a la ósmosis inversa es el presentado en el nivel 10, sin desinfección. El efluente de este sistema de tratamiento está prácticamente libre de DQO, además de haber sido desmineralizado mediante el proceso de ósmosis inversa. En muchos casos dicho efluente representa un nivel de calidad más alto que muchas de las fuentes de agua potable del país y representa el efluente de más alta calidad que pueda obtenerse del grupo de sistemas alternos planteados en este estudio.

La calidad y confiabilidad de eficiencias esperadas en el efluente de este tren de tratamiento serán las correspondientes al tren de tratamiento descrito en el inciso anterior (Tabla 3.66), afectadas por las eficiencias de remoción que se definieron para el proceso de ósmosis inversa en la primera parte de esta sección correspondiente al análisis de los procesos unitarios de tratamiento (Tabla 3.49 y tabla 3.50). La observación de estas dos tablas permite predecir un efluente de calidad prácticamente potable.

La adición del proceso de ozonación con una dosificación de 10 mg/l, suida de cloración, para mantener un residual en el efluente, será necesaria si se desea emplear el agua para fines potables. Tanto el proceso de ozonación como el de ósmosis inversa fueron descritos más detalladamente con anterioridad.

En la tabla 3.77 se presenta el diagrama de flujo y las eficiencias de remoción para diferentes parámetros de calidad, considerando los tres tipos de aguas en tres zonas del Distrito Federal; definidas en la sección 4.2 de este documento. En la misma tabla se muestra la calidad del influente, así como la del efluente.

Análisis Económico

Este análisis presenta los costos requeridos para el tratamiento de aguas residuales, para obtener una calidad del agua renovada aceptable para los diferentes usos potenciales discutidos con anterioridad. Dichos costo de los diferentes sistemas de tratamiento es un factor decisivo en la selección de las opciones de reúso de aguas residuales.

El objetivo de esta sección es analizar los costos asociados con los sistemas de tratamiento, cuya aplicación se considera más probable en las condiciones nacionales actuales. Una herramienta clave para estos análisis fue el programa de computadora CAPDET (Computer Assisted Procedure for the Design of Wastewater

Treatment Facilities) desarrollado originalmente por la Agencia de Protección Ambiental (EPA, Environmental Protection Agency) y el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos de América (U.S. Army Corps of Engineers) y más tarde adaptada para microcomputadoras por una empresa privada (Hydromantis, Inc., Ontario, Canadá, versión 2.0, enero de 1986).

La metodología que se adoptó en la realización de esta análisis es la que a continuación se expone:

- a) Selección de un tipo de aguas residuales típicas para su uso en el programa CAPDET.
- b) Cálculo de los costos unitarios de aquellos conceptos que son comunes a todas las plantas de tratamiento, tales como energía eléctrica, mano de obra, concreto, productos químicos, etc.
- c) Estimación de costos de equipo de tratamiento, específicos para cada proceso.
- d) Definición de los trenes de tratamiento por analizar, desglosados por la serie de procesos que conforman cada tren.
- e) Cálculo, con ayuda de CAPDET, de los costos asociados con los trenes de tratamiento para el grupo de características de las aguas antes seleccionadas y para tres distintos gastos de diseño, los cuales se establecieron de 50, 250 y 500 l/s. Si las diferencias en costos asociados con los diferentes niveles de calidad fueran inferiores al margen esperado de confiabilidad de CAPDET, proceder al análisis con del nivel de calidad más crítico.

El grupo de aguas residuales con características típicas que se decidió tomar para los fines aquí persuidos, fue el de las tres distintas zonas del Distrito Federal por considerarse el de mayor confiabilidad. Las características de dichas aguas se muestran en la Tabla 3.5.

En el cálculo de los costos se acordó emplear la unidad de dólares americanos para obviar ajustes por inflación, los costos se estimaron para la fecha de elaboración de este análisis (agosto de 1989). Las tablas en donde se presentan, tanto dólares de EUA como pesos mexicanos, se utilizó un factor de conversión de 2,500 pesos por dólar.

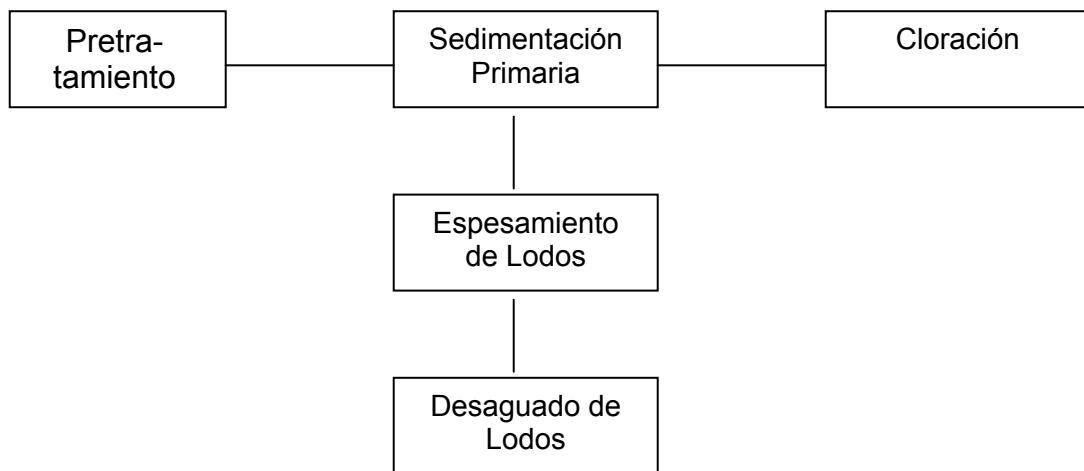
Los costos unitarios originales del CAPDET se muestran en la tabla 3.76 y los costos unitarios para las condiciones actuales en el Distrito Federal en la tabla 3.79. En estas tablas se incluyen cuatro índices de ajuste de costos de equipo, mismos a los que se hace referencia en el siguiente párrafo.

Cada proceso emplea diferentes equipos, cuyos costos pueden ser actualizados por medio de los índices inflacionarios. Los índices que emplea CAPDET son: (1) Índice de Costos de Construcción de EPA, (2) Índice Marshall and Swift, (3) Índice de la

publicación "Engineering News Record" e (4) Índice de Costos de Tuberías. Tomando solo un ejemplo, el costo de un brazo distribuidor para un filtro percolador de 15.2 m (50 pies) de diámetro (clave CODAS) tiene un costo original de 39,000 dólares; el índice por el que dicho costo se afecta es el MAS (Índice Marshall and Swift). Considerando que el MAS de referencia es de 577 y el índice empleado en este análisis fue el de Marshall and Swift de 750 (Tabla 3.78) el costo utilizado para este equipo fue de $[750/577]*39,000$ igual 50,693 dólares.

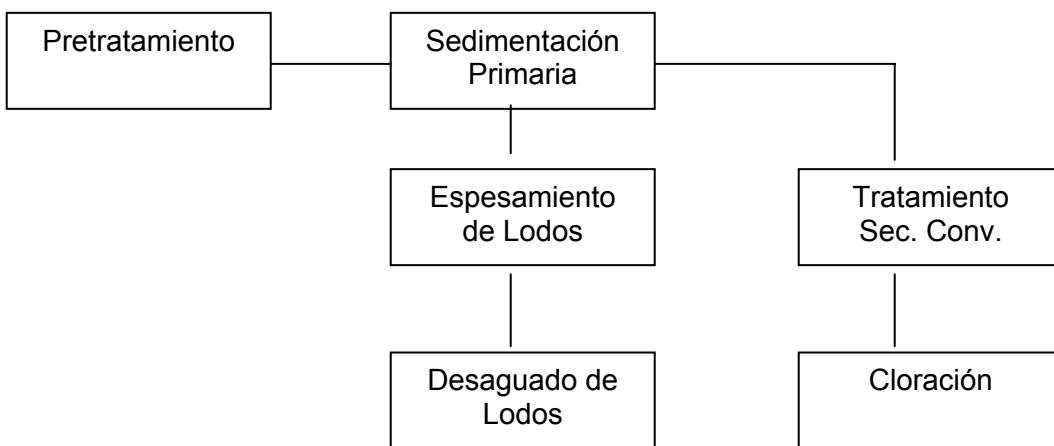
Los trenes de tratamiento que se consideraron para la realización del análisis de costos fueron los siguientes:

Nivel 1. Tren de Tratamiento Primario



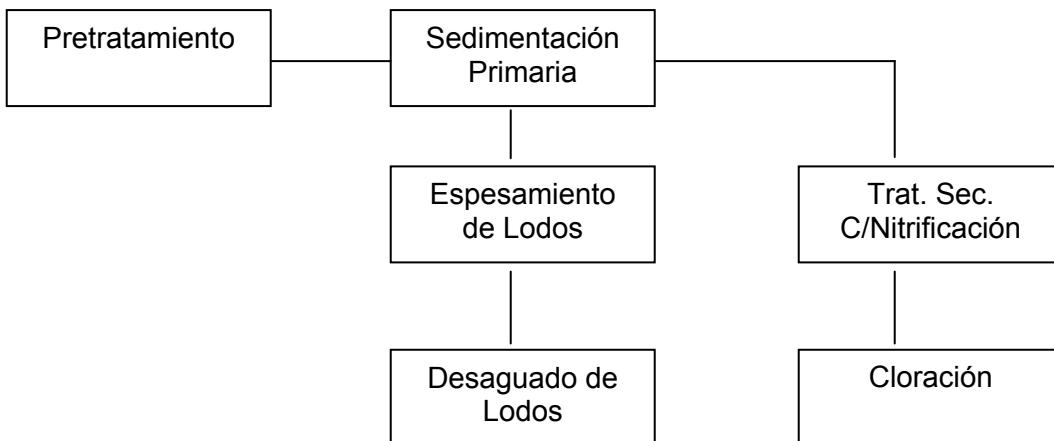
En este tren de tratamiento se estimaron los costos de pretratamiento y sedimentación primaria, adicionando el cálculo de los costos para la cloración del efluente y para el espesamiento de los lodos. Los lodos espesados pudieran ser desaguados en filtros prensa, sin embargo, el algoritmo de cálculo de costos que CAPDET emplea para este proceso es por medio de ecuaciones paramétricas (ecuaciones globales de costos en función del gasto medio de la planta, derivadas de costos reportados por plantas construidas en EUA en los últimos años, sin considerar el desglose en los distintos factores que determinan el costo), lo que da como resultado estimativos de costos sensiblemente menos confiables que para el resto de los procesos.

Nivel 2. Tren Convencional de Tratamiento Secundario



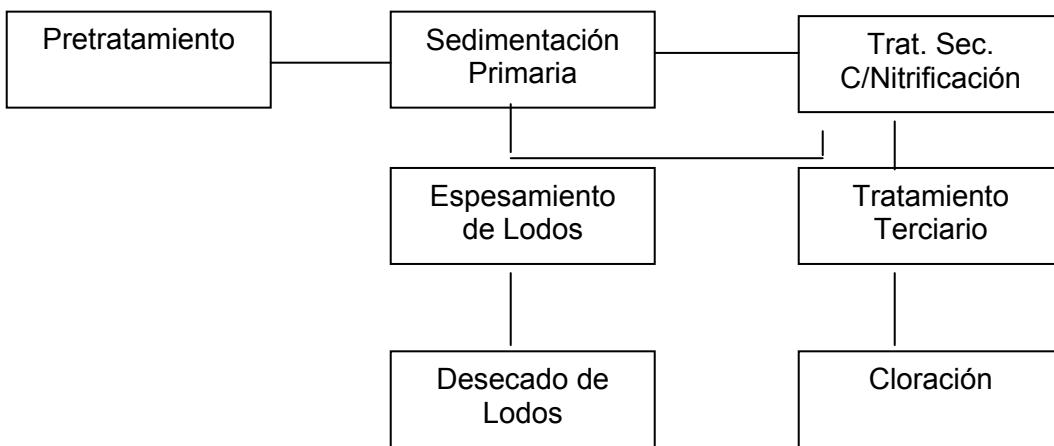
Tren convencional de tratamiento secundario a partir de un proceso de lodos activados completamente mezclado, conformado por pretratamiento, tratamiento primario y tanques de aereación y sedimentación secundaria. Nuevamente, en este tren se calcularon los costos de cloración del efluente secundario, así como los costos de espesamiento de efluente secundario, así como los costos de espesamiento de lodos y filtros prensa para el desaguado de los mismos.

Nivel 3. Tratamiento Secundario con Nitrificación



Aquí se contempló un tren similar al anterior, pero llevado el proceso biológico aeróbico hasta la nitrificación del nitrógeno reducido.

Nivel 4. Serie de Tratamientos Terciarios de Efluentes Secundarios



En este tren se incluyó una serie de procesos de tratamiento terciario al efluente producido en el tren no. 3, las opciones incluidas son las siguientes.

- 4.1. Tratamiento químico con floculación más clarificación y alimentación de alumbre como coagulante, para la remoción parcial de fosfatos.
- 4.2. Filtración directa, o bien filtración después del tratamiento químico.
- 4.3. Adsorción en carbón activado del efluente de filtración.

