

01177



**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO**

1
2e

Facultad de Ingeniería

**Sistema computacional para la estimación
preliminar de procesos de tratamiento de aguas
residuales industriales.**

**(Casos de estudio: industria papelera,
procesadora de alimentos del mar y petrolera)**

PRESENTA: I. Q. MARTHA ELENA ALCÁNTARA GARDUÑO

ASESOR: DR. TOMÁS GONZÁLEZ MORÁN

CIUDAD UNIVERSITARIA

1998

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

266217



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

Página

Indice.....	ii
Lista de Tablas.....	vii
Lista de Figuras.....	xi

AGRADECIMIENTOS.....	xiv
DEDICATORIA.....	xv

CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN

1.1 Presentación.....	2
1.2 Objetivos.....	4
1.3 Alcances.....	5
1.4 Limitaciones.....	5

CAPÍTULO II PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA INDUSTRIA PAPELERA, PROCESADORA DE ALIMENTOS DEL MAR Y PETROLERA

2.1 Industria Papelera.....	8
2.1.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria del Papel.....	9
2.2 Industria Procesadora de Alimentos del Mar.....	12
2.2.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria Procesadora de Alimentos del Mar.....	17
2.3 Industria Petrolera.....	20
2.3.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria Petrolera.....	24

CAPÍTULO III NORMATIVIDAD APLICABLE AL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

3.1 Leyes y Reglamentos Existentes en México.....	30
3.1.1 Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente.....	31
3.1.2 Reglamento para Prevenir y Controlar la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias.....	32
3.2 Normas Mexicanas (NMX) y Normas Oficiales Mexicanas (NOM).....	32
3.2.1 NOM-001-ECOL-1996.....	32
3.2.2 NOM-CCA-031-ECOL-1993.....	38
3.2.3 Normas Mexicanas (NMX) usadas para la Determinación de los Parámetros Fijados por las NOM.....	40

ÍNDICE

	Página
3.3 Leyes y Reglamentos existentes en Estados Unidos en Materia de Protección a la Contaminación del Agua.....	42
3.3.1 Reglamentos y Órdenes de la <i>Outer Continental Shelf</i>	42
3.3.2 Código de Normas Federales Título 40. Protección al Ambiente	44
3.3.3 Métodos de Análisis de Aguas Residuales.....	50
3.4 Legislación Aplicable en Francia, Bélgica y Canadá.....	50
3.4.1 Legislación Francesa.....	50
3.4.2 Legislación Belga.....	51
3.4.3 Legislación Canadiense.....	53
CAPÍTULO IV CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	
4.1 Parámetros de Descarga Utilizados para el Diseño de Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales.....	56
4.2 Características Físicas.....	57
4.2.1 Material Inorgánico.....	57
4.2.2 Temperatura.	59
4.2.3 Color.....	59
4.2.4 Olor.....	59
4.3 Características Químicas.....	60
4.3.1 Materia Orgánica Biodegradable.....	60
4.3.2 Materia Orgánica No Biodegradable.....	62
4.3.3 Grasas y Aceites.....	63
4.3.4 Potencial Hidrógeno (pH).....	63
4.3.5 Cloruros.....	64
4.3.6 Gases Disueltos.....	64
4.4 Características Biológicas.....	65
4.4.1 Microorganismos.....	65
CAPÍTULO V DETERMINACIÓN DE LOS ELEMENTOS DE DISEÑO NECESARIOS PARA EL CÁLCULO DE LA INGENIERÍA BÁSICA DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	
5.1 Procesos de Tratamiento.....	70
5.2 Medición de Caudales.....	71
5.2.1 Canal Parshall.....	71
5.2.2 Vertedores Triangulares.....	73
5.2.3 Medidores Venturi.....	75
5.2.4 Medidores de Inducción Magnética.....	75

ÍNDICE

	Página
5.3 Cribado o Rejillas.....	76
5.4 Desarenadores.....	79
5.4.1 Desarenadores Planos.....	82
5.4.2 Desarenadores Profundos.....	86
5.4.3 Desarenadores Aireados.....	87
5.5 Tanques de Regulación.....	90
5.5.1 Elementos de Diseño.....	90
5.5.2 Sistemas de Bombeo.....	94
5.6 Sedimentadores.....	99
5.6.1 Teoría de la Sedimentación.....	99
5.6.2 Elementos de Diseño.....	104
5.6.3 Sedimentación de Alta Tasa.....	110
5.6.4 Sedimentadores Secundarios.....	113
5.7 Procesos de Flotación por Aire Disuelto.....	115
5.7.1 Elementos de Diseño.....	118
5.7.2 Separadores Rectangulares Tipo API.....	124
5.8 Sistema de Lodos Activados.....	129
5.8.1 Procesos de Tratamiento Biológico.....	129
5.8.2 Fundamentos del Proceso.....	130
5.8.3 Parámetros de Operación.....	132
5.8.4 Procesos con Distintos Niveles de Carga.....	137
5.9 Filtro Rociador.....	140
5.9.1 Procesos de Tratamiento de Película Biológica Fija.....	140
5.9.2 Sistema de Filtros Rociadores.....	140
5.9.3 Parámetros de Diseño.....	143
5.10 Discos Biológicos Rotatorios.....	155
5.10.1 Fundamentos del Proceso.....	155
5.10.2 Parámetros de Diseño.....	156
5.11 Lagunas.....	161
5.11.1 Lagunas Aerobias.....	161
5.11.2 Lagunas Facultativas.....	161
5.11.3 Lagunas Anaerobias.....	165
5.11.4 Lagunas Aireadas.....	166
5.11.5 Lagunas de Maduración.....	166
5.11.6 Diseño de Lagunas Facultativas.....	166
5.12 Desinfección.....	173
5.12.1 Generalidades.....	173
5.12.2 Desinfección con Cloro.....	175
5.12.3 Diseño del Tanque de Cloración.....	179

ÍNDICE

Página

CAPÍTULO VI SIDIPTARI: SISTEMA DE DISEÑO PRELIMINAR DE UNIDADES DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	
6.1 Programación del Sistema.....	184
6.2 Descripción del Sistema.....	185
6.3 Manejo básico de SIDIPTARI.....	186
6.3.1 Instalación.....	186
6.3.2 Entrada.....	187
6.3.3 Menú Principal.....	189
6.3.4 Tratamiento.....	190
6.3.5 Industria de Celulosa y Papel.....	191
6.3.6 Industria Petrolera.....	192
6.3.7 Industria Procesadora de Alimentos del Mar.....	192
6.3.6 Salida del Sistema.....	193
6.4 Unidades de Tratamiento.....	193
6.4.1 Medición de Caudales.....	197
6.4.2 Rejillas.....	202
6.4.3 Desarenador.....	205
6.4.4 Tanque de Igualación.....	207
6.4.5 Neutralización.....	212
6.4.6 Eliminación de Grasas Tipo API.....	215
6.4.7 Flotación por aire disuelto (DAF).....	217
6.4.8 Sedimentador Primario.....	220
6.4.9 Filtros Rotatorios.....	226
6.4.10 Discos Biológicos Rotatorios.....	229
6.4.11 Lodos Activados.....	231
6.4.12 Lagunas Aireadas.....	236
6.4.13 Desinfección.....	236
CAPÍTULO VII BENEFICIOS OBTENIDOS DEL TRATAMIENTO DADO A LAS AGUAS RESIDUALES VERTIDAS A CUERPOS RECEPTORES	
7.1 Costos Involucrados en el Tratamiento de las Aguas Residuales.....	242
7.2 Evaluación de beneficios.....	244
7.2.1 Disminución de mortalidad y morbilidad por enfermedades gastrointestinales.....	244
7.2.2 Disminución de sustancias tóxicas.....	245
7.2.3 Sustitución de cultivos.....	245
7.2.4 Ahorro por potabilización.....	246

ÍNDICE

	Página
7.2.5 Incremento en el valor de los terrenos alrededor de embalses y ríos.....	246
7.2.6 Exención de pago de derechos de uso de agua clara.....	247
 CAPÍTULO VIII DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	
8.1 Discusión de Resultados.....	252
8.2 Conclusiones.....	254
8.3 Recomendaciones.....	257
 APÉNDICE I ORDEN DE REACCIÓN Y CONSTANTES CINÉTICAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL	
A.2.1 Orden de Reacción y Constantes de Velocidad para Aguas Residuales Tratadas por el Sistema de Lodos Activados.....	260
A.2.2 Constantes de tratabilidad (k_{20}) para filtros percoladores de torre de 6 metros rellenos con medio plástico.....	260
 BIBLIOGRAFÍA.....	 264

LISTA DE TABLAS

Núm. de Tabla	Página
2.1 Consumo de agua en las operaciones efectuadas en seco para la preparación de filetes, congelación y almacenamiento de pescado blanco.....	12
2.2 Agua utilizada para preparar filetes, congelar y almacenar pescado blanco.....	13
2.3 Composición de las aguas de desecho de la industria procesadora de pescado.....	14
2.4 Características de las aguas residuales de plantas procesadoras de alimentos del mar.....	16
2.5 Resumen de algunos estudios sobre el proceso de tratamiento de los residuos de procesamiento de pescado (WPCF, 1975).....	17
2.6 Resumen de algunos estudios sobre el proceso de tratamiento de los residuos de procesamiento de pescado (EPA, 1975).....	18
2.7 Consumo de energía en los sistemas de tratamiento de aguas residuales en la industria pesquera.....	19
2.8 Costos asociados con los tratamientos de las aguas residuales de la industria procesadora de pescado.....	19
2.9 Composición de las aguas de desecho de la industria petrolera.....	21
2.10 Recomendaciones para la selección del método de tratamiento para la eliminación de materia flotante y en suspensión.....	26
3.1 Frecuencia de muestreo para muestra compuesta según Norma NOM-001-ECOL-1996.....	34
3.2 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos según Norma NOM-001-ECOL-1996.....	36
3.3 Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros según Norma NOM-001-ECOL-1996.....	37
3.4 Fechas de cumplimiento para descargas no municipales según Norma NOM-001-ECOL-1996.....	38
3.5 Límites máximos permisibles de las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.....	39
3.6 Características de la toma de muestras.....	40
3.7 Remoción mínima de DBO ₅ y sólidos suspendidos en el uso de tratamiento secundario.....	46
3.8 Características de descarga de aguas residuales para refinerías y plantas de hidrosulfuración de acuerdo a la legislación francesa.....	51
3.9 Características de descarga de aguas residuales para refinerías de acuerdo a la legislación belga.....	52

LISTA DE TABLAS

Núm. de Tabla	Página
3.10 Características de descarga de aguas residuales de acuerdo a la legislación belga.....	52
5.1 Características de descarga de canales Parshall.....	72
5.2 Relaciones para calcular el caudal a través de un canal Parshall en función del ancho de garganta.....	73
5.3 Perfiles para tener velocidad constante del agua en distintas secciones de canales desarenadores planos.....	84
5.4 Forma de placa recomendada para cada tipo de canal del desarenador.....	85
5.5 Valores de K y K_i para 5 veces (máximo) que arranca la bomba por hora.....	98
5.6 Valores de K y K_i para 10 veces (máximo) que arranca la bomba por hora.....	98
5.7 Cargas hidráulicas superficiales (C_H) cuando no hay influencia de agua de lluvia.....	105
5.8 profundidades recomendadas para tanques de sedimentación primaria	108
5.9 Tiempos de retención mínima en sedimentadores.....	109
5.10 Dimensiones recomendadas para sedimentadores circulares según la norma DIN 19552.....	110
5.11 Carga hidráulica superficial, carga de sólidos y profundidad recomendada para sedimentadores secundarios.	114
5.12 Información típica de diseño para sedimentadores secundarios.....	114
5.13 Datos de comportamiento de unidades de flotación con aire.....	115
5.14 Parámetros de diseño para procesos de flotación mediante aire disuelto.	118
5.15 Criterios de diseño para corrientes de aguas residuales que contienen aceites.....	120
5.16 Coagulantes usados en el proceso de flotación por aire.....	121
5.17 Eficiencia de la flotación por aire inducido en el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales industriales.....	121
5.18 Valor de la constante (k) para la ecuación de la velocidad de ascenso del glóbulo de aceite (0.015 cm de diámetro) en agua residual.....	124
5.19 Relación entre las velocidades horizontal y de ascenso (v_H/v_V) y el factor de turbulencia (F_t).....	125
5.20 Valores recomendados para el ancho y la profundidad de tanques de separación por flotación.....	128
5.21 Características de diseño de filtros rociadores usando como material de empaque piedra.....	144
5.22 Características de diseño de filtros rociadores usando como material de empaque material plástico.....	144
5.23 Valor de la constante de tratabilidad para filtros percoladores de torre de 6 metros rellenos con medio plástico.....	147
5.24 Características físicas de los empaques convencionales secos.....	150
5.25 Características físicas de los empaques comerciales secos.....	150

LISTA DE TABLAS

Núm. de Tabla	Página
5.26 Recomendaciones de gasto y carga orgánica de acuerdo a la profundidad del filtro rociadores.....	152
5.27 Información típica para el proyecto de discos biológicos rotatorios.....	160
5.28 Guías de diseño para la profundidad de lagunas de estabilización.....	164
5.29 Valores probables de la energía solar disponible como una función de latitud y mes.....	170
5.30 Comparación entre características ideales y las características prácticas de desinfectantes químicos.....	174
5.31 Dosis recomendadas de cloro para desinfección de agua residual.....	179
6.1 Datos de entrada requeridos para el diseño de un Medidor Parshall, indicando las unidades y valores válidos.....	194
6.2 Datos de entrada requeridos para el diseño de un Vertedor Triangular, indicando las unidades y valores válidos.....	196
6.3 Datos de entrada requeridos para el diseño de las Rejillas con limpieza manual, indicando las unidades y valores válidos..	198
6.4 Datos de entrada requeridos para el diseño de las Rejillas con limpieza automática, indicando las unidades y valores válidos	200
6.5 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del desarenador..	203
6.6 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de igualación de caudales.....	206
6.7 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de neutralización de solución ácida usando sosa cáustica..	207
6.8 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de neutralización de solución básica usando ácido sulfúrico..	210
6.9 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del separador gravimétrico tipo API.....	213
6.10 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del flotador por aire disuelto (FAD)..	215
6.11 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del sedimentador primario..	219
6.12 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del filtro rotatorio según ecuaciones NCR.:	221
6.13 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del filtro rotatorio según constantes de tratabilidad	224
6.14 Variables de entrada y valores válidos para el diseño de discos biológicos rotatorios..	227
6.15 Variables de entrada y valores válidos para el diseño de un sistema de lodos activados de mezcla completa..	229
6.16 Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño de lagunas aireadas..	233

LISTA DE TABLAS

Núm. de Tabla	Página
6.16 (Continuación) Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño de lagunas aireadas.....	234
6.17 Coeficientes de temperatura - actividad para diversos procesos biológicos de tratamiento.....	234
6.18 Valor del factor alfa (α) para distintos tipos de agua residual.....	235
6.19 Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño del sistema de desinfección.....	237
7.1 Caudal de aguas residuales generadas por los cinco principales rubros industriales del país.....	242
7.2 Costos de capital, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en México.....	243
7.3 Superficie de cada distrito y áreas sembradas en 1994.....	246
7.4 Derechos de uso de agua clara por distrito de riego.....	247

LISTA DE FIGURAS

Núm. de Figura	Página
2.1 Diagrama de flujo simplificado de una planta procesadora de pescado.....	13
2.2 Separación típica y tratamiento básico de los efluentes de una refinería.....	22
2.3 Diagrama del ámbito de aplicación de los procesos de separación de aceite.....	24
4.1 Tipos de partículas, sus diámetros promedio y forma de separación.....	58
4.2 Contenido de materia orgánica en aguas residuales.....	62
5.1 Geometría y vista en planta de un canal Parshall.....	72
5.2 Vertedor triangular de pared delgada.....	74
5.3 Factor de forma β para distintas secciones de barras.....	77
5.4 Vertedor Sutro.....	85
5.5 Sección transversal típica de un desarenador aireado.....	88
5.6 Gráfica de caudal contra hora de descarga, para un día de operación.....	92
5.7 Gráfica de caudal acumulado contra hora de descarga, para un día de operación.....	92
5.8 Gráfica de volumen acumulado contra hora para un día de operación. Operación ideal.....	93
5.9 Gráfica de volumen acumulado contra hora para un día de operación. Condiciones comunes de operación.....	93
5.10 Disposición de electroniveles en un tanque de regulación usado como cárcamo de bombeo.....	95
5.11 Curva típica de sedimentación.....	100
5.12 Diagrama para la sedimentación tipo II.....	102
5.13 Sedimentador circular.....	103
5.14 Sedimentador rectangular.....	104
5.15 Profundidades de sedimentación en sedimentadores rectangulares.....	106
5.16 Profundidades de sedimentación en sedimentadores circulares.....	106
5.17 Unidad de microflotación por aire inducido.....	117
5.17a Unidad de microflotación por aire inducido.....	117
5.18 Diagrama de flujo de un sistema de flotación usando presión completa.....	119
5.19 Diagrama de flujo de un sistema de flotación usando efluente a presión y recirculación.....	120
5.20 Características esenciales de los procesos de lodos activados.....	132
5.21 Filtro rociador.....	140
5.22 Distribución de la película biológica, capa de agua y aire en un medio fijo de soporte.....	141
5.23 Diagrama de flujo de un filtro rotatorio con recirculación.....	142
5.24 Empaques comerciales.....	149
5.25 Corrientes de aire en un filtro rociador.....	153
5.26 Corte de un filtro rociador mostrando los brazos de distribución de líquido, empaque y sistema de drenaje.....	154

LISTA DE FIGURAS

Núm. de Figura	Página
5.27 Discos biológicos rotatorios para tratamiento secundario.....	155
5.28 Esquema típico de un sistema de discos biológicos rotatorios para tratamiento secundario.....	156
5.29 Diagrama esquemático de una laguna. Se muestran las reacciones que tienen lugar en la zona aerobia, anaerobia y facultativa.....	162
5.30 Gráfica que muestra la demanda de cloro, la cantidad de dosificación, el cloro residual y el punto de quiebre.....	177
5.31 Curva generalizada obtenida durante la cloración al punto de quiebre.....	178
5.32 Diagrama de flujo esquemático del proceso de cloración con cloro gas / dióxido de cloro.....	180
6.1 Pantalla de clave de acceso de SIDIPTARI.....	187
6.2 Menú Principal de SIDIPTARI.....	188
6.3 Diagrama de flujo general para el sistema SIDIPTARI.....	188
6.4 Despliegue de información sobre los métodos de tratamiento disponibles.....	189
6.5 Pantalla que muestra las unidades de tratamiento que pueden ser diseñados para la Industria de Celulosa y Papel.....	190
6.6 Unidades de tratamiento disponibles para la Industria Petrolera.....	191
6.7 Procesos de tratamiento disponibles para la Industria Procesadora de Alimentos del Mar.....	192
6.8 Salida de SIDIPTARI.....	193
6.9 Datos de entrada para el diseño del Medidor Parshall.....	194
6.10 Resultados de diseño del Medidor Parshall.....	195
6.11 Geometría de un canal Parshall.....	195
6.12 Datos de entrada para el diseño del Vertedor Triangular.....	196
6.13 Resultados de diseño del Vertedor Triangular.....	197
6.14 Diseño del sistema de Rejillas.....	198
6.15 Despliegue del tipo de barras disponibles.....	199
6.16 Despliegue de resultados del diseño de las rejillas con limpieza manual... ..	200
6.17 Datos requeridos para el diseño de rejillas con limpieza automática.....	201
6.18 Resultados del diseño de rejillas con limpieza automática.....	201
6.19 <i>Frame</i> de datos de diseño para el desarenador.....	202
6.20 Gráfica de velocidad de sedimentación de arena en función de su diámetro y temperatura del agua.....	204
6.21 Resultados de diseño del desarenador de flujo horizontal.....	204
6.22 Datos de entrada para el diseño del tanque de igualación de caudales.. ..	205
6.23 Resultados de diseño del tanque de igualación de caudales.....	206
6.24 <i>Frame</i> de datos de diseño para el tanque de neutralización usando sosa cáustica.....	208
6.25 Resultados de diseño del tanque de neutralización usando sosa cáustica.....	209