A partir de los datos de calidad de las aguas seleccionadas y de los costos unitarios antes mencionados, se calcularon los costos, con la ayuda del programa CAPDET antes mencionado, asociados con los trenes señalados en los incisos anteriores. Obsérvese que los costos calculados son esencialmente iguales para las tres zonas de la ciudad, por consecuencia de los algoritmos específicos de cálculo que CAPDET emplea, se decidió utilizar un solo juego de datos de calidad, escogiéndose las condiciones más desfavorables y las constantes cinéticas típicas de las aguas residuales municipales siguientes:

K	(l/mg-hr)	= 0.00135
A	(gm SSV producidas/gm DBO rem.)	= 0.73
A'	(gm O ₂ consumido/gm DBO rem.)	= 0.52
B	(gm SSV consumidos/gm SSV- día)	= 0.075
B'	(gm O ₂ consumidos/gm SSV- día)	= 0.15
Alfa	"Ó"	= 0.9
Beta	"β"	= 0.9

Los resultados de todos los análisis se presentan en forma resumida en la tabla 3.80 y tabla 3.81, éstas exhiben resúmenes de los costos de construcción y de operación y mantenimiento de cada proceso y cada tren.

En la tabla 3.84 se presenta un esquema de costos de un módulo de tratamiento de 1,000 l/s, el cual muestra los costos estimados de construcción y operación y mantenimiento, incluyendo el costo por metro cúbico de agua tratada. Dicho costo unitario se determinó de la siguiente manera:

$$CU = \left(II * \frac{i}{1 - (1+i)^n} + CAOM \right) / V$$

donde;

CU = Costo Unitario (\$/m³)

II = Inversión Inicial (\$), ver nota Tabla 3.70.

i = Tasa de interés anual (deflacionada) (%) = 7

n = Período de amortización (años) = 20

CAOM = Costo Anual de Operación y Mantenimiento (\$/año)

V = Volumen anual de agua producida (m³/año) = 31'536,000

La tabla 3.85 y tabla 3.86 presentan los costos de tratamiento de aguas residuales para algunos reúsos. Al igual que la tabla anterior, estos dos últimos muestran los costos de inversión inicial, costos de operación y mantenimiento y el costo del agua tratada.

Tabla 3.33. Remoción esperada de contaminantes por proceso unitario de tratamiento

Parámetro	Proceso Unitario de Tratamiento														
	TP	LA	NI	FB	DB	CF	FA	AC	RA	II	OI	ES	RI	IP	CL
DBO	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	25-50%	>50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	25%
DQO	25-50%	>50%	>50%	>50%		>50%	25-50%	25-50%	<25%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
SS T		>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
NH ₃ -N	25%	>50%	>50%		>50%	25%	25-50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
NO ₂ -N									25-50%	25%					25-50%
Fósforo	25%		> 50%			>50%	>50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
Alcalinidad							25-50%	>50%							25-50%
Grasas y Aceites	>50%	>50%	>50%			25-50%		25-50%			>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
Coliformes Totales		>50%	>50%		25%		>50%		>50%			>50%	>50%	>50%	>50%
SDT															>50%
Arsénico	25-50%					25-50%	>50%	25%							
Bario			25%			25-50%	25%								
Cadmio	25-50%	>50%	>50%		25%	25-50%	>50%	25-50%	25%						25%
Cromo	25-50%	>50%	>50%		25%	>50%	>50%	25-50%	25-50%						
Cobre	25-50%	>50%	>50%		>50%	>50%	>50%	25%	25-50%						>50%
Fluor							25-50%		25%						
Fierro	25-50%	>50%	>50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	>50%		>50%					
Plomo		>50%	>50%	25-50%	>50%	>50%	>50%	25%	25-50%						25-50%
Manganeseo	25%		25%		25%	25-50%	>50%	25-50%							>50%
Mercurio	25%	25%	25%		25% > 50%	25%	25-50%	25%							
Selenio	25%	25%	25%				25%	>50%	25%						
Plata	>50%	>50%	25-50%			>50%		25-50%							
Zinc	25-50%		>50%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%							>50%
Color	25%			25%		> 50%	25-50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
SAAM	25-50%	>50%	>50%	>50%		25-50%		>50%			>50%	>50%	>50%	>50%	25%
Turbiedad	25-50%	>50%	>50%	25-50%		>50%	>50%	>50%			>50%	>50%	>50%	>50%	
COT	25-50%	>50%	>50%	25-50%		>50%	25-50%	>50%	<25%	<25%	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%

- Los espacios en blanco indican que no existe resultado concluyente o un incremento en el parámetro.

TP - Tratamiento Primario; LA - Lodos activados.

NI - Nitrificación; FB - Filtros Biológicos.

DB - Discos Biológicos; CF - Coagulación-Flocculación-Sed.

FA - Filtración después de LA; AC - Ad. en Carbón Activado.

RA - Remoción de Amoniaco; II - Intercambio Iónico Selectivo.

OI - Osmosis Inversa; ES - Escurreimiento Superficial.

RI - Riego; IP - Infiltración Percolación.

CL - Cloración; OZ - Ozonación.

Referencia: ver referencias Cuadro IV-34.

Tabla 3.34. Relación de plantas de tratamiento empleadas en el análisis de variabilidad de eficiencias de remoción de contaminantes, para los diversos procesos analizados

Fuente de Información	Referencia	Origen de Aguas Residuales	Observaciones
A San Francisco-North Point and Southeast	15	Doméstico, Comercial e Industrial	Estudio piloto con tres trenes 1 biológico + Físico-Químico y 2 Físico-Químico
B San Francisco. Southeast	15	Doméstico e Industrial	
C. San Francisco. Richmond Sunset	15	Doméstico	
D. El Lago, Texas	16	Doméstico y Comercial	Estudio piloto con filtros biológicos (roca)
E. Dallas, Texas. Dallas	17 18	Doméstico, Comercial e Industrial	Filtros biológicos y proyecto de demostración de reuso potable
F. Rosemont, Minnesota	19	Doméstico	Planta de demostración física química
G. Contra Costa Country. Sanitation District California	20	Doméstico, Comercial e Industrial	Tratamiento avanzado. Biológico y físico-químico
H. Blue Plains, Washington, D.C.	21	Doméstico, Comercial e Industrial	Estudio piloto. Físico-químico con nitrificación-desnitrificación
J. Colorado Springs, Colorado	22	Doméstico y Comercial	Lodos activados y físico-químico
K. Milwaukee, Wis. South Shore	23	Doméstico, Comercial e Industrial	Lodos activados con adición de químicos
L. Orange Country, California Water Factory 21	24	Efluentes Secundarios	Tratamiento avanzado, proceso físico-químico
M. Boulder, Colorado	25	Doméstico y Comercial	Filtros biológicos
N. Gladstone, Michigan	26	Doméstico	Discos biológicos con adición de químicos
O. Columbus, Indiana	27	Doméstico y Comercial	Nitrificación con discos biológicos y adición de químicos
P. Tahoe-Trukey Sanitation Agency, California	28	Doméstico	Lodos activados con oxígeno puro y tratamiento terciario físico-químico
Q. Phoenix, Arizona Flushing Meadows	29	Efluentes Secundarios	Recarga de acuíferos por infiltración de alta tasa.

Tabla 3.35. Características de las aguas residuales tratadas en algunas de las plantas de la Tabla 3.34 (concentraciones en mg/l, salvo que se indique otra)

Parámetro	Planta de Tratamiento sún su Referencia en la tabla 3.34												
	A	B	C	D	E	F	G	H	M	N	O	P	Prom.
DBO	216	297	144	161	191	206	203	82	217	109	239	103	181
DQO	598	871	321	287	417	467	204	378	80	341	108	206	417
SST	193	406	153	195	209	232	214	106	64	15.9	29.3	19	192
NH ₃ -N	13.8	15	18	24	16.4	35		15.6					20
NO ₃ -N	1.52	.21	.09										.61
N-ORGANICO	7.0	15.3	14.0	13.5	13.5								13
Ortofósforatos	3.4	3.0	3.3			8.7	9.7	13					6.9
Fósforo total	7.2	9.6	7.8	13.6		11.7	9.9	132				5.96	9.4
Alcalinidad	143	124	91	345		426	215						211
Grasas y aceites	35	104	44										61
pH (unidades)	7.0	7.2		7.6	7.2	7.6							7.3
Arsénico	.003	.004	.008		.020			.020					.0011
Bario	.136	.041	.140		.700			.160					.235
Cadmio	.004	.006	.002		.016	.020		.002	.005				.008
Cromo	.560	.213	.029		.114			.015	.070				.167
Cobre	.156	.217	.067		.142	.080		.058	.100				.117
Fluor	1.36	.90	.60					.60					.864
Fierro	3.54	2.78	1.24			1.43							2.25
Plomo	.206	.203	.100		.193			.017	.140				.143
Manganoso	.111	.195	.044		.080			.154					.117
Mercurio	.004	.003	.003		.001			.001	.660				.112
Selenio	.005	.001	.014					.005					.006
Plata	.044	.034	.013		.016			.004					.022
Zinc	.641	1.195	.193		.227	.270		.125	.130				.397
Edrin (ppb)		.007	.003										.005
Lindano (ppb)	.021	.700	.060										.260
Metoxicloro (ppb)	.200	.080	.027										.102
Toxafeno (ppb)	.001	.002	.001										.001
2, 4-D (ppb)	.017	.400	.040										.152
2, 4, 5 -TP silvex (ppb)		.120	.140	.070									.110
COT	100	171	73			106		63					103
Dureza	389	672	84			302							362
Color (U.Pt -Co)	39	55	108										67
Turbiedad (UNT)	91	152	78										107
SAAM	1.81	1.53	2.80						2.50				2.16
Sólidos Disueltos													
Totales	1918	5259	554										2577

Tabla 3.36. Tratamiento primario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	41	66	42	15
DQO	40	65	37	18
SST	53	78	56	24
NH ₃ -N	18	36	15	2
Fósforo	21	43	15	5
Alcalinidad	+	+	+	+
Grasas y aceites	62	94	65	30
Arsénico	40	-	40	-
Cadmio	39	75	37	5
Cromo	45	81	49	6
Cobre	48	78	51	16
Fluor	x	x	x	x
Fierro	42	89	37	0
Plomo	51	85	51	17
Manganese	23	52	17	0
Mercurio	8	-	8	-
Selenio	0	0	0	0
Plata	51	82	51	21
Zinc	36	66	35	7
Color	18	43	12	0
SAAM	13	-	13	-
Turbiedad	30	55	30	6
COT	33	-	33	-

* De las plantas A, B y E, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.37. Lodos activados y aereación extendida eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	88	97	93	74
DQO	67	87	67	47
SST	67	87	71	43
NH ₃ -N	58	80	60	35
AERACIÓN EXTENDIDA				
DBO	94	--	94	--
SST	94	--	94	--
NH ₃ -N	98	--	98	--
NO ₃ -N	+	+	+	+
Fósforo	39	58	41	18
Alcalinidad	59	69	61	47
Grasas y Aceites	80	99	86	56
Arsénico	18		35	0
Bario	32	62	34	0
Cadmio	52	86	53	16
Cromo	74	89	75	57
Cobre	75	93	77	55
Fluor	x	x	x	x
Fierro	71	89	75	50
Plomo	67	86	70	45
Manganeso	32	62	29	6
Mercurio	14	31	11	0
Selenio	13	26	12	0
Plata	73	95	86	37
Zinc	46	71	49	17
Color	47	71	50	20
SAAM	63	--	63	--
Turbiedad	85	94	89	73
COT	81	99	81	62

* De las plantas A, B, E, K y P, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.38. Nitrificación en medio suspendido eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	75	88	65	21
DQO	56	77	60	36
SST	61	81	58	17
NH ₃ -N	97	99	97	94
Fósforo	50	64	50	9
Turbiedad	89	--	89	--
COT	73	80	70	42

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.39. Filtros biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	69	81	71	65
DQO	58	71	59	45
SST	63	84	66	32
Cadmio	0	0	0	0
Cromo	0	0	0	0
Cobre	56	78	63	10
Plomo	44	83	34	5
Manganoso	16	--	16	--
Mercurio	0	0	0	0
Plata	48	--	48	--
Zinc	57	85	62	14

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.40. Discos biológicos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	94	98	95	88
SST	89	96	91	93
NH ₃ -N	74	92	74	60
Cadmio	31	--	31	--
Cromo	93	--	93	--
Cobre	89	--	89	--
Fierro	94	--	94	--
Plomo	96	--	96	--
Mercurio	82	--	82	--
Zinc	71	--	71	--

* De las plantas D, G y H, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.41. Coagulación-sedimentación (sales de Fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	62	91	62	37
DQO	61	80	61	42
SST	67	88	64	48
NH ₃ -N	14	42	10	0
Fósforo	71	87	76	49
Alcalinidad	36	84	79	59
Grasas y Aceites	91	100	97	83
Arsénico	49	85	40	18
Cadmio	68	88	74	26
Cromo	87	96	91	63
Cobre	91	98	93	74
Fluor	x	x	x	x
Fierro	43	99	39	0
Plomo	93	99	95	81
Manganeso	+	+	+	+
Mercurio	18	45	13	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	89	98	93	71
Zinc	72	90	71	49
Color	73	93	76	44
SAAM	42	--	42	--
Turbiedad	88	93	88	25
COT	66	86	71	25

* De las plantas A, B, D, F y K, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.42. Coagulación-sedimentación (adición de cal) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remo)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	53	74	51	33
DQO	52	70	51	35
SST	65	88	70	34
NH ₃ -N	22	39	22	12
Fósforo	91	97	94	84
Alcalinidad				
Grasas y Aceites	40	95	31	0
Arsénico	6	31	2	0
Bario	61	70	62	50
Cadmio	30	33	30	27
Cromo	56	80	55	26
Cobre	55	85	56	25
Fluor	50	62	55	32
Fierro	87	95	91	74
Plomo	44	75	39	16
Manganoso	93	99	96	76
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	49	57	42	20
Zinc	78	97	78	45
Color	46	85	48	7
SAAM	39	90	63	0
Turbiedad	67	83	66	46
COT	73	61	44	27

* De las plantas A, B, D, F y K, de la Tabla 3.34.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.43. Coagulación-sedimentación (adición de sulfatos de aluminio) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	76	95	82	57
DQO	69	85	72	53
SST	83	94	86	78
Fósforo	78	88	82	67
Alcalinidad	16	32	14	3
Grasas y Aceites	89	99	95	65
Arsénico	83	86	33	2
Cadmio	72	90	75	35
Cromo	86	96	88	63
Cobre	86	96	91	59
Fluor	44	87	40	15
Fierro	83	98	86	59
Plomo	90	98	93	71
Manganoso	40	74	35	16
Mercurio	24	69	8	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	89	97	91	77
Zinc	80	93	80	63
Color	72	95	74	45
SAAM	55	--	55	--
Turbiedad	86	91	84	76
COT	51	80	67	19

* De las plantas A, B y N, de la Tabla 3.34.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.44. Coagulación-sedimentación (cal y sales de fierro) eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	81	92	85	69
DQO	81	89	85	72
SST	91	98	95	84
Fósforo	96	99	96	93
Alcalinidad	69	85	70	57
COT	73	85	78	64

* De las plantas A, B y N, de la Tabla 3.34.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.45. Filtración después de tratamiento secundario eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	39	69	46	15
DQO	34	58	33	14
SST	73	96	81	41
NH ₃ -N	33	68	34	0
NO ₃ -N	56	99	52	5
Fósforo	57	98	87	34
Alcalinidad	83	93	85	70
Arsénico	67	100	64	30
Bario	+	+	+	+
Cadmio	32	68	22	0
Cromo	53	82	50	20
Cobre	+	+	+	+
Fierro	56	76	55	30
Plomo	16	50	10	3
Manganeso	80	89	84	56
Mercurio	33	98	17	0
Selenio	90	100	100	43
Zinc	+	+	+	+
Color	31	49	29	14
Turbiedad	71	89	76	47
COT	33	47	28	15

* De las plantas D, E, J y P, de la Tabla 3.34.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.46. Filtración después de tratamiento físico-químico eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	36	66	43	6
DQO	22	41	20	4
SST	42	74	46	18
Arsénico	0	0	0	0
Bario	22	57	16	3
Cadmio	38	64	38	10
Cromo	9	30	9	1
Cobre	21	83	21	4
Fierro	+	+	+	+
Plomo	26	63	22	0
Manganeso	+	+	+	+
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	x	x	x	x
Zinc	+	+	+	+
Turbiedad	31	59	32	5
COT	25	58	21	1

* De las plantas F, H, y L, de la Tabla 3.34.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.47. Adsorción en carbón activado eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	53	80	60	22
DQO	47	74	46	22
SST	64	84	65	34
NH ₃ -N	39	58	26	10
NO ₃ -N	5	--	5	--
Fósforo	88	99	97	89
Alcalinidad	+	+	+	+
Grasas y Aceites	47	79	52	12
Arsénico	0	0	0	0
Bario	x	x	x	x
Cadmio	0	0	0	0
Cromo	48	85	53	15
Cobre	49	62	43	20
Fluor	x	x	x	x
Fierro	73	91	79	32
Plomo	32	54	25	4
Manganeso	32	64	24	5
Mercurio	0	0	0	0
Selenio	0	0	0	0
Plata	27	37	22	1
Zinc	66	91	66	32
Color	70	94	78	31
SAAM	64	59	51	0
Turbiedad	73	88	79	48
COT	64	80	62	42

* De las plantas A, B, F, H, J, L y P, de la Tabla 3.34.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.48. Torres de separación de amoníaco eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

INFLUENTE							Remoción (%)
pH	Temp. (°C)	NH ₃ -N (mg/l)	pH	Temp. (°C)	NH ₃ -N (mg/l)		
8.0	22	28.8	8.0	16	18.2	37	
8.6	21	26.6	8.1	17	15.8	41	
9.2	23	26.2	8.6	18	5.3	80	
9.7	21	30.0	9.1	16	2.1	93	
10.8	22	25.5	10.1	17	0.6	98	

Fuente: Referencias (1) y (7).

Tabla 3.49. Intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	40	-	38	-
DQO	28	53	24	2
SST	62	86	70	36
NH ₃ -N	84	91	87	72
COT	0	0	0	0

* De la planta p, de la Tabla 3.34.

- Datos insuficientes.

0 Remoción poco significativa

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.50. Osmosis inversa comportamiento promedio del proceso para diferentes influentes (remociones en %) (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	INFLUENTE		
	Lodos Activados	Lodos Activados + Carbón Act.	Primario con Clarif. química
Calcio	> 99.6	99.6	> 99.6
Magnesio	> 99.5	99.6	> 99.3
Sodio	94.0	92.6	92.5
Potasio	94.7	93.0	91.5
NH ₃ -N	95.1	96.7	90.2
Cloruros	94.6	93.2	90.4
Sulfatos	> 99.5	99.7	> 99.8
Fosfatos	> 99.7	99.9	> 99.4
DQO Total	> 96.1	91.3	65.6
DQO sol.	> 96.1	93.1	65.6
SDT	95.2	95.3	93.3

Referencia (6).

Tabla 3.51. Osmosis inversa eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio*	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
Conductividad ($\mu\text{mho}/\text{cm}$)	94	96	94	91
Sodio (mg/l)	93	96	94	90
Cloruros (mg/l)	91	96	93	89
Sulfatos (mg/l)	99	10	100	99
DQO (mg/l)	89	97	90	82

* de las planta L de la Tabla 3.34.

+ Incremento; o remoción poco significativa.

x Información no concluyente; - Datos insuficientes.

Ref.: ver referencias en la Tabla 3.34.

Tabla 3.52. Inactivación de virus mediante cloración (*)

Sis- tema	Cloro Resi- dual (2h) (mg/l)	pH		Mediana de Colif. Totales (NMP/100 ml)	Media Geom.. de Concentración de Virus (UFP/100gal)		Eficiencia de Inactivación Promedio de Virus	
		mediana	rango		Pre-desinf	Efl	Log	%
A (1)	4.9	6.9	6.7-7.3	4	1.07E+5	109	2.9	99.900
	10.0	7.1	6.8-7.3		4.96E+4	68	2.9	99.900
B (2)	5.2	7.4	6.8-7.7	20	3.09E+6	574	3.7	99.980
	10.1	7.4	7.0-7.6		1.78E+6	75	4.4	99.996
C (3)	5.4	7.3	7.1-7.6	3.5	1.9E+6	139	3.9	99.900
	11.7	7.7	7.5-7.7		4.87E+5	65	2.9	99.900
D (1)	3.9	7.3	7.0-7.4	2	1.12E+6	171	3.8	99.980

(1) Tratamiento previo-floc.-coagulación (alumbre) y filtración

(2) Tratamiento previo - filtración directa

(3) Tratamiento previo - adsorción en carbón activado

* Ref.: "Pomona Virus Study; Final Report", California SWRCB and U.S. EPA, USA Feb. 1977.

Tabla 3.53. Inactivación de virus mediante ozonación (*)

Sist.	Dosis. O_3 (mg/l)	Mediana de Coliformes Totales (NMP/100ml)	Media Geométrica de Concentración de Virus (UFP/100gal)		Eficiencia de Inactivación Promedio de Virus	
			Pre-desinf	Efl	Log	%
A (1)	10	4	7.20E+4	88	2.9	99.900
B (2)	10	20	5.60E+6	169	4.5	99.997
	50		7.00E+5	66	4.0	99.990
C (3)	6	3.5	1.4E+6	100	4.1	99.93

(1) Tratamiento previo-floc.-coagulación (alumbre) y filtración

(2) Tratamiento previo - filtración directa

(3) Tratamiento previo - adsorción en carbón activado

* Ref.: "Pomona Virus Study; Final Report", California SWRCB and U.S. EPA, USA Feb. 1977.

Tabla 3.54. Remoción de plaguicidas en carbon activado.

Dosis de Carbón (mg/l)	RESIDUAL (µg/l)						
	Aldrin	Endrin	Dieldrin	DDT	DDD	DDE	Toxafeno
Control	48	62	19	41	56	38	155
1.0	---	---	---	41	---	34	147
2.0	26	15	6.3	---	6.9	---	80
2.5	---	---	---	21	---	29	---
5.0	15	3.4	2.4	3.7	3.7	12	31
10.0	12	1.5	1.1	---	2.2	---	2.7
12.5	---	---	---	1	3.3	---	---
25.0	6.3	.56	---	---	.45	1.1	---
50.0	4.4	.22	---	---	.35	.90	---

Referencia No.24

Tabla 3.55. Solubilidad de los metales pesados

Metal	Oxido o Hidróxido	Solubilidad
Plata (Ag)	Ag ₂ O	1.9E-08
Cadmio (Cd)	Cd(OH) ₂	2.9E-14
Cobalto (Co)	Co(OH) ₂	1.6E-15
Cobre (Cu)	Cu(OH) ₂	1.6E-19
Fierro (Fe)	Fe(OH) ₂	2.0E-19
Mercurio (Mg)	Hg ₂ O	4.0E-26
Manganoso (Mg)	Mg(OH) ₂	1.6E-13
Níquel (Ni)	Ni(OH) ₂	2.0E-15
Plomo (Pb)	Pb ₂ (OH) ₂	1.3E-15
Zinc (Zn)	Zn(OH) ₂	1.6E-16

Referencia No. 30

Tabla 3.56. Remoción promedio de dgo y cot (ref. No. 24)

Proceso	DQO (mg/l)		COT (mg/l)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango
Influente	131	78-272	---	---
Tratamiento Químico				
Efluente	52	20-109	---	---
Remoción (%)	60	---	---	---
Filtración				
Efluente	45	25-78	14	0.5-3.1
Remoción (%)	13	---	---	---
Carbón Activado				
Efluente	15	2-52	7.1	2.5-2.0
Remoción (%)	75	---	45	---
Remoción Total (%)	89	---	---	---

Tabla 3.57. Remoción promedio de haloformos

Proceso	CHCl ₃ ($\mu\text{g/l}$)		CHBrCl ₂ ($\mu\text{g/l}$)		CHBr ₂ Cl ($\mu\text{g/l}$)		CHBr ₃ ($\mu\text{g/l}$)	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango
Antes del empleo de cloración a punto de quiebre								
Influyente	1.50	0.4-5.5	.20	0-1.2	---	---	---	---
Efl. Filtración	.30	0.1-0.6	0	0.0	---	---	---	---
% de remoción	80	---	100	---	---	---	---	---
Efl. Carbón Activado	.60	0.4-1.0	.10	0-0.3	---	---	---	---
Remoción Total	60	---	50	---	---	---	---	---
Efluente final	2.10	0.6-5.3	.90	0-3.9	---	---	---	---
Después del empleo de cloración a punto de quiebre (*)								
Influyente	2.5	0.2-39	.2	0-1.1	2.2	0-10	.5	0-2.9
Efl. Clarificación	1.2	0.4-2.3	.4	0-1.4	.1	0-0.7	0	0
% de remoción	52	---	---	---	95	---	100	---
Efl. Remoc.								
Amoniaco	.2	0.1-0.5	.03	0-0.2	.06	-0.3	0	0
% de remoción	83	---	93	---	40	---	0	---
Efl. de Filtración	19	0.1-97	8.8	0.0-32	4	0-18	1.80	0-23
Efl. Carbón Activado	9.3	0.3-36	2.1	0-10	.6	0-3.5	.2	0-2.3
% de remoción	51	---	76	---	85	---	89	---
Efl. Tanque contacto	10	0.8-40	3.6	0.2-14	2	0-10	.4	0-1.8

Referencia No. 24

* Cloración al punto de quiebre después de remoción de amoníaco.

Tabla 3.58. Nivel 2 – lodos activados eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	94	99	96	78
DQO	83	95	79	57
SST	91	97	92	57
NH ₃ -N	70	92	77	47
NO ₃ -N	+	+	+	+
Fósforo	60	76	60	22
Alcalinidad	38	69	61	47
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	52	70	61	0
Bario	31	62	34	0
Cadmio	71	96	70	20
Cromo	85	98	87	60
Cobre	88	98	89	62
Fluor	x	x	x	x
Fierro	84	99	84	50
Plomo	85	98	85	54
Manganoso	46	82	41	6
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	91	99	93	50
Zinc	67	90	67	23
COT	89	99	87	62
Turbiedad	90	97	92	75
Color	56	83	56	20
SAAM	79	---	79	---

+ Incremento

- Datos insuficientes.

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31.

Tabla 3.59. Nivel 3 – Nitrificación en dos pasos eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	98	100	99	93
DQO	92	99	92	72
SST	97	99	97	64
NH ₃ -N	99	100	99	96
NO ₃ -N	+ (1)	+	+	+
Fósforo	80	91	75	29
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	52	70	61	0
Bario	31	62	34	0
Cadmio	71	96	70	20
Cromo	85	98	87	60
Cobre	88	98	89	62
Fluor	x	x	x	x
Fierro	84	99	84	50
Plomo	85	98	85	54
Manganeso	46	82	41	6
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	91	99	93	50
Zinc	67	90	67	23
COT	97	100	96	78
Turbiedad	92	97	92	75
Color	56	83	56	20
SAAM	79	---	79	---

(1) La concentración depende de la cantidad de nitrógeno amoniacal en el influente y del grado de nitrificación, un valor típico es 20 mg/l, con un rango de 10-30 mg/l.
Las remociones de grasas, metales pesados, color y agentes espumantes se consideraron iguales que en lodos activados.