LISTA DE FIGURAS

Núm. de Figura	Página
6.26 <i>Frame</i> de datos de diseño para el tanque de neutralización usando ácido sulfúrico.....	211
6.27 Resultados de diseño del tanque de neutralización usando ácido sulfúrico....	211
6.28 <i>Frame</i> de datos de diseño para el separador gravimétrico tipo API.....	212
6.29 Resultados de diseño para el separador gravimétrico tipo API.....	214
6.30 Datos de diseño para el sistema de flotación por aire disuelto (FAD).....	216
6.31 Resultados de diseño para el sistema de flotación por aire disuelto (FAD) sin recirculación.....	217
6.32 <i>Frame</i> de datos de diseño para el sedimentador primario.....	218
6.33 Resultados de diseño para el sedimentador primario.....	220
6.34 Datos de diseño, mediante ecuaciones NCR, para los filtros rotatorios.....	221
6.35 Resultados de diseño, mediante ecuaciones NCR, para los filtro rotatorio de una etapa.....	222
6.36 Resultados de diseño, mediante ecuaciones NCR, para filtros rotatorios de dos etapas.....	222
6.37 Datos de diseño, mediante constantes de reacción, para los filtros rotatorios.....	223
6.38 Valores recomendados de la constante de tratabilidad.....	225
6.39 Resultados de diseño, mediante constantes de reacción, para filtros rotatorios.....	226
6.40 Datos de diseño para discos biológicos rotatorios.....	227
6.41 Resultados de diseño de discos biológicos rotatorios.....	228
6.42 Datos de diseño para un sistema de lodos activados de mezcla completa.....	230
6.43 Resultados de diseño para el sistema de lodos activados de mezcla completa.....	231
6.44 Datos de diseño para lagunas aireadas.....	232
6.45 Resultados de diseño para lagunas aireadas.....	236
6.46 Datos de diseño para el sistema de desinfección.....	237
6.47 Resultados de diseño para el sistema de desinfección.....	238
6.48 Esquema del tanque de desinfección.....	239

AGRADECIMIENTOS

La terminación de éste trabajo fue posible gracias a distintas personas, pero especialmente:

Al Dr. Tomás González Morán

Su confianza, apoyo, consejos, pero sobre todo la amistad, hicieron que concluyera adecuadamente con todo lo planteado al inicio.

Al Centro Nacional de Prevención de Desastres

Gracias por el apoyo otorgado y las facilidades prestadas en el desarrollo de éste proyecto.

A los integrantes de mi jurado:

Dr. Simón González Martínez

Dra. Georgina Fernández Villagómez

Dr. Tomás González Morán

M. en C. Constantino Gutierrez Palacios

M. en I. Manuel Heredia Durán

El tiempo dedicado a la revisión así como los muy valiosos comentarios y sugerencias que de ustedes recibí permitieron el enriquecimiento de todo lo aquí planteado.

Al personal del laboratorio de cómputo del Instituto de Geofísica.

Agradezco el que me permitiesen hacer uso de sus equipos e instalaciones en las distintas etapas de desarrollo que se tuvieron.

A todos los profesores que han participado en mi formación

A mi Alma Mater, la Universidad Nacional Autónoma de México

DEDICATORIA

María Elena y Alfredo

La confianza y apoyo brindados han sido elementos fundamentales para llegar a éste momento.

Justo y Lucia

Donde quiera que se encuentren, su amor ha sido siempre mi mejor enseñanza.

Cristina, Jesús y Alfredo

Por estar conmigo siempre

Guadalupe y Laura, Alfonso y Edmundo

Los consejos, apoyo y confianza que siempre me han brindado son fundamentales para mí

Reynita, Livia, Ramón, Caty, Isa y Rubén

Su amistad y compañía han hecho que disfrutara y, sobre todo, aprendiera de cada uno de los momentos pasados con ustedes.

A Aida, Marthita, Alex y Javiercito

Tantos años de amistad han hecho que disfrutemos juntos de los eventos importantes de nuestras vidas

A todos aquellos que no se encuentran conmigo el día de hoy pero que me han dejado enseñanzas importantes para poder seguir adelante.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 PRESENTACIÓN

La descarga de las aguas residuales industriales crudas representa un grave problema ambiental ya que ocasiona serias y variadas alteraciones en los cuerpos receptores a los cuales es vertida. Es por ello necesario aplicar, en la mayoría de los giros industriales, procesos de depuración del agua residual generada.

El tipo de contaminantes presentes en las descargas industriales es muy diverso, y de éstos dependerá el uso y la aplicación de un proceso determinado. Las descargas pueden contener desechos de tipo orgánico y/o inorgánico (como son: sales disueltas, materia orgánica suspendida, solventes, grasas, colorantes, etc.). Asimismo provocan, en muchos casos, cambios en temperatura, apariencia, concentración de material nutriente, entre otros.

Los límites de contaminantes que pueden ser vertidos por una industria determinada así como el proceso industrial, son los principales aspectos que determinan el tratamiento a utilizar. Puede requerir desde un proceso simple de sedimentación hasta procesos de tratamiento avanzado, como la remoción de metales pesados. Los límites máximos de descarga se rigen en nuestro País por las normas NOM-001-ECOL y NOM-031-ECOL-1993.

Un adecuado conocimiento del proceso industrial permite inferir, de modo general, las características de las aguas residuales, y por tanto definir cuál será la mejor secuencia de tratamientos a utilizar.

En México el sector industrial genera descargas del orden de 8.3 millones de m^3 /día (equivalentes a $96 m^3/s$)¹ (CNA, 1995a). Del éste volumen sólo se trata el seis por ciento que equivale a $5.8 m^3/s$.

La Comisión Nacional de Aguas (CNA) tiene registradas las principales descargas, correspondientes a 15 giros industriales. Del caudal registrado, cinco giros concentran el 71.23% del volumen (SACDAR², en CNA, 1995a), los cuales son, en orden decreciente la industria azucarera, química, celulosa y papel, petrolera y hierro y acero.

Para esta investigación se consideraron tres diferentes giros industriales: industria papelera, industria petrolera e industria procesadora de alimentos del mar, ya que se encuentran entre las industrias que producen grandes volúmenes de aguas residuales las que son tratadas usando una amplia variedad de procesos de depuración, los cuales fueron incluidos, en su mayor parte, en el sistema de cómputo desarrollado.

¹Éste volumen no incluye el agua usado por las termoeléctricas cuyo caudal se estima en $2650 m^3/s$ (CNA, 1995a).

²SACDAR: Sistema de Actualización de Descargas de Aguas Residuales.

En estas industrias el control de los efluentes se lleva a cabo midiendo una diversidad de parámetros, los cuales están determinados con base en las normas ecológicas publicadas para tal efecto (NOM-001-ECOL-1996 y NOM-031-ECOL-1993).

Por lo anterior es importante contar con un sistema automatizado para el diseño preliminar de la secuencia de tratamiento de aguas residuales industriales, el cual permitirá evaluar en forma rápida cual o cuales son las mejores opciones del proceso de tratamiento a utilizar, obteniendo adicionalmente una serie de beneficios cuantificables, tanto directos como indirectos:

Directos:

- Rapidez en la toma de decisiones acerca del sistema de tratamiento más adecuado para cada tipo de agua residual.
- Economía en la selección de procesos.

Indirectos:

- La salud pública, al reducir el porcentaje de mortalidad y morbilidad por enfermedades gastrointestinales (que dependen del nivel de tratamiento de las aguas residuales) y de enfermedades irreversibles asociadas con contaminación de tóxicos.
- El incremento de los ingresos por la sustitución de cultivos más rentables, o bien, mejor rendimiento de cultivos.
- No recurrir a fuentes de abastecimiento alternas por contaminación de las fuentes locales.
- El aumento en el valor de la tierra en los terrenos aledaños a los cuerpos receptores de las aguas residuales tratadas, en especial alrededor de embalses y lagos.
- La exención de pagos al gobierno federal por concepto de derechos por uso y aprovechamiento de agua clara, al reutilizar aguas residuales tratadas.

Con la finalidad de evaluar la funcionalidad del estudio realizado, se utilizarán datos reales de distintas industrias localizadas en el centro y sur del País, permitiendo evaluar las diversas opciones de tratamiento para algunos de los principales tipos de aguas residuales industriales generadas.

1.2 OBJETIVOS

Los propósitos de la presente investigación son:

OBJETIVO GENERAL:

Desarrollar un sistema automatizado para el diseño preliminar de secuencias de tratamiento alternativo de agua residual, para las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera, probando su capacidad de aplicación con datos de descargas mexicanas.

OBJETIVOS PARTICULARES:

Seleccionar a las industrias mexicanas más representativas para el tratamiento de las aguas residuales cuyos sistemas de depuración puedan ser diseñados mediante procesos analíticos capaces de ser incluidos en un programa de cómputo.

Identificar las características y problemática causada por las aguas residuales de las industrias seleccionadas.

Identificar los principales tipos de tratamiento usados para las aguas residuales industriales indicadas.

Investigar los límites máximos de descarga de contaminantes -para las industrias elegidas- establecidos por la Legislación Mexicana.

Establecer las variables mínimas indispensables requeridas para el diseño matemático de un proceso de tratamiento de las aguas residuales industriales.

Diseñar, programar y poner a punto un sistema experto computacional para el cálculo de la ingeniería básica de procesos de tratamiento de aguas residuales de las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera.

Aplicar y evaluar el sistema desarrollado, utilizando datos reales de industrias establecidas en México.

1.3 ALCANCES

En el presente trabajo se analizan diversos métodos de tratamiento para las aguas residuales procedentes de las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petroquímica básica, considerando distintas opciones de tratamiento con el fin de mejorar la calidad de los efluentes vertidos en los cuerpos receptores.

Las secuencias de tratamiento desarrolladas por el Sistema, permiten evaluar las distintas opciones de que se dispone para elegir, entre ellas, la más conveniente para la remoción de contaminantes tanto de tipo orgánico como inorgánico, cumpliendo así con la actual normatividad de descarga de efluentes.

El manejo de un sistema experto computacional (SIDIPTARI), capaz de presentar diferentes opciones de tratamiento para distintos problemas de agua residual industrial así como el dimensionamiento de éstos, permite tomar decisiones rápidas de selección, con bases bien fundamentadas, en el tren de tratamiento más adecuado, determinado por el usuario para un problema particular.

1.4 LIMITACIONES

El cálculo detallado de los elementos que forman parte del proceso de tratamiento requiere conocer las características físicas del terreno en el cual será colocado, para determinar así su arreglo hidráulico preciso. Es por ello que esta investigación sólo abarca el diseño básico de los elementos de tratamiento, requiriéndose posteriormente, en su caso, llevar a cabo el ajuste de los cálculos realizados por el Sistema computacional.

Los resultados obtenidos por el Sistema (SIDIPTARI) no toman en cuenta la parte económica, por lo que ésta debe considerarse paralelamente a su uso.

El proceso para el tratamiento de los lodos no es considerado por lo que este debe ser calculado en forma independiente al manejo de SIDIPTARI.

CAPÍTULO 2

SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA INDUSTRIA PAPELERA, PROCESADORA DE ALIMENTOS DEL MAR Y PETROLERA

Para seleccionar de forma adecuada, el ó los procesos de tratamiento necesarios para depurar un agua residual es necesario conocer primero sus características.

Cada giro industrial produce descargas con características particulares, las cuales dependen, entre otros aspectos, del tipo de proceso, la edad de la planta y el equipo industrial usado. Un conocimiento del proceso y de las características particulares de operación son elementos esenciales para determinar cual es el mejor tren de tratamiento a utilizar (WPCF, 1982).

En esta parte de la investigación se presentan las características de las aguas residuales de las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera. En función de ellas se propone utilizar distintos procesos de tratamiento.

2.1 INDUSTRIA PAPELERA

En la actualidad la industria papelera es de vital importancia en la sociedad debido a las diversas y muy variadas aplicaciones que tienen los productos derivados del papel en las actividades humanas. El incremento en el consumo de productos derivados del papel ha provocado un fuerte impacto ambiental en diversos recursos naturales, como son los recursos forestales, el agua, suelo y aire.

La industria del papel descarga sus efluentes procedentes de un variado número de procesos, generalmente caracterizados de acuerdo con la técnica utilizada en el procesamiento de la pulpa y/o del producto final de papel que se desea obtener.

Uno de los principales impactos causados por la industria papelera es la contaminación del agua, ya que se requiere de gran cantidad de agua para el procesamiento de la pulpa. La cantidad de agua utilizada depende del tipo de proceso utilizado (tecnología) y puede variar de 10 a 100 m³ por tonelada de producto (Coronado, 1992; García, 1992; UNEP, 1982; Zeritis & Sideritis, 1991). Los elementos contaminantes producidos son tanto de tipo orgánico como inorgánico, siendo en muchos casos materiales difíciles de tratar (García, *op. cit.*; Zeritis & Sideritis, *op. cit.*).

Los Límites Máximos Permisibles (LMP) de descarga para la industria elaboradora de papel, están determinados por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Dentro de esta Norma, se especifican como parámetros de control a la materia orgánica medida como DBO₅, pH, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, grasas y aceites, así como coliformes totales (para promedio diario y mensual). De acuerdo con lo anterior, los sistemas diseñados para el tratamiento de aguas residuales deben considerar las limitaciones de descarga indicadas por la Norma.

Actualmente, es una práctica común el reciclado del papel debido a las diversas ventajas económicas y ambientales que representa. En esta actividad se usan distintos procesos, como es el caso del destintado, en el cual se utilizan sustancias químicas.

Aunque en general el proceso de reciclado de papel es menos contaminante que el que utiliza materia prima virgen, presenta problemas en lo que respecta al consumo de altos volúmenes de agua en el proceso de destintado, así como los residuos sólidos (lodos) generados a partir de la recuperación de fibras (Calvo, 1993).

2.1.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria del Papel

La fibra de celulosa y otras formas de materia orgánica presentes en las descargas ocasionan un incremento en la demanda bioquímica de oxígeno de las aguas del cuerpo receptor, lo que provoca deficiencia de oxígeno disuelto, con sus consecuentes efectos adversos en la vida acuática y en la estética del mismo. Las descargas residuales de estas industrias se caracterizan, con mucha frecuencia, por presentar un intenso color, que afecta la calidad estética de los cuerpos receptores e interfiere en los procesos fotosintéticos de las aguas (Calvo, *op. cit.*).

El arrastre de materia inorgánica empleada en los procesos de fabricación de celulosa y acondicionamiento del papel dan como resultado un incremento en el contenido de sólidos inorgánicos de las aguas.

De acuerdo a los distintos tipos de contaminantes, las tecnologías de tratamiento empleadas pueden incluir procesos químicos, físicos y biológicos, con lo cual se busca que las descargas generadas se encuentren dentro de los límites de los valores establecidos por Legislación.

Además, debido a las distintas características que presenta cada planta industrial dedicada a la producción de papel, los procesos de tratamiento utilizados deben ser diseñados *ex-profeso*, dependiendo del tipo de tecnología, materia prima y reactivos químicos adicionales utilizados.

La elección del tipo de tratamiento, ya sea físico, químico y/o biológico, dependerá de las características propias del efluente a tratar. Rojas *et. al* (1997) sugiere para el tratamiento de aguas residuales de la industria del papel la siguiente secuencia: instalación de rejillas y cribas finas y neutralización de caudales en el pretratamiento y, posteriormente sedimentadores primarios; de ahí el efluente pasa a biofiltros, enseguida a sedimentadores secundarios y finalmente a desinfección. También pueden utilizarse procesos físicos de sedimentación, filtración con membrana y flotación con aire disuelto (microflotación), como son:

- **Sedimentación.** Este proceso consiste en la remoción de partículas sólidas mediante gravedad. Los tanques de sedimentación deben tener volúmenes y áreas lo suficientemente grandes para disminuir las velocidades de flujo y dar tiempos de retención hidráulica con tiempos adecuados.
- **Filtración con membrana.** Este proceso consiste en la separación de partículas, al circular el agua a tratar a través de un filtro de membrana de alta capacidad por medio de un flujo *cruzado-rotacional*, pudiendo alcanzar hasta un 100% de eficiencia en la separación del material suspendido; sin embargo, este método aún está en estudio (Sänneskog, 1993).
- **Flotación con aire disuelto (FAD) (microflotación).** En este proceso se utilizan reactivos químicos como agentes coagulantes que auxilian en la floculación de las partículas suspendidas. En el fondo de los tanques de tratamiento se introducen microburbujas de aire, las cuales arrastran al *floc* formado hacia la superficie, en donde las capas de material flotado son posteriormente removidas mediante procesos mecánicos (Sänneskog, *op. cit.*).

En lo que respecta a los procesos de tratamiento biológico, éstos permiten biodegradar a los materiales contaminantes, a tratar, hasta obtener productos más estables (como CO₂). En estos procesos se lleva a cabo una oxidación del material orgánico, mediante procesos aerobios o anaerobios, entre los cuales son usados en forma común en la industria papelera los filtros rociadores, lagunas de oxidación, lodos activados y sistemas anaerobios (Braile, 1979). Algunas de las características que presentan estos procesos son las siguientes:

- **Filtros rociadores.** Este sistema de tratamiento pone en contacto al agua residual con cultivos biológicos localizados sobre material sólido de soporte. Estos sistemas deben ser precedidos por tanques de sedimentación primaria equipados con colectores de natas. Un tratamiento primario aplicado antes de estos filtros, permite aprovechar al máximo su capacidad haciendo fácilmente sedimentables a los sólidos no sedimentables, coloidales y disueltos. El material adherido o formado sobre el material de soporte, se desprende eventualmente y es arrastrado por el efluente del filtro. Por esta razón los filtros rociadores deben preceder a los tanques de sedimentación secundaria, para eliminar definitivamente los sólidos de las aguas negras.

Estos procesos son sensibles a cambios de temperatura, ya que las bajas temperaturas reducen la actividad biológica del filtro.

En algunos casos los niveles de remoción de la DBO₅ puede ser hasta de un 90%, por lo que se presenta como una buena opción de tratamiento (Rojas *et. al.*, *op. cit.*; Reynolds & Richards, 1996).

- **Lagunas de oxidación.** Las lagunas de oxidación son una forma común de tratar los efluentes de la industria papelera, ya que permiten una adecuada

estabilización de éstos (Nemerow, 1971), pudiendo usarse como un tratamiento completo cuando recibe aguas residuales crudas, o como un tratamiento secundario para aguas residuales sedimentadas, o adicional para efluentes de procesos secundarios. En general, las lagunas de oxidación son utilizadas como un tratamiento secundario (EPA, 1988).

El objetivo de este tipo de tratamiento es remover las últimas trazas de materia suspendida e igualar las condiciones del efluente, para establecer las características adecuadas de descarga. En algunos casos puede hacerse uso de lagunas de oxidación en serie, aunque el empleo de éstas queda limitado a la disponibilidad de terreno con el cual se cuente. Otra opción de tratamiento lo representan las lagunas aireadas.

El suelo natural en que se instalen debe ser prácticamente impermeable, de tal manera que no se afecte sensiblemente al nivel superficial de las aguas en el estanque. Las profundidades pueden ser de 60 a 120 cm. con un flujo continuo a través de ellos, y con períodos de retención que son generalmente mayores a 30 días. Bajo condiciones controladas se pueden alcanzar eficiencias de remoción del DBO₅ hasta de un 85% (Bravo, 1996).

- **Lodos activados.** De forma similar a los filtros rociadores, los lodos activados son un proceso de contacto, en el cual los microorganismos aerobios y los sólidos orgánicos de las aguas residuales se mezclan en un medio ambiente favorable para la descomposición biológica de la materia orgánica. Como el medio de tratamiento está formado por las mismas aguas residuales, la eficiencia del proceso depende del mantenimiento continuo de oxígeno disuelto durante todo el tratamiento.

Existen factores que afectan la velocidad de oxidación de los desechos, como son el pH, nutrientes (nitrógeno y fósforo), capacidad de adaptación de los microorganismos, suministro de aire y temperatura.

En los procesos de tratamiento de aguas residuales de la industria del papel, este sistema alcanza eficiencias semejantes al de las lagunas de oxidación (Nemerow, *op. cit*), pero tiene la desventaja de producir una gran cantidad de lodos (Bravo, *op. cit*).

- **Sistemas anaerobios.** En este tipo de procesos la materia orgánica del agua residual se descompone, en ausencia de oxígeno, en metano, anhídrido carbónico y masa celular. Estos procesos son ventajosos, para el tratamiento de las aguas residuales de la industria papelera, debido a que se pueden degradar materiales - como la lignina- que son difícilmente degradados en condiciones aerobias, disminuir la cantidad de lodos producidos, bajar la cantidad de sales nutrientes necesarias y llevar a cabo la producción de biogas (Bravo, *op. cit*).

2.2 INDUSTRIA PROCESADORA DE ALIMENTOS DEL MAR

La industria procesadora de alimentos del mar consume una cantidad considerable de agua, tanto potable como salina, para todos los procesos involucrados en ella, entre los cuales se encuentran: el transporte por agua de pescados y/o mariscos, lavado del pescado, descamado, transporte de desechos (desolladura, escamas, cáscaras y/o conchas), lavado de los muelles, embarcaciones y bandas de transporte, servicios sanitarios, limpieza general de la planta, servicio de calderas, etc.

A continuación se presentan, en las tablas 2.1 y 2.2, los consumos para cada una de las operaciones utilizadas en una planta procesadora de alimentos del mar.

Capacidad de la planta [ton/año]	Consumo medio diario [l/min.]	Demanda máxima diaria [l/min.]	Demanda máxima horaria [l/min.]	Tipo de agua
360	1 a 27	1 a 79	2 a 121	Dulce Salada
680	1 a 15	1 a 136	3 a 204	Dulce Salada
771	5 a 91	14 a 273	19 a 416	Dulce Salada
1134	9 a 132	19 a 397	27 a 568	Dulce Salada
1515	9 a 174	21 a 530	31 a 795	Dulce Salada
1814	11 a 174	26 a 522	33 a 795	Dulce Salada
2268	12 a 202	31 a 602	45 a 908	Dulce Salada
3629	21 a 280	52 a 840	65 a 1260	Dulce Salada

Tabla 2.1 Consumo de agua en las operaciones efectuadas en seco para la preparación de filetes, congelación y almacenamiento de pescado blanco (Blackwood, 1978).

OPERACIÓN	% DEL TOTAL DE AGUA DE ENTRADA
Transporte por agua del pescado, filetes y desperdicios	50-65
Lavado del pescado, descamado, preparación de filetes y desolladura	15-25
Lavado de la planta, embarcaciones, muelle, etc.	12-18
Fabricación de harina de pescado	2-4
Fabricación de hielo	1-3
Agua dulce para las embarcaciones de pesca	1-2
Baños y lavabos	1-2
Agua para las calderas, refrigeración, etc.	1-2

Tabla 2.2 Agua utilizada para preparar filetes, congelar y almacenar pescado blanco (Blackwood, *op. cit.*).

Un diagrama de flujo típico de las plantas procesadoras de pescado se muestra en la Figura 2.1.

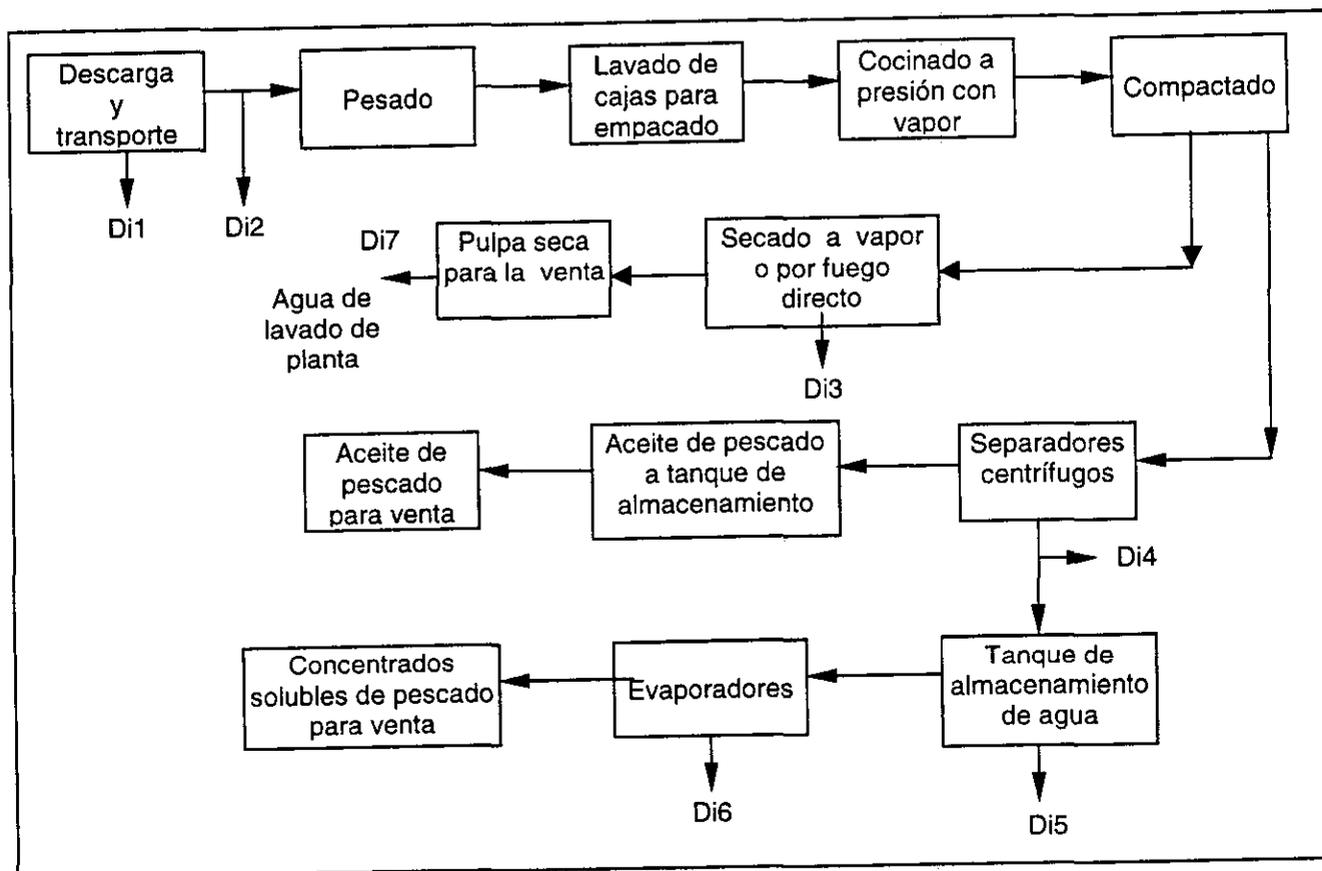


Figura 2.1 Diagrama de flujo simplificado de una planta procesadora de pescado. Las claves Di1 a Di7 se refieren a *desecho industrial* (Nemerow, 1971).

La tabla 2.3 muestra los valores promedio de la DBO₅, sólidos totales, sólidos volátiles y grasas, de cada una de las descargas señaladas con las claves Di1 a Di7 en la Figura 2.2.

Desecho	DBO ₅ , ppm	Sólidos totales, ppm	Sólidos volátiles totales, ppm	Grasas, ppm
Di1	42 - 265	15576 - 20606	2489 - 3394	-----
Di2	3050 - 67205	18421 - 64857	5912 - 46907	1314 - 17234
Di3	30500 - 32500	467741 - 61760	29533 - 46247	10655
Di4	120 - 300	14171 - 18949	1906 - 7957	45
Di5	56333 - 112500	33597 - 79200	12609 - 66406	4226 - 24387
Di6	47063	52998	45483	18157
Di7	200 - 8043	13756 - 16260	1695 - 12389	16 - 329

Tabla 2.3 Composición de las aguas de desecho de la industria procesadora de pescado (Nemerow, *op. cit.*).

Las características de las aguas residuales de la industria de los alimentos del mar varían de acuerdo con el tipo de producto procesado y los métodos empleados para preservar el producto. En la industria pesquera existen prácticas inadecuadas, como los barcos pesqueros que descargan aguas conteniendo material proteico o soluble en los puertos en áreas adyacentes a las plantas, y las plantas procesadoras que vierten gran cantidad de material que puede ser recuperado y convertido en producto utilizable, ya que tienen un alto contenido de proteínas y aceites existentes en dichos residuos, por lo tanto la posibilidad de recuperación de productos de las aguas residuales debe considerarse conjuntamente con los procesos de tratamiento convencionales.

Generalmente, muchos de los residuos sólidos son aprovechados para la producción de alimento animal o son descargados como residuos; sin embargo éstos podrían ser incluso utilizados para consumo humano. Aproximadamente una tercera parte de los productos pesqueros se descargan como residuos y de esta forma la industria pierde la oportunidad de obtener nuevos productos, reducir los costos de operación, mejorar la utilización del material crudo y además proteger el medio ambiente.

Los principales parámetros de control en la industria de enlatado y preservado de los alimentos del mar son la DBO₅, sólidos suspendidos, grasas y aceites. En algunos casos los sólidos sedimentables y compuestos nitrogenados son de interés, y solamente en algunos casos la alta concentración de cloruro de sodio es utilizada como parámetro de calidad del agua descargada (tabla 2.4) (Middlebrooks, 1979).

Muchas de las industrias procesadoras de alimentos del mar localizadas en los puertos de México no cuentan con ningún tipo de tratamiento de las aguas residuales generadas por ellas, sino que son arrojadas directamente a los cuerpos de agua

adyacentes, esperando que se realice una dilución y/o biodegradación de los contaminantes vertidos (Sría. de Marina, 1979).

Existen experiencias previas acerca de la tratabilidad de las aguas residuales de esta industria. En los procesos de tratamiento convencionales se indica que se puede realizar una cribación y una flotación para la recuperación de los productos, seguida de un proceso de aireación extendida (por ejemplo, lodos activados) o lagunas de oxidación, con lo cual se puede obtener un efluente de buena calidad. La DBO₅, sólidos suspendidos, grasas y aceites pueden reducirse en más de 95% (Blackwood, *op. cit.*).

En algunos casos la calidad requerida del efluente varía de acuerdo a la localización de la planta, posibilidad de entubado del agua en los sistemas municipales, cuerpo receptor al cual se hace la descarga, etc.

Tipos de aguas residuales	Relación de flujo		DBO ₅		DQO		Sólidos Suspendidos		Sólidos Sedimentables		Grasas y aceites libres y Emulsificantes		Nitrógeno Orgánico		Nitrógeno Amoniaco		pH
	m ³ /día	m ³ /kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	m/l	m ³ /kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	mg/l	kg/k kg prod.	
Proceso de enlatado del atún	246 a 13600	5.59 a 45.1	700	6.8 a 20	1590	14 a 64	511	3.8 a 17	1.42	7.0 a 51	244	1.7 a 13	61	0.75 a 3.0	5.74	0.052 a 0.42	6.2 a 7.2
Proceso de harina de pescado con solubles	20910	35.0	84	2.96			26.2	0.92			16	0.56					6.1
Proceso de harina de pescado sin solubles	1132	1.90	32.7	62.2			18300	34.8			1200	22.8					6.8
Proceso de enlatado de sardina	916	8.69	1016	9.22			623	5.41			201	1.74					6.4
Fileteado del arenque	1693	7.02	4600	32.2			2970	20.9			924	6.49					6.7
Enlatado del camarón	341 a 602	47.1 a 73.1	200	95 a 140	3300	160 a 230	900	47 a 60	67	2400 a 5600	700	39 a 44	200	12	6.3	0.32 a 0.45	7.3 a 7.6
Enlatado del camarón ³	693 a 905	33.0 a 58.4	970	46	2300	65 a 120	800	16 a 50	11	180 a 980	250	5.4 a 36	200	1.9 a 12	10	0.41 a 0.60	6.5 a 7.0
Congelado del camarón	700 a 1790	54.2 a 175.0	970 a 1300	30 a 210	2000 a 3100	100 a 2900	1300 a 2900	70 a 370	2.7 a 7.4	13 a 1100	99 a 270	4.5 a 53	150 a 160	1.1 a 19	5.4 a 6.8	0.25 a 0.54	7.6 a 8.5
Camarón apanado	564 a 742	108.0 a 124	720	81 a 87	1200	180	800	76 a 110	16	1500 a 2000			50	5.4 a 6.1	0.95	0.086 a 0.14	7.7 a 7.9

Tabla 2.4 Características de las aguas residuales de plantas procesadoras de alimentos del mar (Middlebrooks, 1979).

³ Datos de plantas procesadoras de camarón de los Estados Unidos, localizadas en la Costa del Golfo de México.

2.2.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria Procesadora de Alimentos del Mar

Sturben & Quigley (en Osorio, 1983), en un estudio hecho para el tratamiento de las aguas residuales en una planta procesadora de aceite y harina de pescado, desarrollaron un proceso consistente en el calentamiento del efluente a 185°C, centrifugando para remover aceites y adicionando 0.1% de glutaraldehído a pH 5 y filtrando para eliminar sólidos. Los sólidos fueron reciclados al horno de pescado y el agua filtrada se envió para su tratamiento a una laguna anaerobia y aerobia (facultativa) para obtener una DQO final de 250 mg/l y sólidos suspendidos de 50 mg/l.

Existen otros estudios para el tratamiento de las aguas residuales, los cuales se indican en la tabla 2.5.

TIPO DE PRODUCTO PROCESADO	SISTEMA DE TRATAMIENTO	% DE REDUCCIÓN	
Procesamiento de pescado (atún)	Precipitación isoelectrica con H ₂ SO ₄ , calentamiento de 60°C a 80°C, filtración	DBO ₅	75-80
		Proteínas	90-95
Procesamiento de pescado (aceite de pescado)	Ajustar pH a 2 con HCl, coagulado de proteínas, remoción de grasas y aceites por extracción de hexano.	DQO	78
		SS	85-95
		Grasas y aceites	95
		Proteínas	70-80
Procesamiento de pescado (agua de lavado)	Adición de CaO, Ca(OH) ₂ , MgO o Mg(OH) ₂ , seguido de la adición de CO ₂ y sedimentación	DBO ₅	78
		DQO	78
		N	51
Procesamiento de pescado (bonito)	Adición de 5% de arcilla activada granular, 1 hora, filtrar	DQO	71
Procesamiento de pescado (atún)	Precipitación isoelectrica con H ₃ PO ₄ con o sin tratamiento electrolítico. (0.5 Amp./cm ² , 10 por 3 min.) seguido por la adición de poliacrilato de sodio, remoción de flóculos. Filtración final a través de un lecho de antracita.	DQO	90-93

SS: sólidos suspendidos

N: Nitrógeno amoniacal

Tabla 2.5 Resumen de algunos estudios sobre el proceso de tratamiento de los residuos del procesamiento de pescado (WPCF, 1982).

Otro estudio en el Japón consiste en la adición de 50 mg/l o más de Al₂(SO₄)₃ como coagulante, ajustando el pH a 6.5, agregando 0.1% de poliacrilamida y eliminando el flóculo mediante flotación por aire; en este caso se obtuvieron reducciones en la DBO₅, DQO y sólidos suspendidos totales del 89, 85 y 93% respectivamente (Osorio, *op. cit.*).

En la tabla 2.6 se presenta una comparación entre los distintos tipos de procesos que se han utilizado y el porcentaje de reducción de los contaminantes de las aguas residuales.

TIPO DE PRODUCTO PROCESADO	SISTEMA DE TRATAMIENTO	% DE REDUCCIÓN	
Pescado	Cribación, filtración al vacío (10 in de Hg) para remover H ₂ S, sedimentación para separar grasas y aceites	DBO ₅	90
		SS	80
		Grasas y aceites	80
Perca (residuos combinados)	a) Sedimentación	a) DBO ₅	20
		SS	9
	b) Flotación por aire disuelto con 1/3 de reciclo: relación de aire:sólido de 1:1 (sin coagulantes).	b) DBO ₅	35
		SS	26
	c) Reactor batch aireados por 20 días	c) DBO ₅	98 (filtrado) 89 (sin filtrar)
Enlatado de camarón	a) Cribación (separador vibro-energy Swero) b) Flotación por aire disuelto. Relación de aire:sólido 1:7.14, Al ₂ (SO ₄) ₃ , 75 mg/l. polímero (negrifloc 835 Ao) 2 mg/l, pH 5.2 ±0.2	a) DBO ₅	15
		SS	40
		b) DBO ₅	65
		DQO	59
		SS	65.6
		Proteínas	52.5
		Ortofosfatos	27.5
Pescado y ballena	Calentamiento a 90°C, 10 mi. de enfriamiento, ajustar a pH=5 con HCl diluido, añadir 50 mg/l policrolato de sodio y flotación por aire disuelto a una presión de 4 kg/cm ² , separación de grasas y aceites	DQO	92
Enlatado de sardina	a) Cribación (Baver Hydrasieve) b) Flotación por aire disuelto más 200 mg/l de Al ₂ (SO ₄) ₃ y 2 mg/l de polímero.	a) DBO ₅	5-14
		SS	16-37
		b) DBO ₅	57-71
		Grasas y aceites	80
Atún	Cribación (Baver Hydrasieve), concentrador centrífugo, flotación por aire disuelto, desnatado.	DBO ₅	80
		SS	95
		Grasas y aceites	95

SS: sólidos suspendidos

N: Nitrógeno amoniacal

Tabla 2.6 Resumen de algunos estudios sobre el proceso de tratamiento de los residuos del procesamiento de pescado (EPA, 1975).

Los costos involucrados en el tratamiento de los desechos varían de forma significativa dependiendo del tipo del proceso y tamaño de la planta. En general, el consumo de energía involucrada repercute de manera importante en los costos.

La tabla 2.7 presenta el consumo de energía de los procesos de tratamiento que pueden ser utilizados en la industria pesquera.