+ Incremento

- Datos insuficientes.

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.60. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	98	100	99	84
DQO	91	100	92	64
SST	100	100	100	92
NH ₃ -N	97	100	97	82
Fósforo	83	100	94	49
Alcalinidad	89	98	94	84
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	52	70	61	0
Bario	31	62	34	0
Cadmio	71	96	70	20
Cromo	85	98	87	60
Cobre	88	98	89	62
Fluor	+	+	+	+
Fierro	84	99	84	50
Plomo	85	98	85	54
Manganeso	46	82	41	6
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	91	99	93	50
Zinc	67	90	67	23
COT	90	99	88	63
Turbiedad	97	100	98	87
Color	70	91	69	31
SAAM	79	---	68	---

La remoción de grasas y aceites, metales pesados, color y SAAM corresponden a la remoción del tratamiento secundario. No existen datos en la remoción de estos parámetros en este proceso.

- Datos insuficientes.

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.61. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	96	100	99	84
DQO	88	99	89	63
SST	99	100	100	88
NH ₃ -N	80	96	78	36
NO ₃ -N	56	99	52	5
Fósforo	83	100	94	49
Alcalinidad	89	98	94	84
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	52	70	61	0
Bario	31	62	34	0
Cadmio	71	96	70	20
Cromo	85	98	87	60
Cobre	88	98	89	62
Fluor	x	x	x	x
Fierro	84	99	84	50
Plomo	85	98	85	54
Manganeso	46	82	41	6
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	91	99	93	50
Zinc	67	90	67	23
COT	90	99	88	63
Turbiedad	97	100	98	87
Color	70	91	69	31
SAAM	79	---	79	---

La remoción de grasas, metales pesados y agentes espumadores corresponden a lodos activados, ya que no existe información confiable para la remoción de estos parámetros mediante filtración solamente.

La remoción por filtración corresponden a la información de las plantas D y J mencionadas anteriormente. (Tabla 3.34)

+ Incremento

- Datos insuficientes.

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.62. Nivel 6 – tratamiento secundario con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	98	100	99	86
DQO	95	99	94	80
SST	97	100	98	81
NH ₃ -N	76	92	74	42
Fósforo	97	100	98	88
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	96	100	96	81
Cobre	97	100	98	86
Fluor				
Hierro	98	100	99	91
Plomo	98	100	98	77
Manganeso	97	100	98	85
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	88	100	86	38
COT	94	100	94	70
Turbiedad	98	100	99	90
Color	75	97	74	36
SAAM	79		79	

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

**Tabla 3.63. Nivel 7 – tratamiento terciario de efluentes nitrificados con
cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad
(eficiencias en términos de porcentaje de remoción)**

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	99	100	99	87
DQO	98	100	98	87
SST	99	100	99	84
NH ₃ -N	99	100	99	97
Fósforo	99	100	99	89
Grasas y Aceites	94	100	95	69
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	96	100	96	81
Cobre	97	100	98	86
Fluor	x	x	x	x
Hierro	98	100	99	91
Plomo	98	100	98	77
Manganeso	97	100	98	85
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	88	100	86	38
COT	94	100	94	70
Turbiedad	98	100	99	90
Color	75	97	74	36
SAAM	79	---	79	---

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.64. Nivel 8 – adsorción de carbon activado de efluentes secundarios filtrados eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	98	100	100	87
DQO	94	100	94	71
SST	100	100	100	92
NH ₃ -N	88	99	94	42
NO ₃ -N	58	99	52	5
Fósforo	98	100	100	94
Grasas y Aceites	97	100	98	73
Arsénico	52	70	61	0
Bario	31	62	34	0
Cadmio	71	96	70	20
Cromo	92	100	94	66
Cobre	94	99	94	66
Fluor	x	x	x	x
Hierro	96	100	97	66
Plomo	90	99	89	56
Manganeso	63	94	79	11
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	93	99	89	56
Zinc	89	99	89	48
COT	96	100	95	78
Turbiedad	99	100	100	93
Color	91	99	93	52
SAAM	92	---	84	---

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.65. Nivel 9 – adsorción en carbon activado de efluentes terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	99	100	100	89
DQO	97	100	97	84
SST	99	100	99	87
NH ₃ -N	85	97	81	48
Fósforo	100	100	100	99
Grasas y Aceites	97	100	98	73
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	100	100	98	84
Cobre	98	100	99	98
Fluor	x	x	x	x
Hierro	99	100	100	94
Plomo	99	100	98	78
Manganeso	98	100	98	86
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	98	100	95	58
COT	100	100	98	83
Turbiedad	99	100	100	95
Color	93	100	94	56
SAAM	92	---	84	--*-

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.66. Nivel 10 – Adsorción en carbon activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal eficiencias medidas de remoción y análisis de confiabilidad (eficiencias en términos de porcentaje de remoción)

Parámetro	Promedio	Percentiles (promedios)		
		10%	50%	90%
DBO	100	100	100	90
DQO	99	100	99	90
SST	100	100	100	89
NH ₃ -N	99	100	99	97
Fósforo	100	100	100	99
Grasas y Aceites	97	100	98	73
Arsénico	61	98	63	0
Bario	79	95	79	52
Cadmio	98	100	98	87
Cromo	100	100	98	84
Cobre	98	100	98	86
Fluor	x	x	x	x
Hierro	99	100	100	94
Plomo	98	100	98	78
Manganoso	98	100	98	86
Mercurio	23	31	18	0
Selenio	7	26	12	0
Plata	90	100	99	80
Zinc	98	100	95	58
COT	100	100	98	83
Turbiedad	100	100	100	95
Color	93	100	94	56
SAAM	92	---	84	---

+ Incremento

- Datos insuficientes

x Información no concluyente

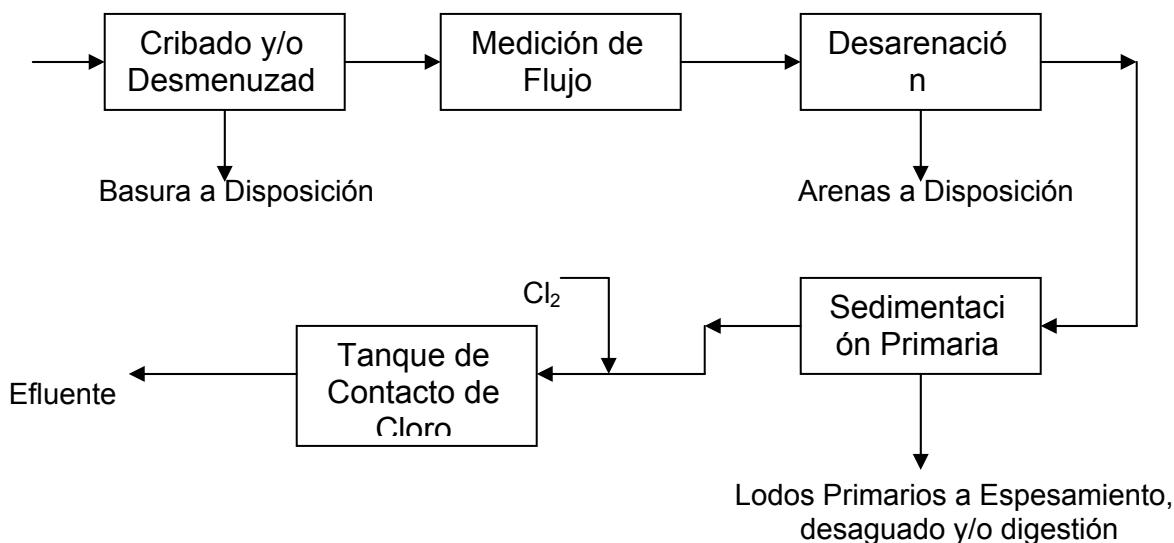
0 Remoción poco significativa

Referencia No.31

Tabla 3.67. Nivel 1 –Pretratamiento + tratamiento primario diagrama de flujo y eficiencias de remoción

DIAGRAMA DE FLUJO

Influyente

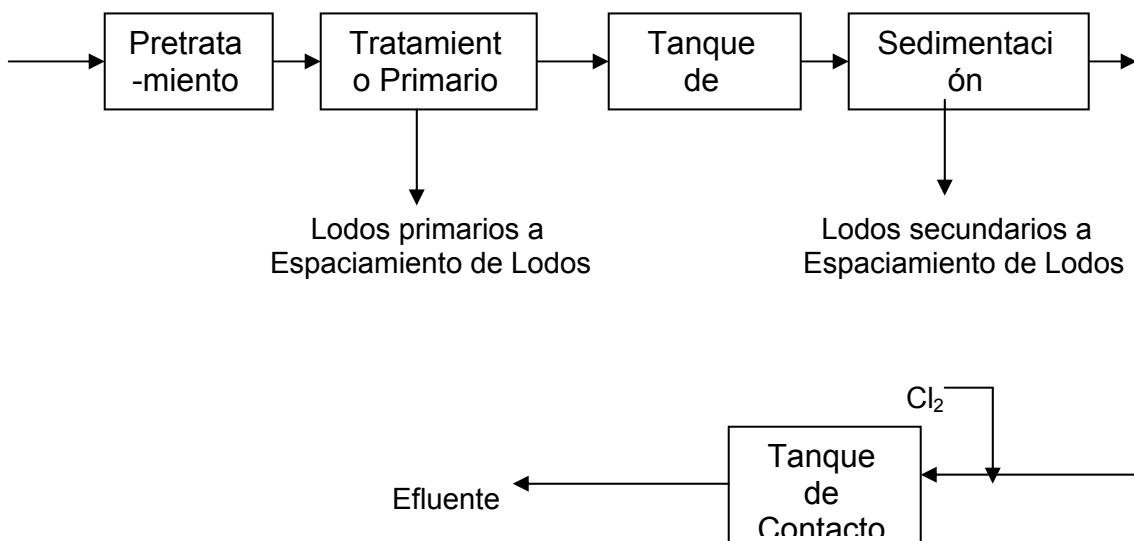


Parámetro	Influyente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	41.0	1.19E+2	1.03E+2	5.23E+1
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	40.0	2.36E+2	1.85E+2	9.96E+1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	53.0	1.34E+2	1.07E+2	8.23E+1
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	18.0	2.44E+1	1.48E+1	1.24E+1
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	21.0	6.32E+0	4.31E+0	3.03E+0
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	.0	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	62.0	1.76E+1	2.29E+1	1.28E+1
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	40.0	8.16E-3	1.14E-2	6.60E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	39.0	5.37E-3	2.68E-3	2.81E-3
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	42.0	1.42E+0	1.58E+0	6.67E-1
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	51.0	1.44E-1	5.59E-2	1.76E-2
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	23.0	1.13E-1	7.47E-2	7.33E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	8.0	2.27E-2	4.97E-3	4.69E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	18.0	4.02E+1	3.82E+1	3.18E+1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	13.0	4.95E+0	5.72E+0	4.04E+0
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	30.0	1.60E+1	6.06E+0	1.77E+0
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	33.0	1.89E+1	4.22E+1	4.96E+0

Tabla 3.68. Nivel 2 – lodos activados convencionales diagrama de flujo y eficiencias de remoción

DIAGRAMA DE FLUJO

Influyente

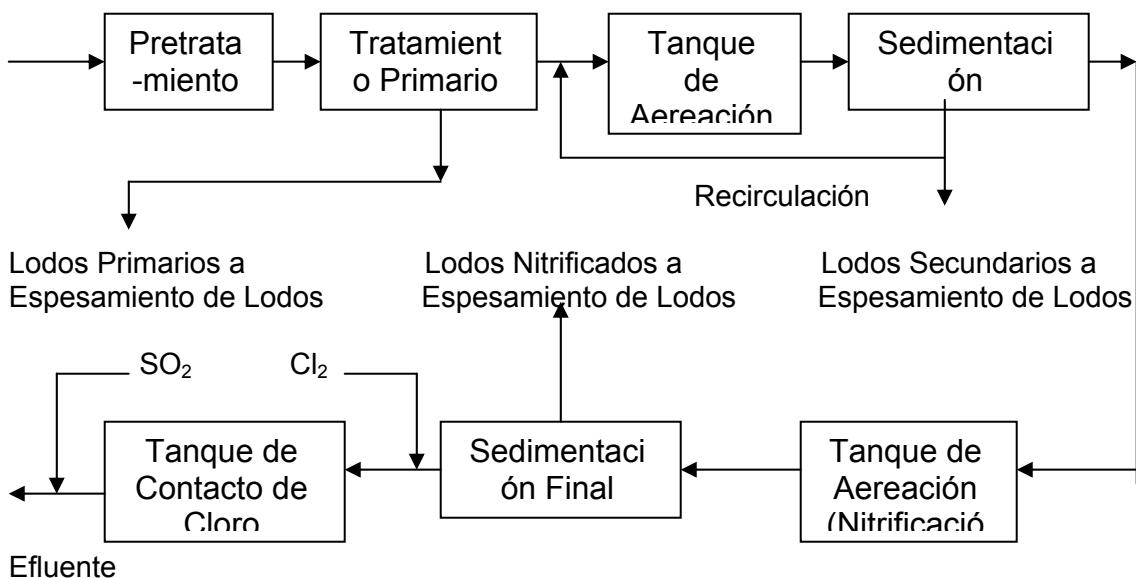


Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	94.0	1.21E+1	1.05E+1	5.32E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	83.0	6.70E+1	5.25E+1	2.82E+1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	91.0	2.57E+1	2.04E+1	1.58E+1
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	70.0	8.94E+0	5.40E+0	4.53E+0
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	60.0	3.20E+0	2.18E+0	1.53E+0
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	38.0	3.06E+2	1.90E+2	1.07E+2
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	2.77E+0	3.61E+0	2.02E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	52.0	6.53E-3	9.12E-3	5.28E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	71.0	2.55E-3	1.28E-3	1.33E-3
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	84.0	3.90E-1	4.37E-1	1.84E-1
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	85.0	4.41E-2	1.71E-2	5.40E-3
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	46.0	7.94E-2	5.24E-2	5.14E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	56.0	2.16E+1	2.05E+1	1.71E+1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	1.19E+0	1.38E+0	9.74E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	90.0	2.29E+0	8.66E-1	2.53E-1
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	89.0	3.10E+0	6.93E+0	8.15E-1