Sistema de tratamiento	Consumo de energía KWH/día		
	Plantas pequeñas	Plantas medianas	Plantas grandes
Cribación	16	64	160
Flotación con aire	180	450	1200
Lagunas aireadas	200	700	1700
Aireación extendida (lodos activados)	240	300	2000

Tabla 2.7 Consumo de energía en los sistemas de tratamiento de aguas residuales en la industria pesquera (EPA, *op. cit*)

Los costos asociados con los tratamiento de las aguas residuales de la industria procesadora de pescado reportados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency, EPA) (EPA, *op. cit*) se muestran en la tabla 2.8.

Proceso de tratamiento	Capacidad (gpm)	Costo de inversión (dls)	Costo diario de operación y mantenimiento (dls)
Cribación	< 50	500 + 200 Q	(6 + 0.021 Q) Hr /16
	> 50	12330 + 53.4 Q	(6 + 0.021 Q) Hr /16
Flotación	< 50	15000 + 600 + 17.5 SS	(20 + 0.145 Q) Hr /16
	> 50	35000 + 200 + 17.5 SS	(20 + 0.145 Q) Hr /16
Lodos activados	< 50	(22000 + 2080 Q) Hr/16	(10 + 0.07 Q) Hr /16
	> 50	(110000 + 320 Q) Hr/16	(10 + 0.07 Q) Hr /16
Lagunas aireadas	< 50	(5000 + 900 Q) Hr /16	(7 + 0.032 Q) Hr /16
	> 50	(46000 + 66.7 Q) Hr /16	(7 + 0.32 Q) Hr /16

Q Caudal (gpm).

SS Libras de sólidos removidos por día.

Hr Horas de operación por día

Tabla 2.8 Costos asociados con los tratamientos de las aguas residuales de la industria procesadora de pescado (EPA, *op. cit*).

La disposición de los residuos sólidos es uno de los principales problemas en la industria procesadora de alimentos del mar, pero estos pueden reducirse considerablemente al recuperar desechos con los cuales es posible elaborar subproductos, como alimentos para animales.

La contaminación ocasionada al aire en estas plantas es mínima. A menos que los desechos sean incinerados pueden provocarse malos olores y la emisión de material particulado al ambiente.

2.3 INDUSTRIA PETROLERA

Las actividades de producción, transporte y refinación de crudo producen cierto tipo de aguas residuales aceitosas, las cuales son descargadas en el mar y otros cuerpos receptores. El aceite contenido en estos desechos puede dañar el ecosistema marino de diversas maneras, especialmente destruyendo el plancton, elemento vital para la cadena alimenticia marina (Lasday & Mertens, 1976).

Las áreas cercanas al mar en donde se concentra significativamente la productividad pesquera y que se encuentran más afectadas por los derrames o descargas de la industria petrolera son los estuarios, pantanos y bahías (Wardley-Smith, 1976).

Las actividades petroleras que se realizan dentro del mar (en las plataformas de exploración), como en las orillas (refinerías, estaciones de bombeo, etc.) producen dos tipos de contaminación: la planeada y la accidental.

En la primera las descargas deben tratarse de tal forma que se cumpla con lo indicado por la normatividad vigente. El segundo tipo de contaminación, por el contrario, se produce de una forma impredecible por lo cual debe contarse de antemano con planes de contingencia para poder llevar a cabo un control adecuado del evento accidental (Hayward *et. al.*, 1989).

Por lo anterior, la industria petrolera ha sido considerada desde hace mucho tiempo como una industria altamente generadora de descargas contaminantes. Debido a los diversos y, en muchas ocasiones, complejos procesos involucrados en ella; la generación de los elementos contaminantes abarca desde grasas y aceites, hasta metales pesados.

La mayor parte de las descargas se presentan en forma de grasas y aceites, las cuales pueden estar presentes en el agua como una emulsión o como una ligera fracción de petróleo en solución.

Estos desechos pueden encontrarse entre las descargas programadas, como los recortes de perforación, lodos de perforación a base de agua ó aceite, fluidos de pruebas de pozos y pruebas de producción, lodos de cimentación, residuos de estimulaciones ácidas, productos de separación provenientes de etapas de producción (como el desalado de crudo), efluentes sanitarios, aceites quemados, lavado de tanques y equipos, purgas de máquinas y muestreos, desperdicios de comida y otros desechos de zonas habitacionales, o entre las descargas accidentales como son el descontrol de un pozo, fugas en conexiones en líneas marinas y equipos, fugas de tuberías de producción, fugas de combustible durante reabastecimiento o ruptura de tanques de almacenamiento, escurrimiento de mangueras y equipos, etc. (Hayward *et. al.*, *op. cit.*)

Muchos materiales de grasas y aceites pesados son insolubles en agua, pero pueden ser emulsificados al entrar en contacto con detergentes, álcalis y otros materiales químicos (Picazo, 1983).

Dentro de las refinerías, plantas petroquímicas y baterías de separación y/o deshidratación de aceite son producidos diversos efluentes, cuya composición, cantidad y calidad varía de acuerdo al tipo de crudo manejado, tipo de proceso usado, antigüedad de las instalaciones y prácticas de tratamiento utilizadas (Picazo, *op. cit.*).

Los principales parámetros contaminantes localizados en las descargas son las infiltraciones de petróleo crudo o productos elaborados, sólidos suspendidos, amoniaco, fenoles, sulfuros, alto pH, trazas de tetraetilo de plomo, mercaptanos, DBO₅ y DQO (Rojas *et. al.*, *op. cit.*).

Las características⁴ de algunos de los desechos típicos de las refinerías se muestran en la tabla 2.9.

PROCESO	DBO ₅ , (mg/l)	DQO, (mg/l)	Aceite ^{**} (mg/l)	pH	Sal (NaCl % en peso)
Desalado de crudo	60 - 610	124 - 470	20 - 516	7.2 - 9.1	0.4 - 25
Cracking catalítico	230 - 440	500 - 2800	200 - 2600	-	-
Cracking de naftas	-	53 - 180	160	-	-
Condensados amargos	500 - 1000	500 - 2000	100 - 1000	4.5 - 9.5	-
Lavado de ácidos de alquilación	31	1251	131.5	0.6 - 1.9	-
Purga de calderas	61	201	14	12	-
Purga de torres de enfriamiento	33	141	7	7.3	-
Agua de lastre	168	342	44	-	1.7

^{**} El tipo de aceite encontrado en un efluente de refinería corresponde a 70% de aceite libre, 25% de aceite emulsionado y 5% de aceite soluble.

Tabla 2.9 Composición de las aguas de desecho de la industria petrolera (Ford, 1977; Boyd *et. al.*, 1971).

⁴ Los valores indicados se refieren a valores promedio.

La selección del tipo de tratamiento de los efluentes depende de diversos factores,; el clima, las limitaciones de espacio, la complejidad del proceso utilizado en la planta, la topografía del terreno y costos, entre otros (Picazo, *op. cit.*).

En forma general, el tratamiento de este tipo de efluentes utiliza los procesos de:

- a) separación de aceite,
- b) tratamiento biológico, y
- c) eliminación de sólidos suspendidos.

En algunos casos pueden requerirse otras etapas auxiliares como fosas de retención, manejo de aguas amargas y cáusticas, y neutralización.

Un tratamiento primario debe estar formado por una o varias de las unidades siguientes: desarenadores, filtración para la remoción de aceite, neutralización, homogeneización y flotación por aire disuelto (Davies & Vose, 1980).

Los tratamientos que son utilizados de acuerdo al tipo de drenajes en que son captados son mostrados en la Figura 2.2.

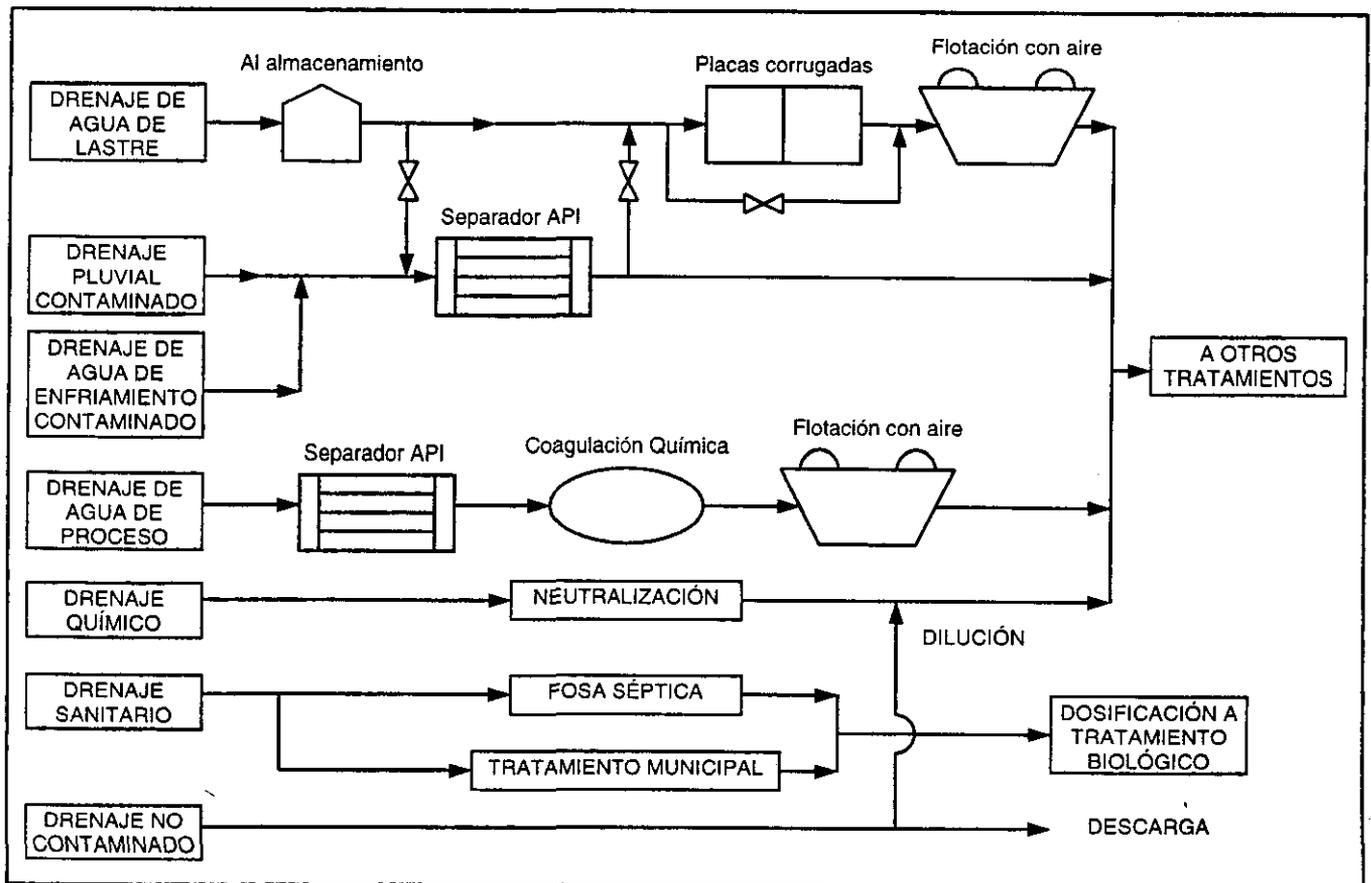


Figura 2.2 Separación típica y tratamiento básico de los efluentes de una refinería (Davies & Vose, 1980).

En caso de que sea necesario alcanzar una alta calidad de la descarga⁵ se requiere incluir un sistema de tratamiento secundario, entre las cuales se encuentran los filtros rociadores, contactores biológicos rotatorios, lagunas de oxidación y lodos activados (Rojas *et. al.*, *op. cit.*).

En cada uno de ellos deben tomarse en cuenta las siguientes consideraciones:

- * costos de inversión y de operación,
- * flexibilidad y facilidad de operación,
- * control del efluente dentro de la planta,
- * integración y uso de sistemas y servicios existentes, y
- * comportamiento y confiabilidad de proceso.

⁵ Se considera de alta calidad cuando la descarga sea hecha a ríos en donde se busque la protección de vida acuática, embalses naturales y artificiales de uso público urbano (NOM-001-ECOL-1996).

2.3.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria Petrolera

Los procesos de tratamiento de aguas residuales usados en la industria petrolera pueden ser de tipo físico, químico y biológico y son aplicados de acuerdo a los elementos mencionados anteriormente.

Las aguas residuales producidas por este tipo de industria tienen generalmente un gran contenido de grasas y aceites. La eliminación de éstas pueden llevarse a cabo mediante distintos tratamientos y su selección depende del tipo de aceite del cual se trate (aceite libre, en emulsión o soluble) (Figura 2.3).

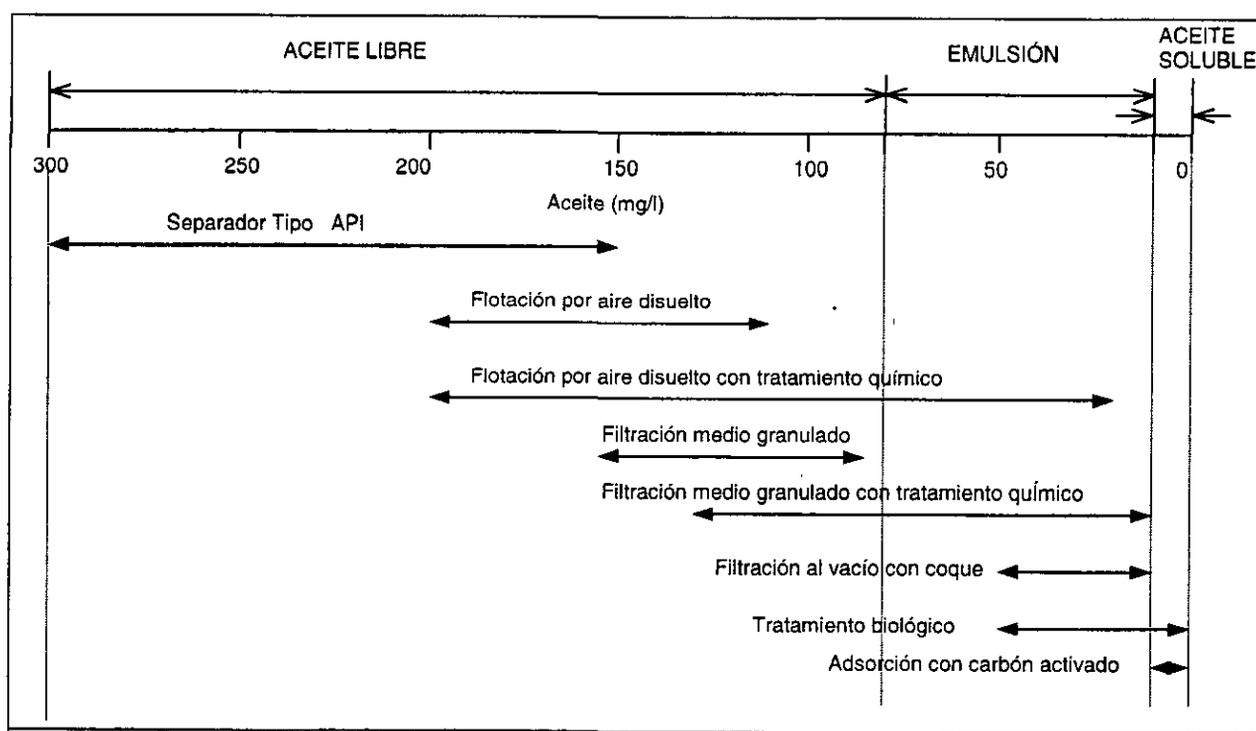


Figura 2.3 Diagrama del ámbito de aplicación de los procesos de separación de aceite (Boyd *et. al.*, *op. cit.*).

El proceso físico más comúnmente usado es la separación de aceite, utilizando para ello los separadores de tipo primario y secundario (Davies & Vose, *op. cit.*).

- **Separadores primarios.** En su gran mayoría son conocidos como separadores API, aunque también se hace uso de los separadores de placas paralelas y placas corrugadas.

a) El separador de tipo API presenta una simplicidad considerable en sus elementos internos, los cuales difícilmente se desgastan o taponan cuando entran sólidos en él. En este separador se retienen sólidos, líquidos inmiscibles

(aceite) y aceites emulsionados, función que no realizan los separadores de placas paralelas y placas corrugadas, aunque éstos presentan la ventaja de presentar mayores áreas de contacto y un costo menor. Tienen la desventaja de no separar sólidos disueltos ni romper emulsiones estables. La eficiencia de separación depende de la temperatura del agua, la densidad y el tamaño de los glóbulos de aceite, así como de la cantidad y características de la materia en suspensión presente en el desecho.

- b) En los separadores de placas paralelas se deben utilizar paquetes de placas que posean una estructura abierta (desarmable) y no taponables, así como instalar antes de ellos un sedimentador con la finalidad de eliminar los sólidos que pudieran ser arrastrados.
- **Separadores secundarios.** Se utilizan tres tipos de procesos: flotación, filtración y coagulación-sedimentación.

Dentro del proceso de flotación se hace uso de:

- a) la flotación por aire disuelto (**FAD**), es un proceso en el que se disuelve aire a presión en el desecho y posteriormente se hace descender la presión de tal forma que el aire abandone la solución en forma de pequeñas burbujas, las cuales arrastran el desecho que se desea eliminar. Usualmente se emplean floculantes para coagular el aceite emulsionado, aumentando con ello la eficiencia de la flotación.
- b) la flotación por aire inducido (**FAI**), utiliza rotores para inducir el flujo de aire en forma de burbujas dispersas dentro del desecho, las cuales hacen flotar el aceite hacia la superficie, donde este es desnatado. En este tipo de flotación se hace uso de coagulantes para optimizar el proceso.

Entre los tipos de tratamiento biológico comúnmente usados en la industria petrolera se encuentran (Picazo, *op. cit*):

- **Lagunas de oxidación.** Presentan la ventaja de que pueden manejar mayores concentraciones de aceite que otros procesos biológicos. En este tipo de proceso de tratamiento tienen vital importancia el cálculo adecuado de los tiempos de retención, la concentración de contaminantes en el influente y el gasto de aireación requerido en el proceso (o transferencia de oxígeno necesario).
- **Discos biológicos rotatorios.** Este proceso consiste básicamente en una serie de discos montados en una flecha horizontal rotatoria, parcialmente sumergidos en el agua residual. En estos discos se presenta un crecimiento bacteriano, el cual se encarga de degradar a los contaminantes del desecho y oxidarlos utilizando el oxígeno presente en la atmósfera.

El exceso de crecimiento bacteriano de estos discos se va desprendiendo y fluye junto con el efluente tratado. Es común el uso de materiales corrugados en los discos, con la finalidad de presentar mayor área de contacto para el tratamiento y una mayor resistencia mecánica.

Se requiere como equipo adicional un sedimentador, para eliminar los sólidos formados y desprendidos de los discos. En general, este sistema limita su aplicación a plantas medianas y pequeñas con cargas moderadas de desechos (Congram, 1979).

- **Lodos activados.** Este tipo de procesos presenta menores costos que los discos biológicos rotatorios en instalaciones grandes y áreas menores, aunque debe tenerse mucho cuidado en tener un adecuado abastecimiento de oxígeno, buena adaptación de los microorganismos, y suficiente control sobre los nutrientes presentes (Degremont, 1979; Eckenfelder & Adams, 1974).

La tabla 2.10 muestra una serie de recomendaciones útiles para la selección y/o combinación métodos más apropiados para la eliminación de materia flotante y en suspensión.