Tabla 3.69. Remoción de nitrógeno diagrama de flujo y eficiencias de remoción

DIAGRAMA DE FLUJO

Influyente



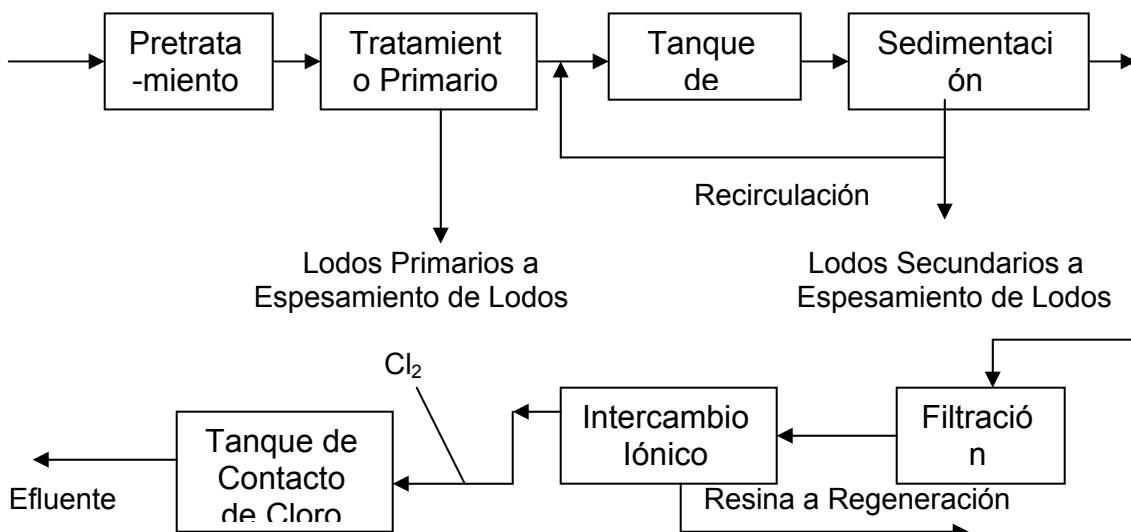
Efluente

Parámetro	Influyente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	98.0	4.04E+0	3.50E+0	1.77E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	92.0	3.15E+1	2.47E+1	1.33E+1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	99.0	2.85E+0	2.27E+0	1.75E+0
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	99.0	2.98E-1	1.80E-1	1.51E-1
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	80.0	1.60E+0	1.09E+0	7.66E-1
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	61.0	1.93E+2	1.20E+2	6.71E+1
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	2.77E+0	3.61E+0	2.02E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	52.0	6.53E-3	9.12E-3	5.28E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	71.0	2.55E-3	1.28E-3	1.33E-3
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	84.0	3.90E-1	4.37E-1	1.84E-1
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	85.0	4.41E-2	1.71E-2	5.40E-3
MANGANESO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	46.0	7.94E-2	5.24E-2	5.14E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	56.0	2.16E+1	2.05E+1	1.71E+1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	1.19E+0	1.38E+0	9.74E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	92.0	1.83E+0	6.93E-1	2.02E-1
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	97.0	8.46E-1	1.89E+0	2.22E-1

Tabla 3.70. Nivel 4 – intercambio ionico selectivo, diagrama de flujo y eficiencias de remoción

DIAGRAMA DE FLUJO

Influyente

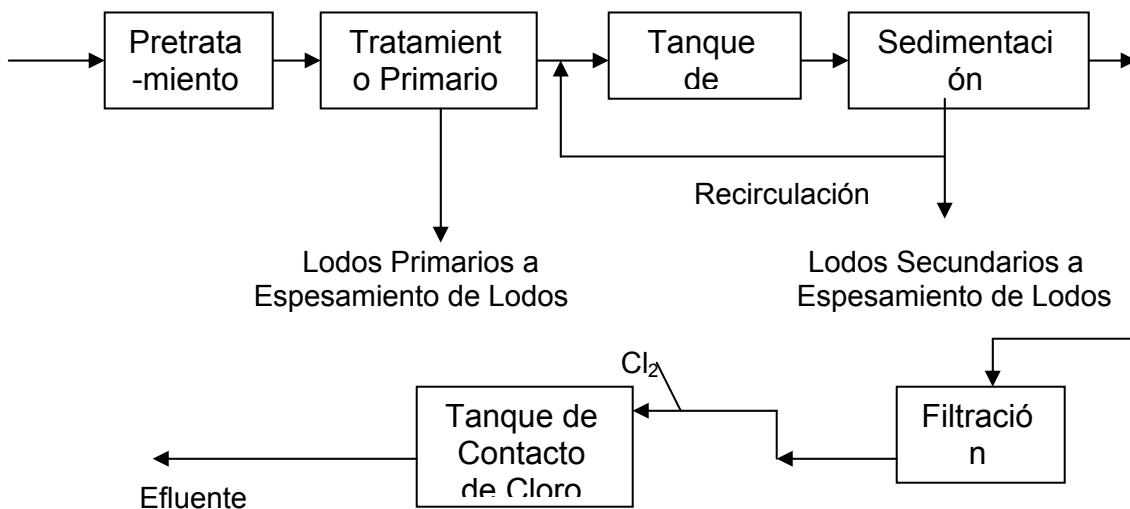


Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	98.0	1.90E+1	1.65E+1	8.34E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	91.0	4.26E+1	3.34E+1	1.79E+1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	100.0	4.56E+0	3.63E+0	2.80E+0
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	97.0	1.06E+1	6.43E+0	5.39E+0
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	83.0	1.26E+0	8.57E-1	6.01E-1
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	89.0	6.42E+1	3.99E+1	2.24E+1
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	3.33E+0	4.33E+0	2.42E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	52.0	5.51E-3	7.70E-3	4.46E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	71.0	1.25E-3	6.25E-4	6.53E-4
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	84.0	3.07E-1	3.44E-1	1.45E-1
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	85.0	5.00E-3	1.94E-3	6.12E-4
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	46.0	5.56E-2	3.67E-2	3.60E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	8.50E-3	1.86E-3	1.75E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	70.0	2.12E+1	2.01E+1	1.68E+1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	3.41E+0	3.94E+0	2.78E+0
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	97.0	1.28E+0	4.85E-1	1.42E-1
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	90.0	5.33E+0	1.19E+1	1.40E+0

Tabla 3.71. Nivel 5 – filtración de efluentes secundarios diagrama de flujo y eficiencias de remoción

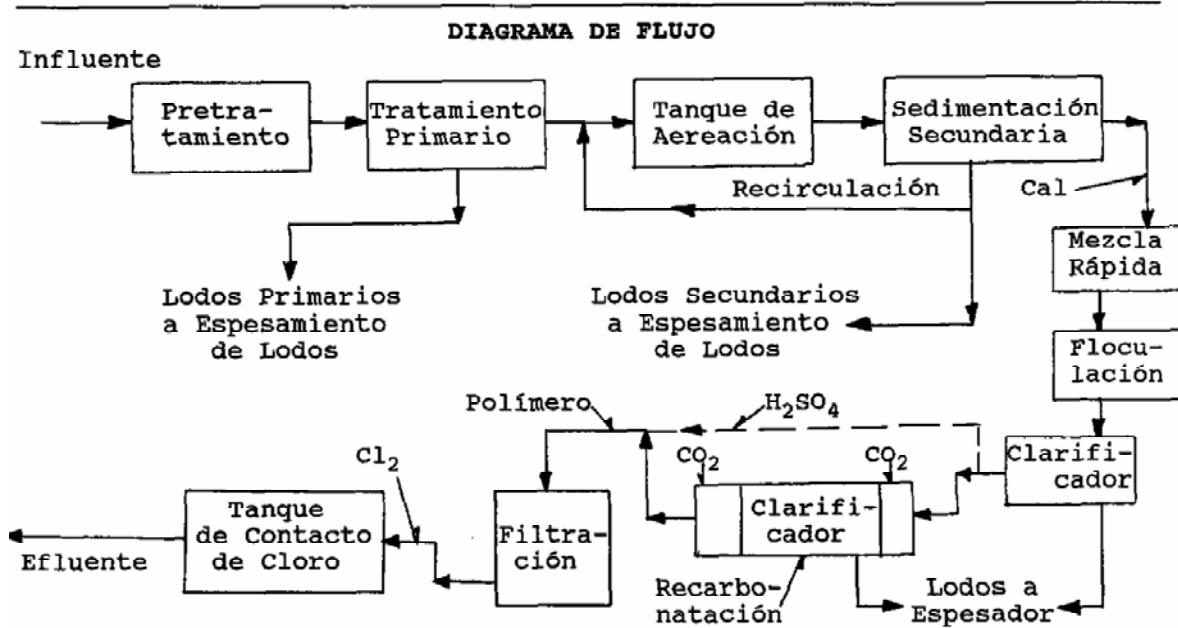
DIAGRAMA DE FLUJO

Influente



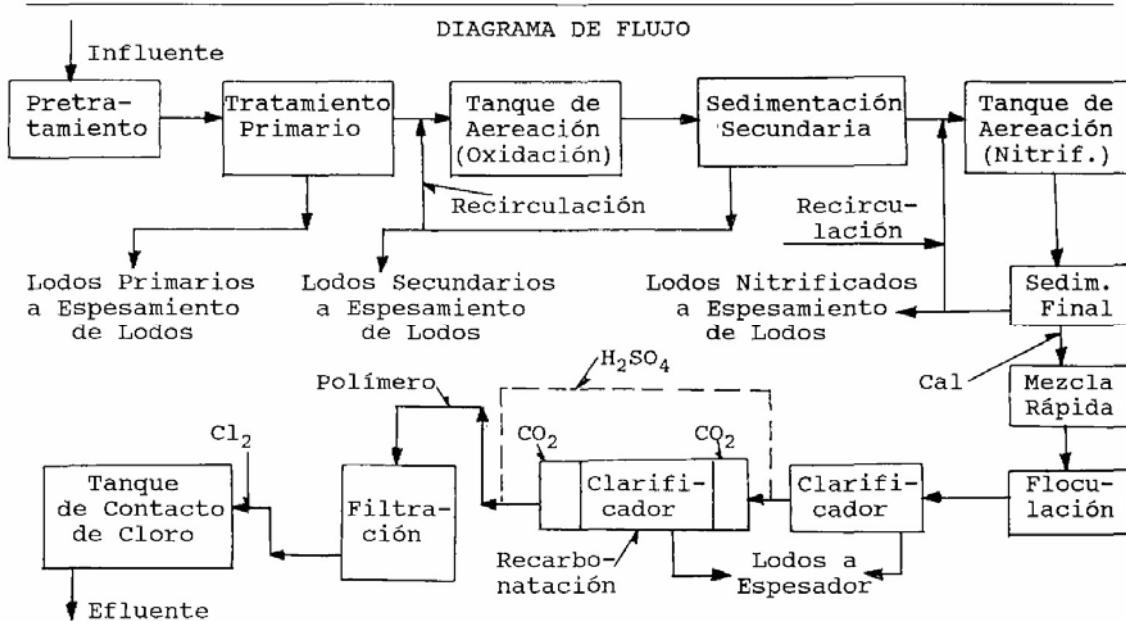
Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	96.0	8.0E+0	7.00E+0	3.55E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	88.0	4.73E+1	3.71E+1	1.99E+1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	99.0	2.85E+0	2.27E+0	1.75E+0
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	80.0	5.96E+0	3.60E+0	3.02E+0
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	83.0	1.36E+0	9.28E-1	6.51E-1
ALCALINIDA D	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	89.0	5.43E+1	3.38E+1	1.89E+1
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	2.77E+0	3.61E+0	2.02E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	52.0	6.53E-3	9.12E-3	5.28E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	71.0	2.55E-3	1.28E-3	1.33E-3
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	84.0	3.90E-1	4.37E-1	1.84E-1
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	85.0	4.41E-2	1.71E-2	5.40E-3
MANGANESO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	46.0	7.94E-2	5.24E-2	5.14E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	70.0	1.47E+1	1.40E+1	1.16E+1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	1.19E+0	1.38E+0	9.74E-1
TURBIEDAD COT	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	97.0	6.87E-1	2.60E-1	7.59E-2
	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	90.0	2.82E+0	6.30E+0	7.41E-1

Tabla 3.72. Nivel 6 – tratamiento terciario con cal diagrama de flujo y eficiencias de remoción