VOLUMEN DE LA DESCARGA	NATURALEZA DE LA MATERIA EN SUSPENSIÓN		
	FLOTA	PERMANECE ESTÁTICA	SE SEDIMENTA
Pequeño, regular e intermitente	1) Sedimentación en lotes 2) Centrifugación 3) 1) y 2) más calentamiento	1) Calentamiento más sedimentación en lotes 2) Filtración 3) Flotación con aire 4) Coagulación, flotación y sedimentación en lotes	1) Sedimentación en lotes 2) Filtración 3) Centrifugación
Grande y continuo	1) Separación por gravedad 2) Flotación con aire 3) 1) y 2) 4) Filtración 5) Centrifugación 6) 4) ó 5) más calentamiento	1) Filtración 2) Flotación con aire 3) Coagulación, floculación y sedimentación 4) 1) ó 2) más coagulación y floculación	1) Sedimentación 2) Filtración 3) 1) y 2) más coagulación y floculación 4) Centrifugación

Tabla 2.10 Recomendaciones para la selección del método de tratamiento para la eliminación de materia flotante y en suspensión (Ford, *op. cit.*).

De acuerdo a lo mencionado anteriormente se puede concluir que cada tipo de agua residual que es generada por una industria particular tiene características propias que hacen necesario el uso de distintos procesos de depuración con la finalidad de eliminar los contaminantes presentes, ya sean éstos materiales fácilmente sedimentables o materiales disueltos.

Aún cuando los contaminantes a eliminar sean distintos entre sí, los procesos de tratamiento usados en general son los mismos, y lo que cambia es el grado de depuración que se alcanza es el distinto "ordenamiento" de ellos y la eficiencia con la cual operen. Para las industrias que trata esta investigación los procesos usados son de tipo físico (rejillas, sedimentación primaria o secundaria, flotación con aire disuelto, entre otros), de tipo biológico (sistema de lodos activados, filtros rociadores, biodiscos, lagunas de oxidación, etc.) o de tipo químico (cloración y neutralización).

CAPÍTULO 3

NORMATIVIDAD APLICABLE AL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

La reglamentación actual sobre las características de las descargas industriales a los cuerpos receptores es uno de los principales factores para la selección de uno u otro de los tipos de tratamiento existentes.

En este capítulo se presenta la legislación vigente en México y Estados sobre las características de las descargas de las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera. También se presentan las normas de Francia, Canadá y Bélgica aplicables para las aguas residuales producidas por la industria petrolera. Al conocer los límites de descarga de los distintos contaminantes presentes en un agua residual particular se puede seleccionar en forma más precisa el proceso de tratamiento para alcanzar la calidad que se desea.

3.1 LEYES Y REGLAMENTOS EXISTENTES EN MÉXICO

Entre los elementos de mayor importancia para determinar hasta que grado debe llevarse a cabo la depuración de un agua residual, ya sea para verterla a un cuerpo receptor, infiltrarla en el suelo o hacer uso de ella para diversos fines, se encuentran las leyes, reglamentos, acuerdos, técnicas, normas y métodos administrativos contemplados dentro de la Legislación en materia de protección al ambiente.

La Legislación existente en México sobre Protección al Ambiente, y específicamente sobre contaminación en materia de agua se rige principalmente por:

- Reglamento para prevenir y controlar la contaminación del mar por vertimiento de desechos y otras materias (23 de enero, 1979).
- Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (13 de diciembre, 1996).
 - a) Título Tercero, Capítulo I: Aprovechamiento racional del agua y los ecosistemas acuáticos
 - b) Título Cuarto, Capítulo II: Prevención y contaminación del agua y ecosistemas acuáticos
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 referente a los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (6 de enero, 1997).
- Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento.

3.1.1 Ley General de Equilibrio Ecológico

En forma general, esta legislación abarca los siguientes aspectos sobre el control de contaminación del agua:

a) **Título Tercero, Capítulo I: Aprovechamiento racional del agua y los ecosistemas acuáticos**

Se indican los criterios de aprovechamiento de los recursos hidráulicos existentes en el País así como la explotación racional y controlada de los recursos acuáticos vivos y no vivos; se menciona la necesidad de promover los sistemas de tratamiento de las aguas residuales para asegurar la disponibilidad del agua y abatir los niveles de contaminación.

b) **Título Cuarto, Capítulo II: Prevención y contaminación del agua y ecosistemas acuáticos**

Se indican los criterios que deben tomarse en cuenta para la prevención y control de la contaminación del agua, así como las entidades públicas y privadas encargadas de ello. En este mismo Título se establece la necesidad de formular y publicar Normas Técnicas que deberán satisfacer los sistemas de tratamiento de aguas residuales, considerando los criterios sanitarios particulares.

La Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (**SEMARNAP**) fija las condiciones particulares de descarga de aquellos que generan aguas residuales captadas por sistemas de alcantarillado. Ha expedido, en coordinación con la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (**SARH**) (hoy Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (**SAGAR**)) y la Secretaría de Salubridad (**SSa**), las Normas Técnicas Ecológicas para el uso o aprovechamiento de las aguas residuales y emite su opinión acerca de las obras destinadas a purificar las aguas residuales de procedencia industrial.

Hace referencia a las condiciones necesarias que las aguas residuales deben reunir para prevenir la contaminación de los cuerpos receptores, interferencias en los procesos de depuración de las aguas y trastornos, impedimentos o alteraciones en el aprovechamiento y capacidad hidráulica de los cuerpos de agua.

En aquellos casos en que el origen de la descarga contaminante provenga de fuentes móviles o plataformas fijas en el mar territorial, la **SEMARNAP** debe coordinarse con la Secretaría de Marina para la autorización de descarga de las aguas residuales.

3.1.2 Reglamento para Prevenir y Controlar la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias

Este Reglamento tiene por objeto controlar las descargas de desechos al mar, otorgando a la Secretaría de Marina, a través de la Armada de México, el poder para el cumplimiento de las disposiciones marcadas, tanto en los aspectos técnicos como en el otorgamiento de los permisos de descarga que sean autorizados.

Las descargas que están reglamentadas, en este caso, son aquellas hechas por buques, aeronaves y plataformas o estructuras similares.

Aquellos permisos de vertimiento que sean autorizados, deben comprobar que las sustancias descargadas se degraden rápidamente en sustancias inocuas, considerando que los procedimientos físicos, químicos o biológicos aplicados previamente, no contaminen ni alteren el sabor de los organismos marinos comestibles, con la finalidad de que no representen un peligro a la salud del hombre o a la de los animales domésticos.

3.2 NORMAS MEXICANAS (NMX) Y NORMAS OFICIALES MEXICANAS (NOM)

En la Legislación Mexicana se contempla la elaboración y aplicación de las llamadas normas **NOM** y las **NMX**, las cuales tienen como finalidad, entre otras funciones, establecer la forma de muestreo de las aguas residuales, la calibración de los aparatos de medición usados, los métodos de análisis aplicados y los límites máximos de descarga para las aguas residuales municipales e industriales en función del uso y del tipo de cuerpo receptor.

Las **NOM** en Materia de Protección al Ambiente para el área de agua son identificadas actualmente como NOM-###-ECOL/199#. En cuanto a las **NMX** se encuentran identificadas como NMX-AA-###.

Para la materia de agua, se aplica la **NOM** identificada como NOM-001-ECOL-1996 la cual fija los límites máximos de descarga de los contaminantes vertidos a cuerpos receptores y bienes nacionales. Esta norma es aplicable a las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera.

3.2.1 NOM-001-ECOL-1996

El 6 de enero de 1997 fue publicada en el Diario Oficial de la Federación la norma NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial (m), 1997) la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales vertidas a aguas

y bienes nacionales. En ella no se encuentran contempladas las descargas de aguas provenientes de drenajes pluviales independientes.

Esta norma abroga a las siguientes Normas Oficiales Mexicanas, que son de interés para este estudio:

NOM-003-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de refinación de petróleo y petroquímica.

NOM-015-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la celulosa y el papel.

NOM-023-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de envasado de conservas alimenticias.

NOM-024-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen.

NOM-025-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada.

NOM-028-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación y envasado conservas de pescados y mariscos y de la industria de producción de harina y aceite de pescado.

NOM-068-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de aceites y grasas comestibles de origen animal y vegetal.

La norma NOM-031-ECOL-1993⁶ no fue abrogada por la NOM-001-ECOL-1996, y por tanto los parámetros fijados por ella deben ser observados en forma independiente hasta que entre en vigor la norma que la sustituirá, es decir la NOM-002-ECOL la cual esta actualmente como proyecto de norma (Diario Oficial, 9 de

⁶ NOM-031-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.

enero, 1997).

La toma de muestras utilizadas por la norma NOM-001-ECOL-1996 puede ser de tipo compuesto o simple. La muestra simple se refiere a aquella tomada en el punto de descarga, de manera continua, en un día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo (Diario Oficial, 6 de Enero, 1997).

El volumen de cada una de las muestras simples (VMS_i) para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMS_i = VMC * (Q_i / Q_t) \quad [l] \quad (3.1)$$

donde

VMC	volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos	[l]
Q_i	caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple	[l/s]
Q_t	caudal total medido desde Q_i hasta Q_n	[l/s]

La muestra compuesta resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la tabla 3.1. Esta muestra debe estar formada por muestras simples cuyo volumen debe ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

FRECUENCIA DE MUESTREO			
HORAS POR DÍA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NÚMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MÍNIMO	MÁXIMO
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

Tabla 3.1 Frecuencia de muestreo para muestra compuesta según Norma NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial, 6 de Enero, 1997).

Los límites máximos de descarga son divididos en contaminantes básicos (tabla 3.2) y metales pesados y cianuros (tabla 3.3).

En lo que corresponde a esta norma sólo se consideran como metales a los

siguientes:

- Arsénico,
- cadmio,
- cobre,
- cromo,
- mercurio,
- níquel,
- plomo, y
- zinc.

El valor de pH de las descargas de aguas residuales debe ser de 5 a 10 unidades. Este rango es mayor que el establecido por las normas que fueron abrogadas que fijaban los valores entre 6 y 9 unidades de pH.

La contaminación por patógenos es evaluada usando como indicadores a los coliformes fecales. Los valores límites fijados para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (para uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (**NMP**) de coliformes fecales por cada 100 ml. para el promedio mensual y diario, respectivamente.

En el caso de contaminación por parásitos se usa como indicadores a los huevos de helminto, fijándose como límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo de un huevo de helminto por litro de riego restringido⁷, y de cinco huevos por litro para riego no restringido⁸.

En el caso de las descargas no municipales, los responsables de las descargas vertidas a aguas y bienes nacionales tienen como plazo límite las fechas establecidas en la tabla 3.4. El cumplimiento es gradual y progresivo dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno (**DBO₅**) o sólidos suspendidos totales (**SST**), según las cargas de agua residual⁹.

⁷Riego no restringido: La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras.

⁸Riego restringido: La utilización de agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas.

⁹Estas carga de agua residual corresponde a lo manifestado en la solicitud de permiso de descarga presentada a la Comisión Nacional de Agua.

PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES						AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES	
	Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)					
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	C	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura (°C) (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	Au- sen- te	
Sólidos sedi- mentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	100	175	75	125	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	100	200	75	150	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

P.D. Promedio Diario P.M. Promedio Mensual N.A. No es Aplicable

(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos de Descarga de Aguas Residuales

(1) Instantáneo

(2) Muestra simple promedio ponderado

(3) Ausente según Método de Prueba definido en la NMX-AA-006

Tabla 3.2 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos según Norma NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial, 6 de Enero, 1997).

PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RÍOS									EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES			AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES	
	Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)					
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	C	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
Cianuro	2.0	3	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	1.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	4.0	4.0	6.0
Cromo	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	10	10	20

(*) Medidos de manera total
 (1) Muestra simple promedio ponderado
 (2) Ausente según Método de Prueba definido en la NMX-AAA-006
Tabla 3.3 Límites máximos permisibles para metales y cianuros según Norma NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial, 6 de Enero, 1997).

DESCARGAS NO MUNICIPALES		
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE	
	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO ₅) [ton./día]	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES [ton./día]
1 de enero de 2000	Mayor de 3.0	Mayor de 3.0
1 de enero de 2005	De 1.2 a 3.0	De 1.2 a 3.0
1 de enero de 2010	Menor de 1.2	Menor de 1.2

Tabla 3.4 Fechas de cumplimiento para descargas no municipales según Norma NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial, 6 de Enero, 1997).

3.2.2 NOM-CCA-031-ECOL-1993

Una vez que las aguas residuales han sido tratadas mediante un determinado proceso de depuración (primario, secundario, terciario y/o avanzado) en muchos casos estas son descargadas a sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal. Por ello, los límites máximos de la descarga debe cumplir con lo establecido en la NOM-CCA-031-ECOL-1993, la cual es presentada a continuación.

- NOM-CCA-031-ECOL-1993 Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.

Las descargas de aguas residuales provenientes de:

- * las actividades agroindustriales: de las actividades de elaboración de alimentos, crianza y reproducción ganadera, porcícola, avícola y establos,
- * los servicios de reparación y mantenimiento automotriz, gasolineras, tintorerías, lavanderías, baños públicos, hospitales, hoteles, restaurantes, revelado de fotografía, etc.,
- * actividades industriales: las que provienen de los procesos de extracción, beneficio, transformación o generación de bienes de consumo o de actividades complementarias, y
- * el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.

Los valores límites de descarga de los parámetros aplicables para esta NOM son los especificados en la tabla 3.5.

Cuando las descargas a pesar de cumplir con lo marcado en las tablas 3.5 y 3.6 causen efectos negativos en el cuerpo receptor, la SARH a través de la

CNA fija condiciones de descarga más estrictas que los indicados, los cuales pueden ser, entre otros, los siguientes parámetros:

- a) color,
- b) sulfuros,
- c) fósforo total,
- d) metales pesados no incluidos en la tabla 3.5,
- e) nitrógeno total,
- f) alcalinidad / acidez,
- g) sólidos disueltos totales,
- h) sólidos suspendidos totales,
- i) demanda química de oxígeno,
- j) demanda bioquímica de oxígeno,
- k) tóxicos orgánicos, e
- l) hidrocarburos que no se incluyen en tóxicos orgánicos,

PARÁMETROS	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES	
	PROMEDIO DIARIO	INSTANTÁNEO
pH (unidades de pH)	6 - 9	6 - 9
Temperatura	---	40°C (313 °K)
Sólidos suspendidos totales(mg/l)	200	240
Sólidos sedimentables (ml/l)	5.0	10.0
Grasas y aceites (mg/l)	60	100
Conductividad eléctrica (micromhos/cm)	5,000	8,000
Aluminio (mg/l)	10.0	20.0
Arsénico (mg/l)	0.5	1.0
Cadmio (mg/l)	0.5	1.0
Cianuros (mg/l)	1.0	2.0
Cobre (mg/l)	5.0	10.0
Cromo hexavalente (mg/l)	0.5	1.0
Cromo total (mg/l)	2.5	5.0
Fluoruros (mg/l)	3.0	6.0
Mercurio (mg/l)	0.01	0.02
Níquel (mg/l)	4.0	8.0
Plata (mg/l)	1.0	2.0
Plomo (mg/l)	1.0	2.0
Zinc (mg/l)	6.0	12.0
Fenoles (mg/l)	5.0	10.0
Sustancias activas al azul de metileno (mg/l)	30.0	60.0

Tabla 3.5 Límites máximos permisibles de las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal (Diario Oficial, 18 de octubre, 1993).

HORAS POR DÍA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NÚMERO DE MUESTRAS	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MÍNIMO	MÁXIMO
Hasta 8	4	1	2
Más de 8 y hasta 12	4	2	3
Más de 12 y hasta 18	6	2	3
Más de 18 y hasta 24	6	3	4

Tabla 3.6 Características de la toma de muestras (Diario Oficial, 18 de octubre, 1993).

Para sustituir esta norma se publicó en el Diario Oficial de la Federación el jueves 9 de enero de 1997 el proyecto NOM-002-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de las aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, la cual tiene como objetivo el de prevenir y controlar la contaminación de las aguas, siendo de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas.

3.2.4 Normas Mexicanas (NMX) usadas para la Determinación de los Parámetros Fijados por las NOM

Los parámetros de descarga fijados en las NOM citadas anteriormente son determinados en forma analítica usando las NMX indicadas a continuación.

- NMX-AA-3-1980 Aguas residuales. Muestreo (Diario Oficial (n), 1980).
- NMX-AA-4-1977 Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales. Método del cono Imhoff (Diario Oficial (a), 1977).
- NMX-AA-5-1980 Determinación de grasas y aceites. Método de extracción Soxhlet (Diario Oficial (d), 1980).
- NMX-AA-6-1975 Aguas. Determinación de materia flotante en aguas residuales. Método visual con malla específica (Diario Oficial (o), 1973).
- NMX-AA-7-1980 Determinación de la temperatura. Método visual con termómetro. (Diario Oficial (c), 1980).
- NMX-AA-8-1980 Aguas. Determinación de pH. Método potenciométrico (Diario Oficial (b), 1980).
- NMX-AA-28-1981 Determinación de demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Método de incubación por diluciones (Diario Oficial (g), 1981).
- NMX-AA-30-1981 Demanda química de oxígeno. Método de reflujo de dicromato (Diario Oficial (q), 1981).
- NMX-AA-34-1981 Determinación de sólidos en agua. Método gravimétrico (Diario Oficial (f), 1981).

- NMX-AA-42-1987 Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli*. Método de tubos múltiples de fermentación (Diario Oficial (k), 1987).
- NMX-AA-44-1982 Determinación de cromo hexavalente en agua. Método colorimétrico de la difenil carbazida (Diario Oficial (r), 1982).
- NMX-AA-50-1982 Determinación de fenoles en agua. Método espectrofotométrico bipirina de la 4-amino-antipirina (Diario Oficial (s), 1982).
- NMX-AA-51-1982 Determinación de metales. Método espectrofotométrico de absorción atómica (Diario Oficial (p), 1982).
- NMX-AA-84-1980 Determinación de sulfuros. Método colorimétrico del azul de metileno o iodométrico (Diario Oficial (t), 1980).

Actualmente la **CNA** ha propuesto en sólo una **NOM** los señalamientos de los niveles de calidad de las descargas en función del uso y del tipo de cuerpo receptor. Para determinar la viabilidad de esta alternativa se elaboró un análisis costo - beneficio sobre los efectos de la **NOM**, expresados como valores monetarios. El resultado de estos análisis concluyó que la norma es económicamente viable (CNA, 1995).

3.3 LEYES Y REGLAMENTOS EXISTENTES EN ESTADOS UNIDOS EN MATERIA DE PROTECCIÓN A LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

En cuanto a la legislación existente en los Estados Unidos, ésta se divide en aquella aplicada dentro de las áreas terrestres y la aplicada en las operaciones llevadas mar adentro.

Los reglamentos existentes en los Estados Unidos en materia de protección de la contaminación del agua son, entre otros, los siguientes:

- Reglamentos y Órdenes de la Outer Continental Shelf.
- Código de Normas Federales Título 40. Protección al Ambiente. (Code of Federal Regulations 40. Protection of Environmental, 1992).
- Documento para el Desarrollo de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency (**USEPA**)) para Guías de Límites de Efluentes y Estándares de Evaluación de Nuevas Fuentes para 1974 (Development Document for Effluent Limitation Guidelines and New Source Performance Standard for the 1974).

A continuación se mencionaran cuales son los contenidos más importantes, para esta investigación, para cada uno de los reglamentos indicados.

3.3.1 Reglamentos y Órdenes de la *Outer Continental Shelf*

De las operaciones de descarga de residuos que es llevada mar adentro, una de las más importantes son los Reglamentos y órdenes de la Outer Continental Shelf, la cual surgió de investigaciones llevadas a cabo y el desarrollo de nuevas tecnologías de tratamiento. Cada una de las órdenes contenidas trata acerca de un aspecto particular de la protección del ecosistema marino. Entre dichas órdenes las más importantes para esta investigación son las siguientes:

- Orden No. 7: Contaminación y eliminación de desechos.

En este apartado se cubren aspectos relativos a la forma de eliminación de residuos, así como las medidas a priori que deben ser llevadas a cabo tales como:

- No se permite arrojar aceites a los cuerpos receptores.

- No se permite tirar recortes de perforación que contengan aceite, a menos que éste sea eliminado en forma previa.
- Todos los desechos sólidos que sean producidos en la plataforma deben ser trasladados a la costa para darles tratamiento.
- Las instalaciones de las plataformas deben ser inspeccionadas de forma periódica para determinar si existen fuentes fugitivas. Si este es el caso deben ser localizadas y eliminadas en la medida de lo posible.

- Orden No. 8: Tratamiento de las aguas de desecho.

En la orden 8, se dan recomendaciones acerca del manejo y disposición de las aguas residuales descargadas a los cuerpos receptores, de acuerdo al uso que se les da a éstos. Entre las recomendaciones principales se encuentran:

- Todos los sistemas para el tratamiento de aguas residuales deberán diseñarse de tal manera que el contenido de aceite en el agua que se descarga no sea mayor a un promedio de 50 ppm.
- No se permite la descarga de ningún efluente con un contenido de aceite mayor de 100 ppm.
- Los muestreos deben llevarse a cabo cuatro veces por mes por un periodo de 24 horas, tomándose lecturas de pH, temperatura, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, contenido total de aceite y volumen total de la muestra.
- Debe elaborarse y entregarse a las autoridades competentes un informe escrito acerca de los resultados obtenidos en los muestreos realizados.
- Para llevar a cabo descargas a aguas superficiales, estas deben tener como límites máximos: 50 ppm de DBO₅, 150 ppm o menos de sólidos suspendidos y un contenido de cloro residual de 1 mg/l después de un tiempo de retención de 15 minutos.
- Los lodos de perforación, base agua, que se encuentren libres de aceite pueden verterse al mar. Aquellos lodos que se encuentren contaminados deben lavarse previamente a su eliminación.
- Los lodos de perforación, base aceite ó tipo de emulsión inversa, deben ser colectados y almacenados para llevarlos a la costa para darles el tratamiento adecuado antes de ser eliminados.

3.3.2 Código de Normas Federales Título 40. Protección al Ambiente

Las normas contenidas en este código se encuentran clasificadas en capítulos, cada uno de los cuales comprende un tema en particular: agua, aire y suelo.

Los contenidos más importantes del Código de Normas Federales, Título 40 en lo referente a las descargas de las aguas residuales de las industrias papelera, procesadora de alimentos del mar y petrolera, que abarcan los capítulos A, D y N, son los siguientes:

Capítulo A. General.

- a) 15 Administración de las actas de agua y aire limpio (Administration of the Clean Air Act and the Clean Water Act with respect to contracts grants and bans-list of violating facilities).

Capítulo D. Programas de agua (Water Programs).

- b) 110 Descarga de aceite (Discharge of oil)

Mediante esta guía se fijan los valores de los parámetros de descarga de las aguas residuales que contienen aceites en cantidades tales que puedan ser perjudiciales para la salud pública o del medio ambiente. Se incluyen a las descargas que causen violaciones a los estándares de calidad de agua, así como a aquellas que originen una película o decoloramiento de la superficie o formen lodo o emulsión que se deposite por debajo de la superficie del agua o cerca de las líneas de playa.

Se fija la prohibición en el uso de dispersantes o emulsificantes. Se determina qué descargas no son consideradas como "dañinas" para el medio ambiente según lo fijado por MARPOL10 73/78 (Anexo I, CFR 33 parte 151); entre éstas se encuentran las originadas por los trabajos de investigación, proyectos de demostración o estudios relativos a la prevención, control o abatimiento de la contaminación por aceite.

- c) 121 Certificación estatal de actividades que requieren licencia o permiso federal (State certification of activities requiring a Federal licence or permit)

Esta guía fija cuáles son los elementos que deben contener los documentos oficiales solicitados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency (EPA)), en cuanto a la regulación de las descargas que son hechas a cuerpos de agua. Se evalúa el efecto de la descarga fuera del estado en la que es hecha mediante una serie de

¹⁰ MARPOL: Marine Pollution.

documentos dados por las agencias regionales, que deben acompañar al trámite para dar la certificación de la administración.

Se indica que toda certificación dada por la administración es resultado de una actividad que requiere una licencia o permiso para hacer las descargas las cuales deben siempre encontrarse sujetas a los estándares de calidad del agua.

Se prevé la posibilidad de una inspección previa a la operación de las instalaciones a las cuales les es otorgada la certificación, con el propósito de determinar si la forma en la cual las operaciones serán llevadas a cabo pueden violar de alguna manera los estándares de calidad del agua.

d) 131 Estándares de calidad del agua (Water quality standards)

En esta guía se fijan los estándares de calidad de agua con la finalidad de proteger la salud pública y la vida silvestre. Los parámetros de calidad son fijados de acuerdo a regiones geográficas de aplicabilidad, entre las cuales se encuentran los estados de Arkansas, Florida, Nevada, Michigan y California. No se fijan valores específicos para cada tipo de descarga o actividad específica ya que éstas son dadas por una guía particular, la cual debe consultarse para ello.

Entre los criterios de calidad de agua que son fijados están el oxígeno disuelto, temperatura, gases disueltos, turbidez, pH, toxicidad¹¹ y radiactividad, entre otros. Estos son catalogados como *Criterios de Máxima Concentración (CMC)* y *Criterios de Concentración Continua (CCC)*, en función del tiempo en que son llevados a cabo los muestreos.

Una parte importante de esta norma toma en consideración a los cuerpos de agua que se encuentran localizados dentro de las áreas asignadas a las reservaciones indias. Para ellos se designan calidades como extraordinaria, excelente, buena, regular, clase para lagos y clase especial para aguas salinas o frescas que constituyan un único y especial recurso para la reservación. Estas calidades son dadas en función de los valores de los criterios de calidad de agua antes indicados.

e) 133 Regulación de tratamiento secundario (Secondary treatment regulation)

Esta parte proporciona la información del nivel de calidad de los efluentes producidos mediante la aplicación de un sistema de tratamiento de tipo

¹¹La evaluación de la toxicidad para esta guía 40 CFR 431 es llevada a cabo mediante bioensayos usando a la especie *Enterococci* (40 CFR 431).

secundario o su equivalente. Es aplicable tanto a las descargas de tipo industrial como municipal.

El tratamiento puede ser de tipo aerobio o anaerobio, siempre y cuando se tenga una disminución mínima de DBO₅ del 65%.

Se regulan los procedimientos de muestreo y análisis que deben ser usados de acuerdo a la CFR 40 parte 136.

Se describe el mínimo nivel alcanzado para tratamiento secundario en términos de pH, DBO₅ y sólidos suspendidos, de los cuales, los valores de los dos últimos son indicados en la tabla 3.7.

PARÁMETRO	TIEMPO DE EVALUACIÓN (días)	REMOCIÓN MÍNIMA (mg/l)
DBO ₅	7	65
	30	45
Sólidos suspendidos	7	65
	30	45

Tabla 3.7 Remoción mínima de DBO₅ y sólidos suspendidos en el uso de tratamiento secundario (EPA, 1988).

4

Capítulo N. Guías y estándares de efluentes (Effluent guidelines and standards. Part 400)

- f) 408 Categoría de las fuentes de emisión de los procesos de enlatado y conservas de alimentos del mar (Canned and preserved seafood processing point source category)

Esta guía fija los límites de las descargas hechas por la industria procesadora de alimentos del mar en lo concerniente al enlatado, fileteado y congelado de pescados y mariscos, así como de la elaboración de harina y aceite. Se encuentra dividida en varias secciones, cada una trata de un producto en particular: elaboración de harina y aceite de pescado, así como del enlatado de diversas especies como el atún, el salmón, la sardina, las escalopas, el cangrejo, el camarón, las ostras, las almejas, el arenque y el bagre.

Para las descargas generadas por los procesos indicados se regulan como parámetros de calidad de agua al pH, contenido de grasas y aceites, sólidos suspendidos totales y DBO₅.

Para cada descarga se toma en consideración si procede de una fuente ya establecida o de una nueva, así como del tipo de tratamiento que es utilizado de acuerdo a la siguiente clasificación: mejor tecnología disponible (**BAT**: Best Available Technology), mejor tecnología aplicable de control de contaminantes (**BPT**: Best Practicable Control Technology) o la mejor tecnología convencional de control de contaminantes (**BCT**: Best Conventional Pollutant Control Technology). Para cada una de ellas se ajusta el valor de los parámetros de descarga siendo la más estricta, en cuanto a valores fijados, la **BAT**.

g) 419 Categoría de los puntos de descarga de los procesos de refinación de petróleo (Petroleum refining point source category)

Esta guía fija los valores máximos de emisión de los distintos parámetros de descarga para los procesos de refinación de petróleo, los cuales incluyen a la producción de productos ligeros y reformación catalítica, cracking, operaciones petroquímicas¹² y de servicios auxiliares para la refinación¹³.

Los parámetros que son normados por esta guía son DBO₅, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno (DQO), compuestos fenólicos, grasas y aceites, amoníaco (como nitrógeno), sulfuro, cromo total, cromo hexavalente y pH, llevando a cabo su valoración tanto en máximos por día como en promedio de 30 días consecutivos. Los valores cambian de acuerdo al tipo de proceso que es utilizado, es decir, para las operaciones de producción de productos ligeros y reformación catalítica, cracking, operaciones petroquímicas y de servicios auxiliares para la refinación.

Los valores límite de descarga son ajustados de acuerdo al tipo de tratamiento que es utilizado (**BAT**, **BPT** o **BCT**), además de utilizar factores de ajuste en función del tamaño de la planta¹⁴.

¹²Las operaciones petroquímicas son el medio de elaboración de productos petroquímicos de segunda generación (por ejemplo alcoholes, cetonas, cumenos, estireno, etc.) o petroquímicos de primera generación y productos de isomerización (por ejemplo BTX, olefinas, ciclohexano, etc.) donde 15% o más de la producción de una refinería es de este tipo (40 CFR 419).

¹³Las operaciones auxiliares incluidas en esta guía son las utilizadas para la obtención de productos de petróleo a partir de los ligeros, cracking, obtención de aceites lubricantes y operaciones petroquímicas (40 CFR 419).

¹⁴El tamaño de la planta es evaluado en función del número de barriles de petróleo que es procesado por día para un promedio de 30 días consecutivos, considerando para ello volúmenes desde 24,900 hasta más de 150,000 barriles (40 CFR 419).

- h) 430 Categoría de los puntos de descarga de los procesos de la industria de pulpa, papel y cartón corrugado (Pulp, paper and paperboard point source category)

En esta guía se fijan distintos parámetros de descarga de acuerdo a la materia prima usada, tipo de proceso industrial instalado, tipo de papel producido y el tipo de tratamiento de aguas residuales manejado.

Entre los tipos de papel considerados por esta guía se encuentran el tissue, kraft, fino blanqueado, ligero y cartón. En cuanto a la materia prima se evalúa el uso tanto de pulpa virgen como de fibra secundaria proveniente de papel de desecho.

Los procesos de producción regulados son los químico-mecánicos (como destintado, blanqueado y uso de sulfitos) y los termo-mecánicos (picado y cocido de pulpa).

Los valores de los parámetros de descarga se fijan para fuentes ya establecidas o para nuevas fuentes, además de ajustar estos en caso de que se utilicen procesos de tratamiento de tipo **BAT, BPT o BCT**.

Los contaminantes que son normados por esta guía son el pentaclorofenol, triclorofenol, DBO_5 , pH y sólidos suspendidos totales. La evaluación de estos es como tomada como máximo por día y como promedio diario de valores por 30 días consecutivos.

- i) 431 Categoría de los puntos de emisión de las fábricas de papel y celulosa (The builders' paper and board mills point source category)

En esta guía se fijan los límites de descarga permitidos para los efluentes generados por las plantas elaboradoras de papel y cartón, que previamente han pasado por un proceso de tratamiento de tipo **BAT, BPT o BCT**, así como para nuevos puntos de emisión de plantas ya en funcionamiento (**NSPS: New Source Performance Standards**) y puntos de emisión cuyo efluente ha pasado a través de un pretratamiento (**PSNS: Pretreatment Standards for New Source**).

Los parámetros normados por la guía son el DBO_5 , sólidos suspendidos totales, pH, sólidos sedimentables, pentaclorofenol y triclorofenol. Los valores de estos varían dependiendo del tipo de efluente de que se trata, es decir, si ha pasado a través de un **BAT, BPT, BCT, NSPS o PSNS**.

- j) 435 Categoría de los puntos de emisión en los procesos de extracción de petróleo y gas (Oil and gas extraction point source category)

Esta guía fija los límites de las descargas hechas por la industria de extracción de petróleo y gas. Los límites de descarga son fijados de acuerdo al sitio en que es hecha, incluyéndose así al mar territorial, playas o áreas cercanas, área costera, cuerpos de agua navegables que previamente han sido usados para agricultura o propagación de la vida silvestre, y para puntos de extracción de petróleo con un máximo de explotación de 10 barriles diarios por pozo¹⁵.

Los parámetros evaluados para esta guía son grasas y aceites, toxicidad¹⁶, aceite libre, diesel, mercurio, cadmio, espumas, cloro residual y sólidos flotantes.

Los valores límite de estos parámetros varía de acuerdo al tipo de tratamiento que es utilizado, es decir si es un **BAT**, **BPT** o **BCT**. También se toma en consideración si el punto de emisión es de tipo **NSPS** o **PSNS**.

Para cada una de las industrias tratadas en esta investigación son aplicables normas de la **EPA**, entre las cuales destacan las siguientes:

- Elaboración de enlatado y conservas de alimentos del mar: bagre, cangrejo y camarón (Canned and Preserved Seafood Processing. Catfish, Crab, Shrimp-EPA-440/1-74/011), la cual fija como parámetros de descarga a los valores fijados por la guía 408 (Fuentes de emisión de los procesos de enlatado y conservas de alimentos del mar).
- Pulpa, papel y aglomerado (Pulp, paper & Paperboard-EPA-440/1-74/013), hace uso de las guías 430 (puntos de descarga de los procesos de la industria de pulpa, papel y aglomerado) y 431 (Puntos de emisión de las fábricas de papel), para establecer los valores límites de descarga de los contaminantes normados por ellas.
- Refinación del petróleo (Petroleum Refining-EPA-440/1-82/014), la cual indica que los valores de los parámetros de descarga son los fijados por las guías 110 (Descarga de aceite) y 419 (Refinación de petróleo).

¹⁵Se refiere a 10 barriles por pozo por cada día de trabajo guía (40 CFR 435).

¹⁶La evaluación de la toxicidad es mediante bioensayos usando a la especie *Mysidopsis bahia* la cual es expuesta de 3 a 6 días bajo condiciones aerobias al contaminante que es analizado. El método analítico para realizar este análisis se encuentra contenido en el apéndice 2 de la subparte A de esta guía (40 CFR 435).

3.3.3 Métodos de Análisis de Aguas Residuales

En cuanto a los métodos de análisis de aguas residuales se tiene el manual de Métodos Normalizados para el análisis del Agua y Aguas Residuales (Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1981)).

Este manual normaliza los métodos de análisis químico que deben ser utilizados para determinar el tipo¹⁷ y cantidad¹⁸ de los contaminantes contenidos en ellas.

La EPA también ha publicado normas para establecer estándares en cuanto a la forma de realizar los análisis de contaminantes del agua, las cuales son los siguientes:

- Guías para establecer las pruebas para el laboratorio de contaminantes (Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants, EPA-136).
- Estándares para buenas prácticas de laboratorio (Good laboratory practices standards, EPA-792).

3.4 LEGISLACIÓN APLICABLE EN FRANCIA, BÉLGICA Y CANADÁ

3.4.1 Legislación Francesa

La legislación francesa fija límites de descarga para las aguas residuales vertidas a cuerpos receptores. En lo referente a las aguas residuales generadas por las plantas procesadoras de petróleo se fija lo siguiente (Bernè y Cordonnier, 1995):

Artículo 47: Cantidad de agua descargada

Excepto para agua de lluvia la cantidad de agua debe ser menor a:

- 0.4 m³ por tonelada de petróleo crudo para refinerías con procesos de destilación, reformación o desulfuración, pero sin cracking catalítico.
- 0.8 m³ por tonelada de petróleo crudo para refinería simple con cracking catalítico.
- 1.2 m³ por tonelada de petróleo crudo para refinería compleja.

¹⁷Análisis cualitativo.

¹⁸Análisis cuantitativo.

Artículo 48: Calidad de los efluentes descargados

1. Las condiciones de medición deben considerar
 - Medición continua y registro del flujo total de agua residual descargado por la refinería así como del flujo que pasa a través de la estación de tratamiento.
 - Muestreo automático utilizando el estándar AFNOR¹⁹ T90-201.
2. Monitoreo de muestras utilizando el estándar AFNOR T90-201.
3. Los límites máximos de descarga para muestra simple son las indicadas en la tabla 3.8:

Parámetro	Hidrodesulfuración	Refinería simple con cracking catalítico o refinería compleja
pH	5.5 a 8.5	5.5 a 8.5
Fenoles (mg/l)	0.5	1
Sólidos suspendidos (mg/l)	30	30
DBO ₅ (mg/l)	30	40
DCO (mg/l)	120	150

Tabla 3.8 Características de descarga para refinerías y plantas de hidrodesulfuración de acuerdo a la legislación francesa (Bernè y Cordonnier, 1995).

Para todas las refinerías:

- Hidrocarburos menores a 5 mg/l, utilizando el estándar AFNOR T90-202 (por extracción directa de hexano).
- Hidrocarburos menores a 20 mg/l, utilizando el estándar AFNOR T90-203 (por extracción de tetracloruro de carbono y lectura por Infrarrojo).
- Contenido de plomo menor a 0.1 mg/l.
- Contenido de cromo hexavalente menor a 0.05 mg/l.
- Temperatura menor o igual a 30°C.

3.4.2 Legislación Belga

De acuerdo a un decreto real del 3 de Febrero de 1988, las aguas residuales procedentes de una refinería, son divididas en los siguientes tipos (Bernè y Cordonnier, *op. cit*):

- Sector I: Refinerías de hidrodesulfuración.

¹⁹AFNOR: Asociación Francesa de Normalización.

- Sector II: Refinerías complejas con uno o más de los siguientes procesos:
 - ☆ Grupo A: cracking catalítico, hidrocracking, alquilación, etc.
 - ☆ Grupo B: isomerización, polimerización, ácido nafténico, asfalto, etc.
- Sector III: Unidades de producción secundaria (aceites lubricantes y grasas) que no están integradas a una refinería.

Los límites de descarga fijados para las aguas residuales procedentes de refinerías (sectores I, II y III) que son vertidas a ríos o drenajes deben cumplir con las siguientes condiciones:

1. Para los tres sectores:

- Cromo total menor a 0.5 mg/l.
- Cromo hexavalente menor a 0.05 mg/l.
- Plomo total menor a 0.05 mg/l.
- Sulfuros cuya concentración sea menor a 1 mg/l, y
- Fósforo total menor a 2 mg/l.