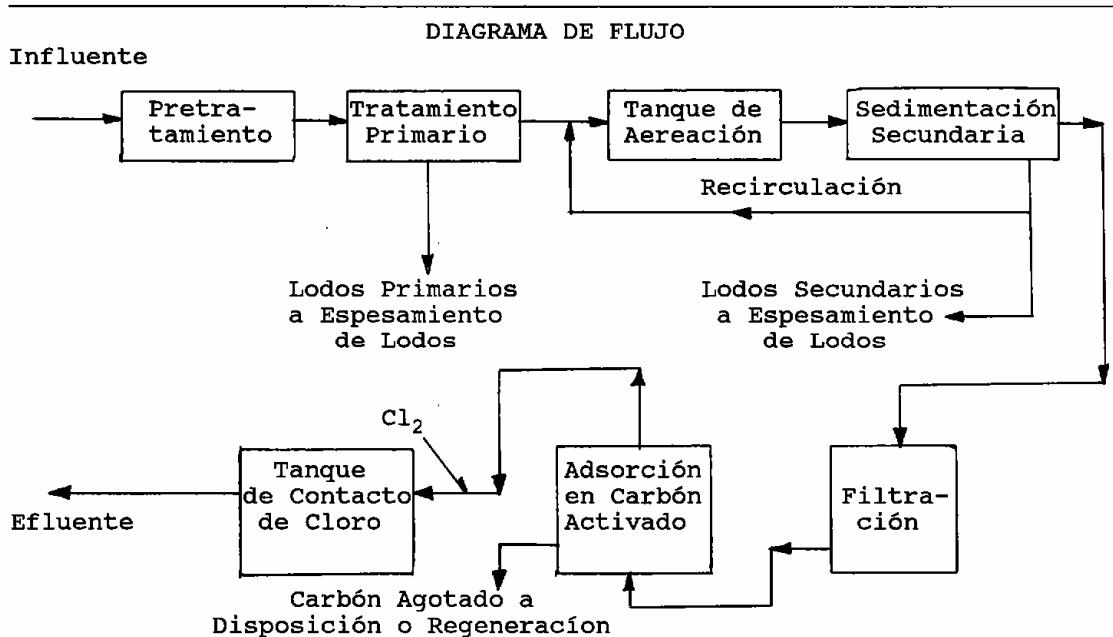
Parámetro	Influyente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	98.0	2.02E-1	1.75E-1	8.87E-2
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	95.0	2.76E+0	2.16E+0	1.16E+0
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	97.0	2.85E-1	2.27E-1	1.75E-1
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	76.0	2.98E-2	1.80E-2	1.51E-2
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	97.0	1.60E-2	1.09E-2	7.66E-3
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	97.8	1.09E+1	6.75E+0	3.78E+0
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	4.62E-2	6.02E-2	3.36E-2
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	61.0	7.48E-4	1.05E-3	6.05E-4
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	98.0	4.40E-5	2.20E-5	2.30E-5
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	98.0	1.95E-2	2.18E-2	9.20E-3
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	98.0	2.94E-4	1.14E-4	3.60E-5
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	97.0	4.12E-3	2.72E-3	2.67E-3
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	2.42E-3	5.29E-4	5.00E-4
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	75.0	2.94E-1	2.80E-1	2.33E-1
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	1.71E-2	1.97E-2	1.39E-2
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	98.0	2.29E-2	8.66E-3	2.53E-3
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	94.0	6.77E-1	1.51E+0	1.78E-1

Tabla 3.73. Nivel 7–Tratamiento terciario de efluentes nitrificados con cal
Diagrama de flujo y eficiencias de remoción



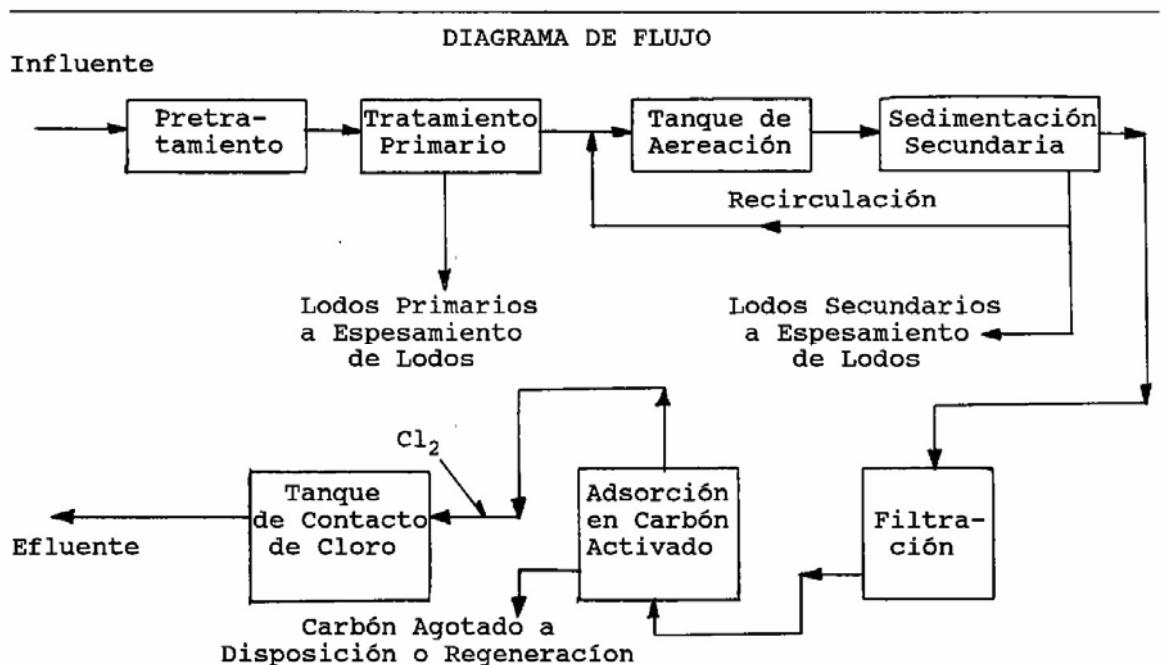
Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	99.0	2.02E+0	1.75E+0	8.87E-1
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	98.0	7.88E+0	6.18E+0	3.32E+0
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	99.0	2.85E+0	2.27E+0	1.75E+0
NH ₃ -N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	99.0	2.98E-1	1.80E-1	1.51E-1
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	99.0	8.00E-2	5.46E-2	3.83E-2
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	.0	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	94.0	2.77E+0	3.61E+0	2.02E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	61.0	5.30E-3	7.41E-3	4.29E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	98.0	1.76E-4	8.80E-5	9.20E-5
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	98.0	4.88E-2	5.46E-2	2.30E-2
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	98.0	5.88E-3	2.28E-3	7.20E-4
MANGANESO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	97.0	4.41E-3	2.91E-3	2.86E-3
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	75.0	1.23E+1	1.17E+1	9.70E+0
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	79.0	1.19E+0	1.38E+0	9.74E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	98.0	4.58E-1	1.73E-1	5.06E-2
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	94.0	1.69E+0	3.78E+0	4.45E-1

Tabla 3.74. Nivel 8–adsorción en carbon activado de efluentes secundarios filtrados diagrama de flujo y eficiencias de remoción



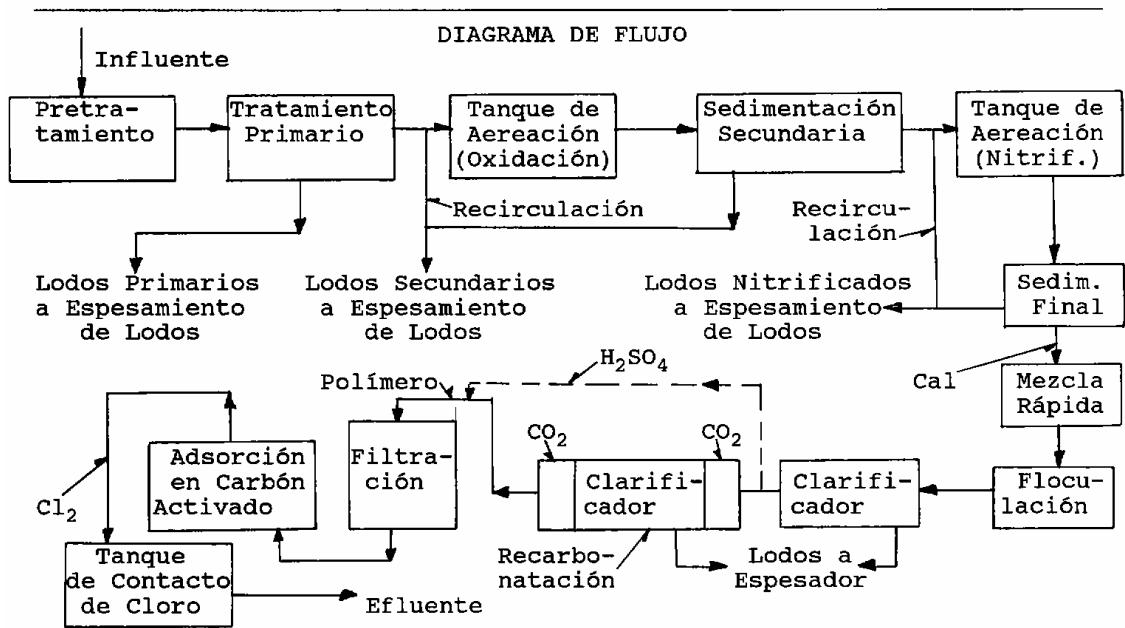
Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	98.0	4.04E+0	3.50E+0	1.77E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	94.0	2.36E+1	1.85E+1	9.96E+0
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	100.0	0.00E+0	0.00E+0	1.81E+0
NH ₃ -N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	88.0	3.58E+0	2.16E+0	0.00E+0
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	98.0	1.60E-1	1.09E-1	7.66E-2
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	98.4	7.90E+0	4.91E+0	2.75E+0
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	97.0	1.39E+0	1.81E+0	1.01E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	52.0	6.53E-3	9.12E-3	5.28E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	71.0	2.55E-3	1.28E-3	1.33E-3
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	96.0	9.76E-2	1.09E-1	4.60E-2
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	90.0	2.94E-2	1.14E-2	3.60E-3
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	63.0	5.44E-2	3.59E-2	3.52E-2
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	91.0	4.41E+0	4.19E+0	3.49E+0
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	92.0	4.55E-1	5.26E-1	3.71E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	99.0	2.29E-1	8.66E-2	2.53E-2
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	96.0	1.12E+0	2.52E+0	2.96E-1

Tabla 3.75. Nivel 8—adsorción en carbon activado de efluentes terciarios con cal diagrama de flujo y eficiencias de remoción



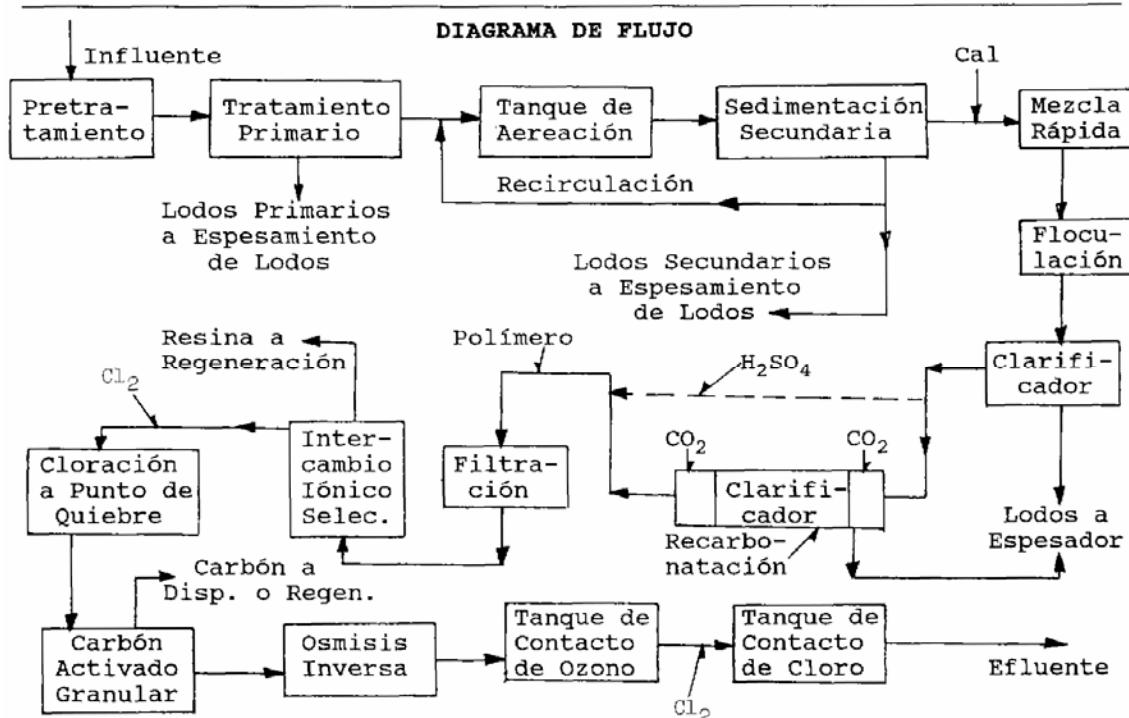
Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	99.0	2.02E+0	1.75E+0	8.87E-1
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	97.0	1.18E+1	9.27E+0	4.98E+0
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	99.0	2.85E+0	2.27E+0	1.75E+0
NH ₃ -N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	85.0	4.47E+0	2.70E+0	2.27E+0
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	80.0	9.88E+1	6.14E+1	3.44E+1
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	97.0	1.39E+0	1.81E+0	1.01E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	61.0	5.30E-3	7.41E-3	4.29E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	98.0	1.76E-4	8.80E-5	9.20E-5
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	99.0	2.44E-2	2.73E-2	1.15E-2
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	99.0	2.94E-3	1.14E-3	3.60E-4
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	98.0	2.94E-3	1.94E-3	1.90E-3
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	93.0	3.43E+0	3.26E+0	2.72E+0
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	92.0	4.55E-1	5.26E-1	3.71E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	99.0	2.29E-1	8.66E-2	2.53E-2
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0

Tabla 3.76. Nivel 10. Adsorción en carbon activado de efluentes nitrificados y terciarios con cal. Diagrama de flujo y eficiencias de remoción



Parámetro	Influente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	99.0	3.94E+0	3.09E+0	1.66E+0
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	99.0	2.98E-1	1.80E-1	1.51E-1
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	.0	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	97.0	1.39E+0	1.81E+0	1.01E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	67.0	5.30E-3	7.41E-3	4.29E-3
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	98.0	1.76E-4	8.80E-5	9.20E-5
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	99.0	2.44E-2	2.73E-2	1.15E-2
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	98.0	5.88E-3	2.28E-3	7.20E-4
MANGANEZO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	98.0	2.94E-3	1.94E-3	1.90E-3
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	23.0	1.90E-2	4.16E-3	3.93E-3
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	93.0	3.43E+0	3.26E+0	2.72E+0
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	92.0	4.55E-1	5.26E-1	3.71E-1
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0

Tabla 3.77. Nivel 11–filtración en membranas semipermeables (osmosis inversa) después de tratamiento biológico y fisico-químico diagrama de flujo y eficiencias de remoción



Parámetro	Influyente por Zona			Efic. (%)	Efluente por Zona		
	Z1	Z2	Z3		Z1	Z2	Z3
DBO	2.02E+2	1.75E+2	8.87E+1	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
DQO	3.94E+2	3.09E+2	1.66E+2	99.9	3.94E-1	3.09E-1	1.66E-1
SST	2.85E+2	2.27E+2	1.75E+2	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
NH3-N	2.98E+1	1.80E+1	1.51E+1	95.0	1.49E+0	9.00E-1	7.55E-1
FÓSFORO	8.00E+0	5.46E+0	3.83E+0	99.4	4.80E-2	3.28E-2	2.30E-2
ALCALINIDAD	4.94E+2	3.07E+2	1.72E+2	99.5	2.47E+0	1.54E+0	8.60E-1
G Y A	4.62E+1	6.02E+1	3.36E+1	99.6	1.39E+0	1.81E+0	1.01E+0
ARSÉNICO	1.36E-2	1.90E-2	1.10E-2	97.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
CADMIO	8.80E-3	4.40E-3	4.60E-3	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
FIERRO	2.44E+0	2.73E+0	1.15E+0	100.0	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
PLOMO	2.94E-1	1.14E-1	3.60E-2	100.0	5.88E-4	2.28E-4	7.20E-5
MANGANESO	1.47E-1	9.70E-2	9.52E-2	99.8	1.47E-3	9.70E-4	9.52E-4
MERCURIO	2.47E-2	5.40E-3	5.10E-3	99.0	2.47E-5	5.40E-6	5.10E-6
COLOR	4.90E+1	4.66E+1	3.88E+1	99.9	9.80E-2	9.32E-2	7.76E-2
SAAM	5.69E+0	6.57E+0	4.64E+0	99.8	0.00E+0	0.00E+0	0.00E+0
TURBIEDAD	2.29E+1	8.66E+0	2.53E+0	100.0	2.29E-2	8.66E-3	2.53E-3
COT	2.82E+1	6.30E+1	7.41E+0	99.9	2.82E-2	6.30E-2	7.41E-3

Tabla 3.78. Costos unitarios originales en el programa capdet

Concepto	Costo original en CAPDET [\$ = Dólares EUA]	
Edificios	51.84 \$/pie ²	557.27 \$/m ²
Movimiento de tierra	1.30 \$/pie ³	1.70 \$/m ³
Concreto en muros	223.56 \$/pie ³	292.79 \$/m ³
Techumbres	98.28 \$/pie ³	128.71 \$/m ³
Pasamanos	17.01 \$/pie ²	182.85 \$/m ²
Renta de grúa	27.22 \$/pie	89.23 \$/m
Electricidad	72.36 \$/hr	72.36 \$/hr
	.04 \$/kw-hr	.04 \$/kw-hr
Productos químicos		
Cal	.03 \$/lb	.08 \$/kg
Alumbre	.04 \$/lb	.10 \$/kg
Sales de hierro	.06 \$/lb	.14 \$/kg
Polímeros	1.75 \$/lb	3.86 \$/kg
Tubería de 8 pulgadas de Y	9.81 \$/pie	32.15 \$/m
Codo de 8 pulgadas de Y	93.77 \$/unid	93.77 \$/unid
“Te” de 8 pulgadas de Y	138.77 \$/unid	138.77 \$/unid
Válvula de 8 pulgadas de Y	1453.85 \$/unid	1453.85 \$/unid
Mano de obra de construcción	14.47 \$/hr	14.47 \$/hr
Mano de obra de operadores	8.10 \$/hr	8.10 \$/hr
Mano de obra de instaladores	15.88 \$/hr	15.88 \$/hr
Índice de Construcción de EPA	163	
Índice de Marshall and Swift	577	
Índice de Engineering News Record	2886	
Índice de Costos de Tubería	295.20	

Notas:

Cal.- Costo de Ca(OH).

Alumbre.- Costo de solución al 49% de alumbre.

Sales de Hierro.- Costo de solución de hierro al 40%.

Tuberías.- Todas de hierro fundido.

Tabla 3.79. Costos unitarios para el D.F.

Concepto	Costo original en CAPDET [\$ = Dólares EUA]	
Edificios	20.52 \$/pie ²	220.59 \$/m ²
Movimiento de tierra	5.40 \$/pie ³	7.07 \$/m ³
Concreto en muros	216 \$/pie ³	282.88 \$/m ³
Techumbres	97.20 \$/pie ³	127.30 \$/m ³
Pasamanos	6.48 \$/pie ²	69.66 \$/m ²
Renta de grúa	27.22 \$/pie	89.23 \$/m
Electricidad	72.36 \$/hr	72.36 \$/hr
	.05 \$/kw-hr	.05 \$/kw-hr
Productos químicos		
Cal	.03 \$/lb	.08 \$/kg
Alumbre	.04 \$/lb	.10 \$/kg
Sales de hierro	.06 \$/lb	.14 \$/kg
Polímeros	1.75 \$/lb	3.86 \$/kg
Tubería de 8 pulgadas de Y	4.32 \$/pie	14.10 \$/m
Codo de 8 pulgadas de Y	43.20 \$/unid	43.20 \$/unid
“Te” de 8 pulgadas de Y	69.12 \$/unid	69.12 \$/unid
Válvula de 8 pulgadas de Y	756 \$/unid	756 \$/unid
Mano de obra de construcción	7.02 \$/hr	7.02 \$/hr
Mano de obra de operadores	4.05 \$/hr	4.05 \$/hr
Mano de obra de instaladores	7.56 \$/hr	7.56 \$/hr
Índice de Construcción de EPA	212	
Índice de Marshall and Swift	750	
Índice de Engineering News Record	3750	
Índice de Costos de Tubería	384	

Notas:

Cal.- Costo de Ca(OH)₂

Alumbre.- Costo de solución al 49% de alumbre

Sales de Hierro.- Costo de solución de hierro al 40%

Tuberías.- Todas de hierro fundido

Tabla 3.80. Análisis comparativo de costos de plantas de tratamiento para reuso de aguas residuales resumen de costos de construcción (dólares eua)

Proceso	Gasto de diseño (l/s)		
	50	250	500
Pretratamiento (*)	61,754	168,400	259,402
Sedimentación Primaria	149,242	324,595	649,580
Cloración de Efluentes Primarios	65,264	95,807	144,638
Espesamiento de Lodos Primarios	61,494	134,081	182,895
Filtros Prensa, Lodos Prim. (*)	1,182,623	1,288,260	1,556,882
Tratamiento Secundario			
Tanque de Aereación	160,800	755,740	1,308,985
Sedimentación Secundaria	209,925	464,282	928,956
Recirculación de Lodos	87,981	175,097	237,629
Sopladores	127,439	311,682	503,851
Suma	586,145	1,706,801	2,979,421
Nitrificación de Efluentes Secundarios			
Tanque de Aereación	323,851	1,613,457	2,865,175
Sedimentación Secundaria	189,621	418,274	836,940
Recirculación de Lodos	87,981	175,097	237,629
Alimentación con Cal	45,271	106,691	168,745
Suma	646,725	2,313,520	4,108,488
Espesamiento de Lodos Primarios mas Secundarios	66,951	199,151	275,687
Filtros Prensa, Prim. mas Sec. (*)	1,182,623	1,288,260	1,556,882
Cloración de Efluentes Secundarios	65,264	95,807	144,638
Desnitrificación			
Tanque de Aereación	275,556	513,291	777,082
Sedimentación Secundaria	189,621	418,274	836,940
Recirculación de Lodos	87,981	175,097	237,629
Suma	553,158	1,106,662	1,851,650
Tratamiento Químico			
Floculación mas Clarificación	449,083	1,108,960	2,218,289
Alimentación de Alumbre	102,338	102,338	102,338
Suma	551,421	1,211,298	2,320,626
Filtración	417,384	635,453	1,202,734
Adsorción en Carbón Activado			
Torres de Adsorción	820,126	3,291,677	4,392,187
Bombeos Internos	87,981	175,097	237,629
Suma	908,107	3,466,774	4,629,816
Cloración de Efluentes Terciarios	53,959	87,188	121,782
Espesamiento de Lodos Químicos	61,494	61,494	72,390
Filtros Prensa de Lodos Quím. (*)	1,182,623	1,288,260	1,556,882

(*) Costos calculados con las ecuaciones paramétricas.

Tabla 3.81. Análisis comparativo de costos de plantas de tratamiento para reuso de aguas residuales resumen de costos de operación y mantenimiento (dólares eu)

Proceso	Gasto de diseño (l/s)		
	50	250	500
Pretratamiento (*)	5,901	12,975	20,805
Sedimentación Primaria	3,902	7,784	13,269
Cloración de Efluentes Primarios	14,052	28,830	47,499
Espesamiento de Lodos Primarios	1,653	3,939	5,417
Filtros Prensa, Lodos Prim. (*)	9,951	19,360	29,374
Tratamiento Secundario			
Tanque de Aereación	47,642	207,223	395,186
Sedimentación Secundaria	5,075	11,517	19,713
Recirculación de Lodos	7,608	25,444	47,204
Sopladores	0	0	0
Suma	60,324	244,184	462,103
Nitrificación de Efluentes Secundarios			
Tanque de Aereación	113,843	549,310	1,079,128
Sedimentación Secundaria	4,730	10,412	17,758
Recirculación de Lodos	7,625	25,471	47,238
Alimentación con Cal	9,802	20,056	28,160
Suma	136,000	605,248	1,172,285
Espesamiento de Lodos Primarios mas Secundarios	2,440	5,962	8,689
Filtros Prensa, Prim. mas Sec. (*)	9,951	19,360	29,374
Cloración de Efluentes Secundarios	14,075	28,902	47,640
Desnitrificación			
Tanque de Aereación	24,460	113,512	212,426
Sedimentación Secundaria	4,790	10,573	18,020
Recirculación de Lodos	7,716	25,607	47,414
Suma	36,965	149,692	277,860
Tratamiento Químico			
Floculación mas Clarificación	46,684	147,690	279,615
Alimentación de Alumbre	4,403	5,325	6,761
Suma	51,087	152,945	286,376
Filtración			
Adsorción en Carbón Activado			
Torres de Adsorción	11,934	85,761	138,979
Bombeos Internos	7,716	25,607	47,414
Suma	19,650	111,367	186,393
Cloración de Efluentes Terciarios	10,704	15,934	22,665
Espesamiento de Lodos Químicos	1,157	1,997	2,831
Filtros Prensa de Lodos Quím. (*)	9,951	19,360	29,374

Tabla 3.82. Costos estimados para un modulo de tratamiento de 500 l/s

Proceso	Costos de Construcción			
	Dólares	Millones de Pesos	Dólares por año	Millones de pesos por año
Pretratamiento	259,402	597	20,805	49
Sedimentación Primaria	649,580	1,494	13,441	31
Tanque de Aereación	1,308,985	3,011	0	0
Recirculación de Lodos	237,629	547	47,204	109
Sopladores	503,851	1,159	395,186	909
Sedimentación Secundaria	928,956	2,137	19,713	45
Cloración	144,638	333	47,615	110
Suma	4,033,041	9,276	544,260	1,252
Aplicaciones y Mejoras				
Tratamiento Químico				
Floc. mas Clarificador	2,218,289	5,102	279,575	643
Aliment. de Alumbre	102,338	235	6,761	16
Suma	2,320,626	5,337	286,336	659
Filtración	1,202,734	2,766	41,759	96
Adsorción en Carbón Activado				
Torres de Adsorción	4,392,187	10,297	138,979	351
Bombeos Internos	237,629	547	47,414	109
Suma	4,629,816	10,843	186,393	460
Manejo de Lodos				
Espesamiento de Lodos Prim.	182,895	421	5,417	12
Esp. De Lodos Prim. + Sec.	253,657	583	7,800	18
Fil. Prensa para Desecado	1,556,882	3,581	29,374	68

Notas:

1. El costo en pesos fue calculado a razón de 2,500 pesos / dólar
2. Los costos de construcción no incluyen el factor de indirecto aproximadamente 30% del costo neto de construcción
3. No se incluyen costos de ingeniería, proyecto, supervisión durante la construcción, administración, intereses, etc.