2. De acuerdo a cada sector se fijan los siguientes límites de descarga:

	I	II	III
Carbono orgánico total	200	250	350
Demanda orgánica de carbono	200	250	350
Nitrógeno Kjeldahl	10	30	20
Fenoles	0.5	1	1

Tabla 3.9 Características de descarga para refinerías de acuerdo a la legislación belga (Bernè y Cordonnier, *op. cit.*).

3. En cuanto a las regulaciones generales para aguas residuales se tienen los límites indicados en la tabla 3.10:

	I	II	III
DBO ₅	35	35	70
Hidrocarburos no polares	20	20	30

Tabla 3.10 Características de descarga para aguas residuales de acuerdo a la legislación belga (Bernè y Cordonnier, *op. cit.*).

Estas condiciones son fijadas de acuerdo con los siguientes volúmenes específicos de referencia:

- Sector I: 0.5 m³ de efluente por tonelada de petróleo crudo procesado + 0.1 m³ por tonelada de producto procesado.
- Sector II: 0.5 m³ de efluente por tonelada de petróleo crudo procesado + 0.1 m³ por cada operación adicional listada en el grupo A o 0.03 m³ por cada operación adicional listada en el grupo B.

3.4.3 Legislación Canadiense

Las regulaciones federales se hacen cumplir en conjunto con las regulaciones de cada una de las provincias cuyos límites de descarga pueden ser más estrictos (Bernè y Cordonnier, *op. cit.*).

Los parámetros fijados por la provincia de Ontario para las refinerías son considerados como representativos, y son los listados a continuación:

- Aceites y grasa (extraídos por solventes) deben ser menores a 15 mg/l.
- Fenoles menores a 0.02 mg/l.
- Sólidos suspendidos deben ser menores a 15 mg/l.
- Nitrógeno en amoníaco debe ser menor a 10 mg/l.
- Demanda orgánica de carbono debe ser menor a 200 mg/l, y
- Metales (Cromo hexavalente (Cr⁶⁺), cobre (Cu²⁺), plomo (Pb²⁺), zinc (Zn²⁺), níquel (Ni²⁺)) debe ser menor a 1 mg/l.

Como conclusión de éste capítulo, se ve que el contar con una legislación que fije los valores máximos de los contaminantes contenidos en el agua residual vertida a los cuerpos receptores es de suma importancia ya que de ésta manera se protege a la vida acuática presente, además de que se fija el grado de tratamiento mínimo que debe ser dado a las aguas crudas antes de proceder a su descarga.

La normatividad mexicana actual ha sido modificada recientemente; tal es el caso de la norma NOM-001-ECOL-1996 la cual sustituyó a un grupo de límites de descarga de agua residual para los distintos giros industriales existentes en el país. La norma NOM-CCA-031-ECOL-1993 muy pronto será sustituida por la NOM-002-ECOL, la cual se encuentra actualmente publicada como proyecto de norma. Los nuevos límites de descarga publicados tienen valores menos estrictos que sus antecesores por lo cual la cantidad de contaminantes vertidos puede ser mayor.

Al comparar los valores de descarga de la legislación mexicana con la de los otros países mencionados (Estados Unidos, Francia, Bélgica y Canadá) se puede observar que la normatividad actual del País tiene valores mucho más laxos, además que en dichos países se sigue conservando la modalidad de fijar los parámetros de descarga por giro industrial y no como una norma de tipo general para cualquier tipo de agua residual sin importar su origen como se hace actualmente en México.

CAPÍTULO 4

**CARACTERÍSTICAS DE LAS
AGUAS RESIDUALES**

Para poder determinar el grado de contaminación que presenta un agua residual es necesario conocer el valor de sus características de tipo físico, químico y biológico, tales como la cantidad de sólidos (sedimentables o no sedimentables), valor de pH o el contenido de microorganismos (por ejemplo los coliformes).

En este capítulo se analizarán cuales son esos parámetros, su significado físico, su determinación experimental y su aplicación al momento de elaborar el diseño de un proceso de tratamiento.

Los parámetros indicados a continuación sólo representan una parte de la totalidad de los existen, pero en general muestran la información que se necesita conocer al diseñar un equipo de tratamiento.

4.1 PARÁMETROS DE DESCARGA UTILIZADOS PARA EL DISEÑO DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Conocer, evaluar e interpretar correctamente los contaminantes contenidos en el agua residual es esencial para poder desarrollar en forma correcta un proyecto de tratamiento.

De acuerdo a las características evaluadas así como de las características del efluente, se determinará si lo más adecuado es un proceso de tipo primario o si se requiere llegar hasta un tratamiento secundario o inclusive terciario.

Cada tipo de elemento del proceso (desarenadores, sedimentadores, procesos biológicos o cualquier otro) requiere para su correcto diseño conocer distintos parámetros que sólo pueden ser determinados a partir de análisis de laboratorio.

Estos análisis generalmente se encuentran estandarizados²⁰, usando para ello lo normado por la Normas Mexicanas (NMX) (Diario Oficial, (a) a (m)) o el Standard Methods (APHA, *op. cit*).

Las aguas residuales tanto de tipo industrial como municipal contienen una amplia variedad de impurezas tanto de tipo orgánico como inorgánico. Estas impurezas pueden ser partículas orgánicas e inorgánicas, líquidos inmiscibles (como grasas, aceites o compuestos orgánicos), arcillas, arenas, sólidos flotantes de mediano y gran tamaño, etc. (González y González, 1992).

Materiales orgánicos contaminantes muy diversos son solubles en agua, y éstos pueden ser tanto sólidos orgánicos naturales como sustancias orgánicas sintéticas. En general, una forma de clasificar a los compuestos orgánicos disueltos en agua es

²⁰En algunos casos las plantas de tratamiento "diseñan" su metodología particular de análisis de acuerdo a su proceso de tratamiento y los parámetros que requieren evaluar, aunque casi siempre se encuentran basados en métodos estandarizados como las NMX o los métodos normalizados de la APHA (1981).

en las categorías de biodegradables y no biodegradables (González y González, *op. cit.*).

4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

La característica física más importante del agua residual es su contenido total de sólidos, formado por material flotante y materia en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución. Otras características físicas son la temperatura, color y olor.

Los sólidos pueden presentarse como material inorgánico, materia orgánica biodegradable o materia orgánica no biodegradable. A continuación se tratará brevemente acerca de éstas y otras características.

4.2.1 Material Inorgánico

Además del material orgánico existente citado anteriormente, en las aguas residuales se encuentran elementos de tipo inorgánico. Entre dichos contaminantes se puede mencionar a los siguientes (González y González, *op. cit.*):

- arenas y arcillas,
- compuestos metálicos,
- sulfuros, sulfitos y sulfatos,
- cianuros,
- fluoruros,
- materia inorgánica flotante,
- nitritos y nitratos,
- fosfatos,
- detergentes, y
- materias activas al azul de metileno.

La presencia de uno o más de éstos contaminantes depende del tipo de fuente de la cual procedan. En caso de que esa fuente sea de tipo industrial el contenido o ausencia de los contaminantes está en función del tipo de industria de que se trate, tecnología utilizada y en su caso del proceso de depuración que se encuentre en operación.

Para la determinación analítica de cada contaminante se cuenta con análisis estandarizados, los cuales permiten evaluar el grado de contaminación que se tiene por parte de un compuesto en particular.

Estos desechos, al igual que los de tipo orgánico, pueden presentarse como disueltos o no disueltos, y en este último caso pueden ser sedimentables o no sedimentables.

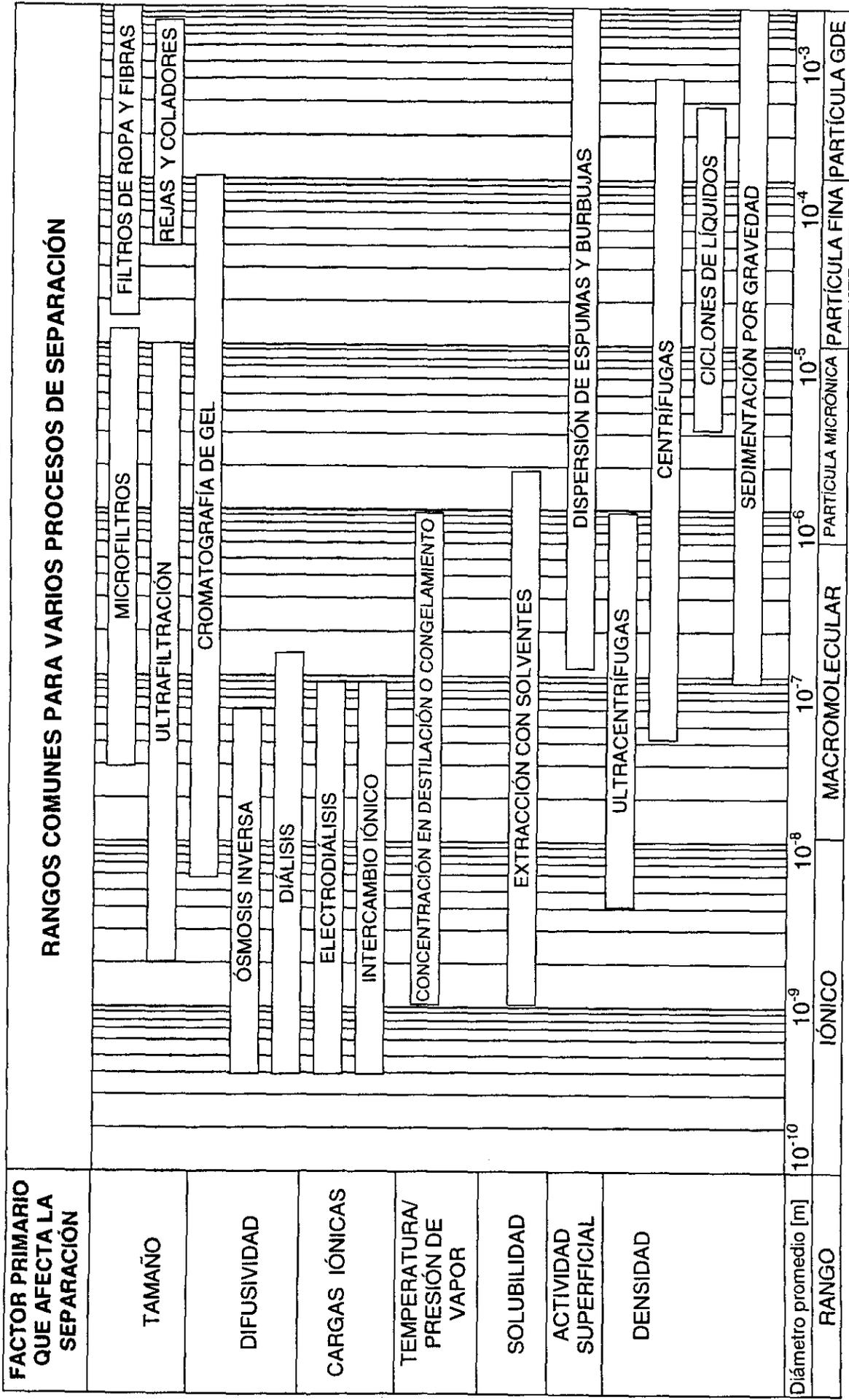


Figura 4.1 Tipos de partículas, sus diámetros promedio y forma de separación (González y González, *op. cit.*).

Esta forma de clasificar a los desechos permite determinar el tipo de tratamiento necesario para eliminar cada uno de los diversos contaminantes, ya que la clasificación anterior esta dada en función del tamaño de partícula (Figura 4.1).

4.2.2 Temperatura

La temperatura del agua residual es generalmente más alta que la del agua de suministro²¹.

La temperatura del agua es un parámetro muy importante por su efecto en la vida acuática, en las reacciones químicas y velocidades de reacción y en la aplicabilidad del agua a usos útiles. Un cambio de temperatura puede, por ejemplo, producir alteraciones en los sistemas biológicos de los cuerpos de agua. Uno de estos cambios es la cantidad de oxígeno disuelto que se encuentra disuelto en el agua.

El oxígeno es menos soluble en el agua caliente que en la fría. El aumento de la velocidad de las reacciones químicas que supone un aumento de la temperatura, junto con la disminución de oxígeno presente en las aguas superficiales, puede ocasionar una disminución tal de las concentraciones de oxígeno disuelto que pueden llegar a provocarse condiciones anaerobias (Metcalf & Eddy, 1977).

Cuando ocurre un cambio repentino de temperatura puede provocarse un alto porcentaje de mortalidad de la vida acuática. o en otros casos, un crecimiento indeseable de plantas acuáticas y hongos (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

4.2.3 Color

El color del agua residual es un parámetro que cambia a través del tiempo. El agua residual reciente suele ser gris; a medida que los compuestos orgánicos son descompuestos por las bacterias, el oxígeno disuelto en el agua residual disminuye, pudiendo llegar a un valor de cero, con lo cual el color cambia hasta un color oscuro. En esta condición, se dice que el agua residual es séptica (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

Algunas aguas residuales de tipo industrial presentan colores característicos de acuerdo al proceso que llevan a cabo.

4.2.4 Olor

Los olores son causados por los gases producidos por la descomposición de la materia orgánica. El olor más característico del agua residual séptica es el del sulfuro

²¹ Se entiende por agua de suministro a la que entra a las industrias para ser utilizada en los procesos de producción, servicios sanitarios, servicios auxiliares o cualquier otro que requiere agua fresca libre de contaminantes.

de hidrógeno producido por los microorganismos anaerobios que reducen los sulfatos a sulfitos.

Las aguas residuales de tipo industrial pueden contener compuestos olorosos o capaces de producir olores en el proceso de tratamiento (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

4.3 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

En la evaluación de las características químicas del agua residual deben considerarse diversos elementos, entre los cuales se encuentran el determinar que tipo de materia orgánica se encuentra presente (biodegradable o no biodegradable), cómo se mide el contenido de esa materia orgánica, cual es la relación de la materia orgánica con el material de tipo inorgánico (tanto presente como el que se forma) y los gases que se encuentran disueltos en ella.

4.3.1 Materia Orgánica Biodegradable

La **materia orgánica biodegradable** se forma de compuestos orgánicos que pueden ser utilizados como alimento por los microorganismos, dentro de un determinado intervalo de tiempo²². En el caso de la **materia orgánica no biodegradable**, ésta comprende a aquellos materiales orgánicos que no son capaces o son resistentes a sufrir una degradación de tipo biológico.

La *materia orgánica biodegradable* se puede presentar (en forma disuelta) como un producto de la descomposición microbiana de tejidos de plantas o animales o como resultado de las descargas de aguas residuales (González y González, *op. cit.*).

Los microorganismos consumen a los compuestos orgánicos disueltos por medio de alguno de los siguientes procesos:

- A. Oxidación. Adición de oxígeno al ambiente que contiene la molécula orgánica para ser transformada por los microorganismos.
- B. Reducción. Sustracción de oxígeno del medio que contiene a los elementos orgánicos.

Para determinar experimentalmente la cantidad de material orgánico biodegradable contenido en un desecho se mide la cantidad de oxígeno requerido, por una población microbiana heterogénea, para estabilizar a dichos desechos. A esta cantidad [de oxígeno] se le denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno (**DBO**). En forma experimental la **DBO** se mide cuantificando el oxígeno consumido por los microorganismos en una muestra de agua residual contenida en una botella sin paso

²²Este tiempo es fijado de acuerdo con la determinación analítica utilizada, o en su caso, del proceso de tratamiento aplicado.

de aire del exterior al interior, la cual se incubaba en la oscuridad a 20°C por un período de cinco días.

La **DBO** es evaluada tomando en consideración una serie de variables y restricciones entre las que se tiene:

- * **Tiempo de incubación:** este tiempo es el necesario para alcanzar la estabilización completa de la materia orgánica, dependiendo de la naturaleza del sustrato y el tipo de microorganismos presentes en la cepa. Usualmente el tiempo usado es de cinco días por lo cual a la **DBO** se le conoce como **DBO₅**. En el caso de las grasas y aceites procedentes de hidrocarburos se realiza una incubación de veinte días en cuyo caso la **DBO** se denomina como **DBO₂₀**; esta última es considerada como la **DBO** última en varias aplicaciones.
- * **Nitrificación:** en el proceso de estabilización de la materia orgánica la **DBO** se integra por lo general de la cantidad requerida de oxígeno para estabilizar compuestos de carbón y la necesaria para estabilizar compuestos de nitrógeno, por ello es importante distinguir entre la **DBO** para compuestos de carbón y la usada para los compuestos de nitrógeno. La **DBO** debida a compuestos de nitrógeno es una parte considerable de la **DBO₂₀** debido a la presencia de nitrógeno oxidable en forma de amoníaco (NH_3), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-).
- * **Tiempo de aclimatación de la cepa:** este tiempo es el que debe transcurrir para que los microorganismos de una cepa particular se acostumbren a degradar un determinado tipo de contaminante. Se considera que la cepa esta aclimatada en el momento en que tiene la capacidad de degradar un contaminante con un buen rendimiento²³. El tiempo de aclimatación depende de la toxicidad del compuesto que se desea degradar y del tipo de microorganismos utilizados.
- * **Toxicidad:** Algunos de los contaminantes contenidos en el desecho pueden tener efectos tóxicos o bioestáticos sobre la cepa de microorganismos. Estos materiales tóxicos pueden ser metales, compuestos orgánicos, hidrocarburos u otro tipo de material que altere la capacidad de degradación de los microorganismos, disminuya su capacidad de reproducción o los elimine.

En el tratamiento de las aguas residuales es importante determinar la **DBO**, ya que se utiliza para determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá proporcionar al proceso de tratamiento seleccionado para estabilizar biológicamente a la materia orgánica presente. La **DBO** se utiliza para dimensionar las instalaciones de tratamiento y medir el rendimiento de algunos de estos procesos. Con los datos

²³El rendimiento es evaluado en función de la cantidad de materia orgánica que logra ser degradada.

de la **DBO** se calcula la velocidad a la que se requiere proporcionar el oxígeno (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

4.3.2 Materia Orgánica No Biodegradable

Para poder llevar a cabo la determinación del contenido de materia orgánica, tanto biodegradable como no biodegradable, se utiliza la prueba de Demanda Química de Oxígeno (**DQO**) (Figura 4.2).