Tabla 3.83. Costos estimados para un modulo de tratamiento de 500 l/s

Proceso	Costos de Construcción			
	Dólares	Millones de Pesos	Dólares por año	Millones de pesos por año
TRATAMIENTO PRELIMINAR				
Pretratamiento	518	1,296	42	105
TRATAMIENTO PRIMARIO				
Sedimentación Primaria	1,299	3,248	27	68
TRATAMIENTO SECUNDARIO CONVENCIONAL				
Tanque de Aereación	2,618	6,545	0	0
Recirculación de Lodos	475	1,188	94	235
Sopladores	1,008	2,519	791	1,976
Sedimentación Secundaria	1,890	4,725	40	100
Suma	5,991	14,977	924	2,311
DESINFECCIÓN				
Cloración	289	724	95	238
TRATAMIENTO TERCIARIO (a)				
Tratamiento Químico				
Floc. mas Clarificador	4,437	11,092	559	1,399
Aliment. de Alumbre	205	513	14	35
Filtración	2,405	6,013	83	208
Suma	7,047	17,618	657	1,642
TRATAMIENTO TERCIARIO (b)				
Adsorción en Carbón Activado				
Torres de Adsorción	8,954	22,386	306	764
Bombeos Internos	475	1,188	95	238
Suma	9,429	23,574	401	1,002
MANEJO DE LODOS				
Espesamiento de Lodos Prim.	366	915	11	27
Esp. De Lodos Prim. + Sec.	508	1,269	15	38
Fil. Prensa para Desecado	3,114	7,784	58	146

Notas:

1. El costo en pesos fue calculado a razón de 2,500 pesos / dólar.
2. No se incluye el costo de utilidad. Los gastos fijos del contratista de la obra son, aproximadamente, del 28 al 36% de los costos anteriores.
3. Otros costos considerados son: estudio de factibilidad, proyecto de ingeniería, supervisión de la construcción, gastos legales y administrativos, costos del terreno, intereses durante la construcción, edificios administrativos y laboratorios, administración del proyecto, etc.

Tabla 3.84. Esquema de costos para un modulo de tratamiento de 1,000 l/s

Clave	Lagunas Faculta-tivas	Cloración			Ozonación
		Prim.	Sec.		
Inv. Inicial (M \$)	4,766	723	723		10,577
CAOM (M \$/año)	2,080	238	238		1,803
C.U. (\$/m³)	80	9	9		89
Pretratamiento	Tratamiento Primario	Lodos Activa-dos	Nitrifica-ción	Trata-miento Químico	Filtración
1,297	3,248	14,897	5,645	11,091	6,014
104	67	2,310	3,551	1,432	3,468
7	12	117	129	79	128
	Esp. de Lodos	Esp. de Lodos		Esp. de Lodos	Osmosis Inversa
	914	464		362	39,596
	27	16		14	4,926
	4	2		1	275
	Desaguado de Lodos	Desaguado de Lodos		Desaguado de Lodos	Osmosis Inversa
	7,784	470		7,784	15,091
	147	16		147	360
	28	2		28	56

Clave:

Inv. Inicial = Inversión Inicial (M \$ - Millones de pesos) Ver nota Tabla 3.70.

COAM = Costo Anual de Operación y Mantenimiento (M \$/año - Millones de pesos por año)

C.U. = Costo Unitario (\$/m³ - pesos por metro cúbico)

Tabla 3.85. Costos de tratamiento de aguas residuales para recarga de acuíferos, modulo de 1,000 l/s

Proceso	Inversión Inicial (Construcción) (M \$)	Costos de Operación y Mantenimiento (M \$/año)	Costo Unitario del Agua Tratada (\$ / m³)
Recarga Superficial			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Tratamiento Secundario	14,897	2,313	117
Tratamiento Químico	11,093	1,432	78
Filtración	6,010	3,463	128
Cloración	728	235	9
Total	37,283	7,619	352
Recarga por Inyección Directa (a)			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Tratamiento Secundario	14,897	2,254	117
Tratamiento Químico	11,093	1,432	79
Filtración	6,010	3,463	128
Adsorción en Carbón Activado	21,964	939	95
Ozonación	10,577	1,808	89
Total	69,097	10,072	527
Recarga por Inyección Directa (b)			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Tratamiento Secundario	14,897	2,313	117
Filtración	6,010	3,463	128
Osmosis Inversa	39,596	4,930	275
Cloración	728	235	9
Total	65,786	11,117	548

Notas:

1. El costo en pesos se calculó a razón de 2,500 pesos / dólar.
2. No se incluye el costo de utilidad. Los gastos fijos del contratista de la obra son, aproximadamente, del 28 a 36% de los costos anteriores.
3. Otros costos no considerados son: estudio de factibilidad, proyecto de ingeniería, supervisión de la construcción, gastos legales y administrativos, costos del terreno, intereses durante la construcción, edificios administrativos y laboratorios, administración del proyecto, etc.
- 4 Tasa anual de interés = 7%; Vida útil = 20 años
5. M \$ = Millones de pesos
6. \$ = pesos

Tabla 3.86. Costos de tratamiento de aguas residuales para reuso , modulo de 1,000 l/s

Proceso	Inversión Inicial (Construcción) (M \$)	Costos de Operación y Mantenimiento (M \$/año)	Costo Unitario del Agua Tratada (\$ / m³)
Riego de Forrajes			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Total	4,55	176	19
Riego de Cultivos que se Consumen Cocidos			
Pretratamiento	1,303	106	7
Lagunas Facultativas	4,766	2,078	80
Total	6,069	2,183	87
Riego de Cultivos que se Consumen Crudos			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Tratamiento Secundario	14,897	2,313	117
Cloración	728	235	9
Total	20,180	2,723	146
Uso Recreativo con Contacto Directo			
Pretratamiento	1,303	106	7
Tratamiento Primario	3,252	70	12
Tratamiento Secundario	14,897	2,313	117
Filtración	6,010	3,463	128
Cloración	728	235	9
Total	26,190	6,187	274

Notas:

1. El costo en pesos se calculó a razón de 2,500 pesos / dólar.
2. No se incluye el costo de utilidad. Los gastos fijos del contratista de la obra son, aproximadamente, del 28 a 36% de los costos anteriores.
3. Otros costos no considerados son: estudio de factibilidad, proyecto de ingeniería, supervisión de la construcción, gastos legales y administrativos, costos del terreno, intereses durante la construcción, edificios administrativos y laboratorios, administración del proyecto, etc.
- 4 Tasa anual de interés = 7%; Vida útil = 20 años
5. M \$ = Millones de pesos
6. \$ = pesos

REFERENCIAS

- 1.- Metcalf and Eddy, Inc, "Wastewater Engineering Treatment Disposal", Sunda edición, McGraw-Hill, New York, 1979.
- 2.- SRH, Subsecretaría de planeación, Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. "Sistemas Económicos de Tratamiento de Aguas Residuales Adecuadas a las Condiciones Nacionales, Sunda Etapa", 1986.
- 3.- Dirección General de Construcción y operación Hidráulica (DGCOH) , "Evaluación de Sistemas Biológicos de Tratamiento", Laboratorio ABC, Química, Investigación y Análisis, S.A., 1987.
- 4.- U.S. Environmental Protection Agency, "Proposed Criteria for Water Quality", Vol. I and II, Octubre 1973.
- 5.- National Academy of Science and National Academy of Engineering, "Water Quality Criteria, 1972", A Report of Committee on Water Quality Criteria, EPA-R3-73-033, 1972.
- 6.- McKee, J.E. and H. W. Wolf, "Water Quality Criteria" , Second Edition, California State, Water Research Control Board, Pub,3-A, 1963.
- 7.- National Technical Advisory Committee, "Water Quality Criteria": Report of the technical Advisory Committee to the Secretary of the interior", Federal Water Pollution Control Administration, 1968.
- 8.- Technical Association of the Pulp and Paper Industry (TAPPI) "Water Supply and Treatment Committee" 1970.
- 9.- Evers, R.H., "Water Quality Requirements for the Petroleum Industry", Journal of the American Water Works Association, Vol .67, Feb. 1973.
- 10.- U.S. Environmental Protection Agency, "Quality Criteria for Water", Julio 1976.
- 11.- Davis, P.H. and Coaettl, J.F., "Aquatic Life-Water Quality Recommendations for Heavy Metals and Other Inorganic Toxicants in Fresh Water", Water Quality Standards Revision Committees and Colorado Water Quality Control Commission, July, 1976.
- 12.- U.S.Environmental Protection Agency, Water Programs, "National Interim Primary Drinking Regulations", Part IV, Federal Register. Vol. 40, No. 240, Diciembre 1975.
- 13.- James M. Montgomery, Inc. "Water Treatment Principles and Design", John Wiley and Sons, New York, 1985

- 14.- CH2M Hill Inc., "San Francisco Wastewater Treatment Pilot Plant Study", Mayo, 1974.
- 15.- Ryan, B. W. and Barth, E. F., "Nutrient Control by Plant Modifications at El Lago, Texas", EPA 600/2-76-104, Julio, 1976.
- 16.- Plant Operating Data, Dallas and White Rock Sewage Treatment Plants, 1967-1070.
- 17.- Petrasik, A. C., "Wastewater Characterization and Process Reliability for Potable Wastewater Reclamation", EPA 600/2-77-210, Noviembre, 1977.
- 18.- Polta, R. C. et al., "Evaluation of Phisical Chemical Treatment at Rosemont", EPA Grant No. S802666, Preliminary Draft Report.
- 19.- Horstotte, G. A., et al., "Fill - scale Testing of a Water Reclamation System", JWPCA, Enero, 1974.
- 20.- Plant Operating Data, EPA-DC Pilot Plant, 1975.
- 21.- Plant Operating Data, Colorado Springs, Colorado.
- 22.- Plant Operating Data, South Shore Wastewater Treatment Plant Milwaukee, Wisconsin, Enero 1975 a Diciembre 1976.
- 23.- Plant Operating Data, Orange County Water Factory 21 Enero a Junio de 1977.
- 24.- Plant Operating Data, Boulder, Colorado, 1974.
- 25.- Plant Operating Data, Glandstone Michigan 1974.
- 26.- Plant Operating Data, Columbus Indiana, 1976.
- 27.- Plant Operating Data, California, 1977.
- 28.- Plant Operating Data, Flushing Meadows, Phoenix, Arizona 1971-1976.
- 29.- Plant Operating Data, Muskegon, Michigan, 1977.
- 30.- Culp, R. L., et al., "Handbook of Advanced Wastewater Treatment", Van Nostrand Reinhold Company, 1978.
31. "Innovative and Alternative Technology Assessment Manual, Publicación MCD-53, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Program Operations, Washington, D.C. and Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio).

32. Water Pollution Control Federation, "Wastewater Treatment Plant Design", Manual of Practice No. 8, 2a Impresión, Lancaster Press, Inc., EUA, 1982.
33. "Stevens Water Resources Data Book", 3a. edición, Leupold and Stevens, Inc., Oregon, EUA, 1978.
34. Davis, C.V. y K.E. Sorensen (Ed.), "Handbook of Applied Hydraulics", 3a.edición, McGraw Hill Book Company, EUA, 1969.
35. Fair, G. M. y J. C. Geyer, "Water Supply and Wastewater Disposal", John Wiley and Sons, Inc., EUA, 1961.
36. Vernick, A.S. y E.C. Walker (Ed.), "Handbook of Wastewater Treatment Processes", Marcel Dekker, Inc., EUA, 1981.
37. Water Pollution Control Federation, "Preliminary Treatment for Wastewater Facilities", Manual of Practice No. OM-2, WPCF, EUA, 1980.
38. Water Pollution Control Federation, "Clarifier Design", Manual of Practice No. FD-8, WPCF, EUA, 1985.

Tabla de conversión de unidades de medida al Sistema Internacional de Unidades (SI)

OTROS SISTEMAS DE UNIDADES		MULTIPLICADO POR	SISTEMA INTERNACIONAL DE UNIDADES (SI)	
UNIDAD	SÍMBOLO		UNIDAD	SÍMBOLO
LONGITUD				
Pie	pie, ft.,'	0.3048	metro	m
Pulgada	plg., in, "	25.4	milímetro	mm
PRESIÓN/ESFUERZO				
Kilogramo fuerza/cm ²	kg _f /cm ²	98,066.5	Pascal	Pa
Libra/pulgada ²	lb/ plg ² ,PSI	6,894.76	Pascal	Pa
Atmósfera	atm	98,066.5	Pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9,806.65	Pascal	Pa
Mm de mercurio	mm Hg	133.322	Pascal	Pa
Bar	bar	100,000	Pascal	Pa
FUERZA/ PESO				
Kilogramo fuerza	kg _f	9.8066	Newton	N
MASA				
Libra	lb	0.453592	kilogramo	kg
Onza	oz	28.30	gramo	g
PESO VOLUMÉTRICO				
Kilogramo fuerza/m ³	kg _f /m ³	9.8066	N/m ³	N/m ³
Libra /ft ³	lb/ft ³	157.18085	N/m ³	N/m ³
POTENCIA				
Caballo de potencia, Horse Power	CP, HP	745.699	Watt	W
Caballo de vapor	CV	735	Watt	W
VISCOSIDAD DINÁMICA				
Poise	μ	0.01	Mili Pascal sundo	mPa.s
VISCOSIDAD CINEMÁTICA				
Viscosidad cinemática	v	1	Stoke	m ² /s (St)
ENERGÍA/ CANTIDAD DE CALOR				
Caloría	cal	4.1868	Joule	J
Unidad térmica británica	BTU	1,055.06	Joule	J
TEMPERATURA				
Grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	Grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²