La **DQO** es la medida o cantidad de equivalentes de oxígeno consumidos en la oxidación de los constituyentes de una muestra, mediante una reacción química con el permanganato o dicromato en medio ácido (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

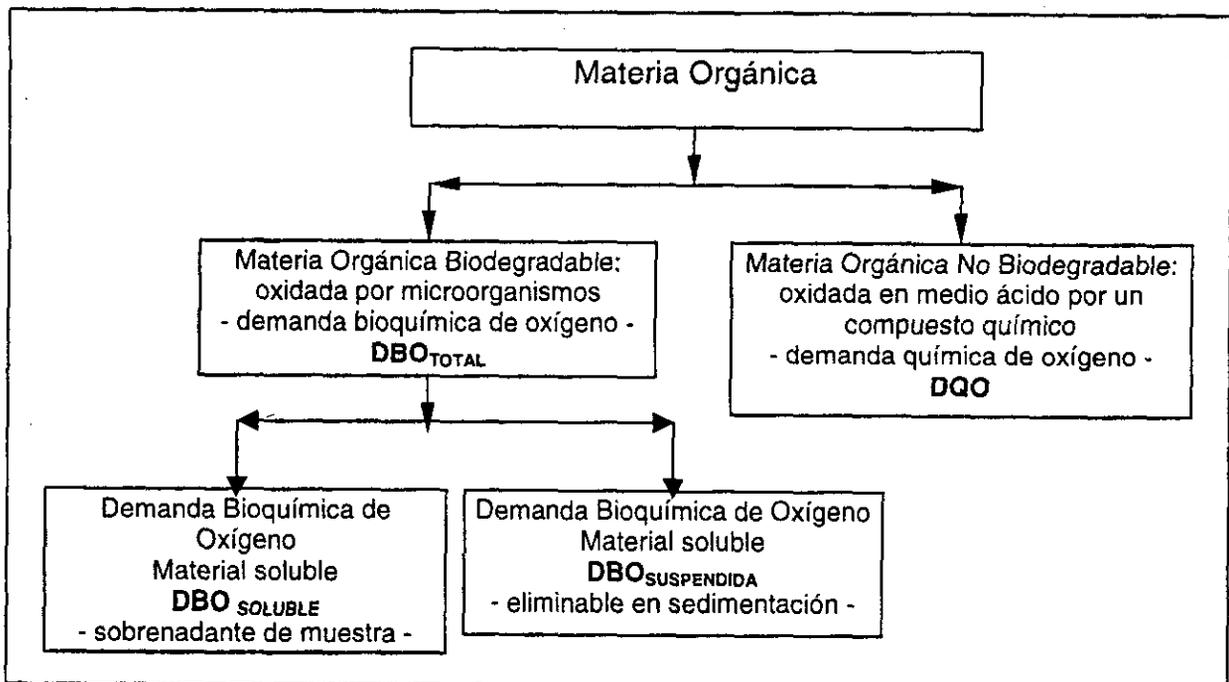


Figura 4.2 Contenido de materia orgánica en aguas residuales (Modificada de González, *op. cit.*)

Cuando en el agua residual que es analizada se encuentran algunos compuestos que presentan ciertas dificultades para ser oxidados (como son los hidrocarburos ligeros) y que puede hacer que la determinación de la **DQO** sea alterada, es necesario utilizar sulfato de plata, el cual funciona como catalizador de dicha reacción (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La **DQO** es por lo general mayor que la **DBO** porque es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por medios químicos que de forma biológica. En muchos tipos de aguas residuales es posible correlacionar la **DQO** con la **DBO**. Ello

puede resultar muy útil ya que la **DQO** puede determinarse en tres horas comparado con los cinco días que requiere la **DBO** (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

4.3.3 Grasas y Aceites

En el caso de las **grasas y aceites**, éstas se producen tanto por los organismos vivos como de desechos de procesos industriales.

La definición de grasas y aceites está basada en el procedimiento analítico empleado y depende de la fuente de emisión, el solvente de prueba usado, la relación muestra: solvente, el pH de la muestra y la inclusión analítica de material no aceitoso. El aceite puede estar libre, emulsionado o soluble. Antes de analizar una muestra que contiene aceite se debe realizar una separación de fase, usando uno de los métodos indicados por las normas establecidas por la legislación²⁴.

4.3.4 Potencial Hidrógeno (pH)

El valor del **pH** es un parámetro de calidad de gran importancia en el análisis de las aguas residuales. Los microorganismos encargados de llevar a cabo la degradación de la materia orgánica requieren un rango de pH limitado para poder llevar a cabo sus procesos biológicos, por lo que si las aguas residuales presentan valores extremos pueden ocasionarse problemas en su tratamiento. Antes de descargar las aguas residuales tratadas a los cuerpos receptores debe determinarse si los valores de pH se encuentran dentro de los rangos fijados por normatividad para cada fuente en particular, con la finalidad de no modificar las características del cuerpo de agua y en consecuencia el lugar de vida de los organismos que en ella habitan.

Ya que la mayoría de las bacterias utilizadas en procesos de tratamiento biológico no pueden tolerar niveles de pH muy por arriba de 9.5 o por debajo de 4, los intervalos óptimos para las bacterias se encuentra entre 6.5 y 7.5, aunque se puede usar un rango de 6 a 8.5 con buenos resultados (González y González, *op. cit.*)

En función de los parámetros determinados, tanto de las aguas crudas como aquellas que han recibido algún proceso de depuración (agua tratada), podrá decidirse en forma previa cuál o cuáles serán los tipos de tratamiento más adecuados para poder alcanzar los niveles deseados en la calidad del efluente.

²⁴La legislación indicada es la presentada en el capítulo 3 de este trabajo.

4.3.5 Cloruros

Los cloruros que se encuentran en el agua natural proceden de la disolución de suelos y rocas que los contienen y que están en contacto con el agua, y en las regiones costeras, como efecto de la intrusión salina.

En el caso de las aguas residuales de tipo industrial, los cloruros son aportados en muchas ocasiones por el uso de ablandadores de agua, los cuales liberan cantidades considerables de ellos. En procesos industriales dedicados a la producción de alimentos son utilizadas sales (como el cloruro de sodio o sal común) en los procesos de conservación, por lo que es común encontrar concentraciones altas de cloruro en el agua residual que producen.

4.3.6 Gases Disueltos

Los gases más frecuentemente encontrados en el agua residual sin tratar son nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2), bióxido de carbono (CO_2), ácido sulfídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). Los tres primeros son gases comunes de la atmósfera y se encuentran en el agua que esta en contacto con el aire. Los tres últimos proceden de la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

A continuación se mencionan aquellos gases disueltos que tienen gran importancia en los procesos de tratamiento; entre éstos se encuentran el oxígeno disuelto, el ácido sulfídrico y el metano.

- * **Oxígeno disuelto:** El oxígeno disuelto es necesario para la respiración de los microorganismos así como para otras formas de vida aerobias. La cantidad de oxígeno disuelto, así como de otros gases, depende de los siguientes factores:

- alta solubilidad del gas,
- la presión parcial del gas en la atmósfera,
- la temperatura, y
- la pureza del agua²⁵.

En forma general las reacciones bioquímicas llevadas a cabo por los microorganismos aerobios se incrementan al aumentar la temperatura, lo que puede provocar que la concentración de oxígeno disuelto disminuyan durante los meses más calurosos del año. La presencia del oxígeno disuelto en el agua residual es deseable para evitar la aparición de olores desagradables debido a condiciones de anaerobiosis (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

²⁵Considerando a la pureza como una medida de la concentración de sustancias y materiales extraños, tales como sales y materiales disueltos, sólidos suspendidos, etc.

- * **Ácido sulfídrico:** Este gas se forma debido a la descomposición de la materia orgánica que contiene azufre o por la reducción de sulfitos y sulfatos minerales. No se forma en presencia de un abundante suministro de oxígeno, y tiene el olor característico de huevos podridos. Este gas es el más importante desde el punto de vista de la formación de olores, aunque pueden crearse otros gases durante la descomposición anaerobia, como los mercaptanos, que también pueden ser fuente de olores desagradables (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).
- * **Metano.** Es el principal subproducto que se forma a partir de la descomposición anaerobia de la materia orgánica presente en el agua residual, en ocasiones a partir de depósitos de material acumulado en el fondo de tanques de tratamiento (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

4.4 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

En el diseño de un proceso de tratamiento deben considerarse a los microorganismos presentes tanto en el agua cruda como en la tratada, ya que además de ser un indicador de la contaminación del agua (Diario Oficial (k), *op. cit.*) son los que llevan a cabo los procesos biológicos de degradación de los contaminantes presentes.

A continuación se mencionan en forma breve a los microorganismos que pueden encontrarse en el agua residual, así como de la importancia de ellos y su forma de cuantificación.

4.4.1 Microorganismos

Los grupos principales de organismos que se encuentran tanto en las aguas superficiales como en las residuales se clasifican en protistas, plantas y animales (Kimball, 1966). La categoría de las protistas incluye a las bacterias, hongos, protozoos y algas. Dentro de las bacterias se encuentran incluidas a las bacterias coliformes las cuales son utilizadas como un indicador de la contaminación originada por descargas de tipo municipal (Diario Oficial (k), *op. cit.*). Entre los protozoarios se encuentran incluidos a las amibas, los flagelados y los ciliados fijos y libres. Estos protistas se alimentan de las bacterias y otras protistas microscópicas y son básicas para el correcto funcionamiento de los procesos biológicos de tratamiento, además de los sistemas de purificación natural, ya que crean un equilibrio natural entre los distintos grupos de microorganismos que pueden estar presentes (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Entre los organismos presentes en aguas residuales pueden encontrarse desde rotíferos microscópicos y gusanos hasta crustáceos macroscópicos.

Dado que el número de organismos patógenos presentes en las aguas residuales son pocos y difíciles de aislar, se utilizan a los organismos coliformes, que son más numerosos y de determinación más sencilla, como organismos indicadores. La presencia de organismos coliformes se interpreta como una indicación de que los organismos patógenos también pueden estar presentes y su ausencia indica que el agua se encuentra libre de organismos causantes de enfermedades.

Las bacterias coliformes incluyen a los géneros *Escherichia* y *Aerobacter*. La presencia de coliformes no siempre significa contaminación con residuos humanos, ya que la *Aerobacter* y ciertas especies de *Escherichia* pueden crecer en el suelo. Por lo tanto, la presencia de coliformes no siempre significa contaminación con residuos humanos. Entre las especies de *Escherichia* tiene una especial importancia la *Escherichia coli*, la cual es exclusivamente de origen fecal (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Para determinar el tipo de coliformes existentes hay pruebas normalizadas (APHA, *op. cit.*) que permiten distinguir a los coliformes totales, los coliformes fecales y los estreptococos fecales.

El procedimiento más corriente para determinar la presencia de coliformes consiste en la realización de ensayos presuntivos y confirmativos, en cada uno de los cuales se usa un medio de cultivo particular. Asimismo, se utiliza la técnica del Número Más Probable (NMP), la cual se basa en un análisis estadístico del número de resultados positivos y negativos obtenidos al hacer ensayos múltiples sobre muestras de igual volumen y muestras que constituyen una serie geométrica (APHA, *op. cit.*; Diario Oficial (k), *op. cit.*).

De acuerdo a lo revisado en éste capítulo, es importante para el diseñador de los equipos de depuración conocer las características físicas, químicas y biológicas del agua residual, ya que se identifican en forma precisa cuáles son y en qué cantidades se encuentran los contaminantes presentes, información con la que se determina él o los procesos de tratamiento más adecuados para proceder a la eliminación de sustancias indeseables.

La determinación de las distintas características, antes y después del tren de tratamiento así como en puntos intermedios de éste, permite evaluar la eficiencia global del sistema así como las de cada uno de los equipos que son usados en él, con lo cuál se pueden llevar a cabo los ajustes a las condiciones de operación, en caso de ser necesario.

El mejoramiento y optimización de un sistema de tratamiento requiere conocer en forma precisa como se modifican a lo largo del tiempo los parámetros físicos, químicos y biológicos, con cada cambio en la operación del sistema, ya que éstos últimos se reflejan en las características del agua tratada que se obtiene.

CAPÍTULO 5

DETERMINACIÓN DE LOS ELEMENTOS DE DISEÑO NECESARIOS PARA EL CÁLCULO DE LA INGENIERÍA BÁSICA DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Al realizar el diseño de los diversos elementos que forman un proceso de tratamiento de aguas residuales es necesario conocer desde las características topográficas y ambientales (como topografía del terreno, espacio disponible, humedad y presión de la zona, tipo de suelo y características del manto freático, etc.) del terreno donde se localizarán las instalaciones, los parámetros físicos, químicos y biológicos de las aguas crudas y de las aguas tratadas, los factores de operación de la planta (lo cual incluye entre otros elementos a los volúmenes de aguas a tratar y sus variaciones, forma e intensidad del mantenimiento, forma de disposición de materiales recuperados, forma de limpieza y extracción de materiales, facilidad de obtención de reactivos químicos utilizados).

El conocer éstos y otros elementos permite llevar a cabo en forma correcta el diseño de cada dispositivo de tratamiento, desde los sistemas de medición de caudales de entrada y salida, hasta los sistemas de tratamiento y desinfección.

A continuación se hablará acerca de los elementos de diseño necesario para los sistemas de tratamiento que son utilizados como parámetros en el sistema computacional diseñado (SIDIPTARI).

5.1 PROCESOS DE TRATAMIENTO

Para llevar a cabo adecuadamente el tratamiento de aguas residuales provenientes tanto de las ciudades (aguas residuales municipales), como de procesos industriales es necesario utilizar uno o más de los siguientes procesos de tratamiento:

- medición de caudales
- cribado o rejillas
- desarenadores
- tanques de igualación de caudales
- desgrasadores
- sedimentadores primarios
- procesos químicos
- procesos de tratamiento biológico
- sedimentadores secundarios
- desinfección
- tratamiento de lodos

De acuerdo con el tipo de agua residual que se desea tratar debe llevarse a cabo la selección del tren de tratamiento que debe aplicarse.

A continuación se discutirán los elementos necesarios para el diseño de cada uno de los sistemas de tratamiento que son usados en el programa SIDIPTARI. Debe aclararse que los métodos, ecuaciones y criterios de diseño mencionados en éste capítulo son los que se utilizaron en la programación del sistema computacional pero no son los únicos de los que dispone.

5.2 MEDICIÓN DE CAUDALES

Ya que las aguas residuales acarrearán una cantidad importante de contaminantes sólidos que provienen de diversas fuentes y que en general tienen formas distintas, los dispositivos usados para medir caudales deben seleccionarse cuidadosamente. En muchas ocasiones, debido a las causas anteriores se ha preferido el uso de los canales abiertos. Los dispositivos de medición más utilizados son el *Canal Parshall* y los *vertedores triangulares* (González y González, *op. cit.*); existen además otros dispositivos como el medidor Venturi, medidor de inducción magnética, trazadores químicos o radiactivo (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

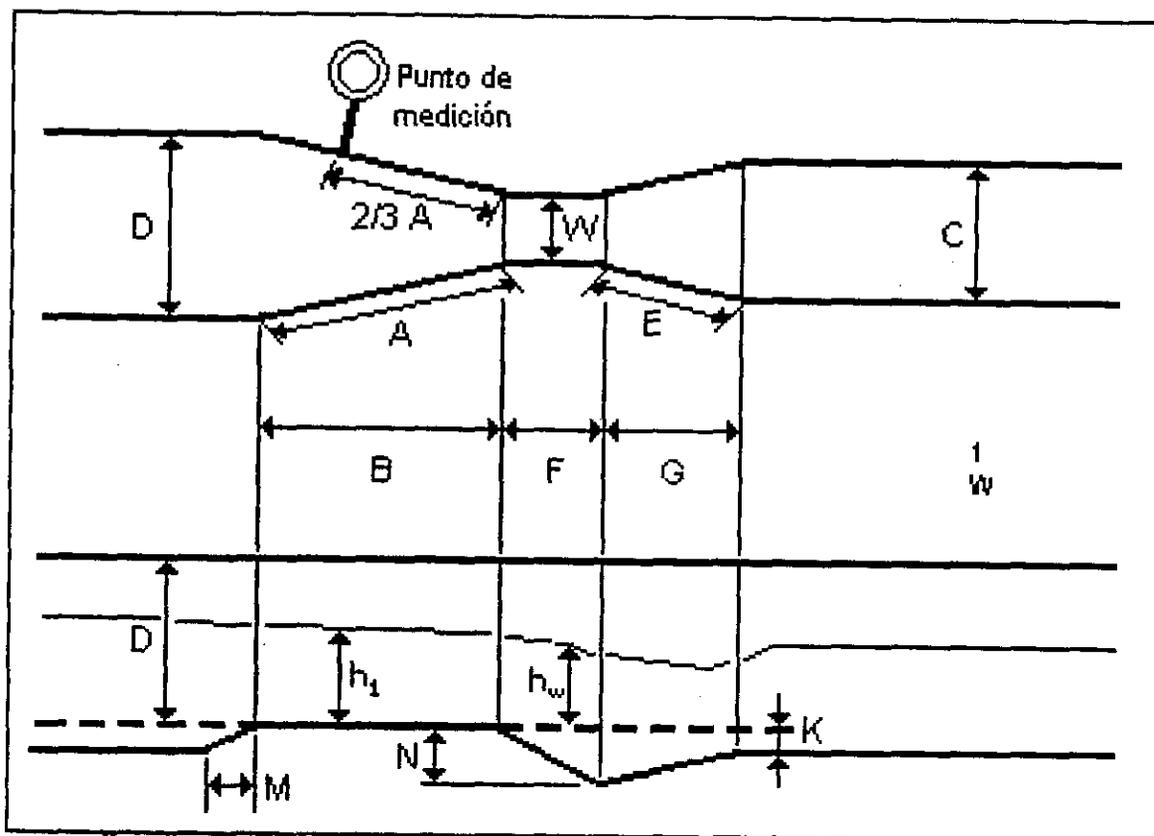
En general para caudales pequeños las aguas residuales son conducidas a través de tuberías de diámetro pequeño (en general menores de 20 cm); para dichas condiciones se recomienda utilizar *medidores Venturi* y los *medidores por inducción magnética* (González y González, *op. cit.*) los cuales llevan a cabo la medición del flujo

5.2.1 Canal Parshall

El Canal Parshall es el sistema más utilizado porque su morfología no permite que los sólidos transportados por las aguas residuales se acumulen en alguna de sus partes y además porque el caudal es una función lineal de la altura del tirante a la entrada del dispositivo (Figura 5.1).

Consiste en una garganta (W) de corta longitud y paredes paralelas precedidas por una sección convergente (B) y seguida por una sección en expansión (G). En la sección convergente el piso horizontal, tiene pendientes descendentes en la garganta (N) y está inclinada hacia arriba en la expansión. Puede usarse con un grado máximo de sumergencia a la salida de funcionamiento o con descarga sumergida, así es que deben tenerse dos puntos de medición de carga hidráulica: el punto de medición aguas arriba situado en la sección convergente ($2/3 A$) y con un tirante agua h_1 y el punto de medición aguas abajo situado en el extremo de salida de la garganta de paredes paralelas (h_w), ambas medidas a partir del nivel de plantilla horizontal de sección convergente (Azevedo y Acosta, 1976; González y González, *op. cit.*).

Existen 22 diseños estándar, cubriendo un intervalo de caudales desde 0.1 lps hasta 93 m^3/s , el intervalo de descarga de cada tamaño estándar se traslapa con los inmediatos inferior y superior. El ancho de la garganta de paredes paralelas puede variar desde 1 pulgada hasta 50 pies. Sin embargo, el intervalo de dimensiones estándar de mayor interés para el diseño hidráulico se muestra en la tabla 5.1.



La definición de los parámetros indicados se presenta en la tabla 5.1.

Figura 5.1 Geometría y vista en planta de un canal Parshall (Modificado de Azevedo y Acosta, 1976).

Ancho de garganta W	Intervalo de descarga		Ecuación del gasto Q [m³/s] h ₁ [m]	Intervalo de carga hidráulica		Límite modular h _w /h ₁
	mínimo Q [lps]	máximo Q [lps]		mínimo h ₁ [m]	máximo h ₁ [m]	
3 in	0.77	32.1	0.1771 h ₁ ^{1.550}	0.030	0.33	0.5
6 in	1.5	111.0	0.3812 h ₁ ^{1.580}	0.030	0.45	0.6
9 in	2.5	251.0	0.5354 h ₁ ^{1.530}	0.030	0.61	0.6
1 ft	3.32	457.0	0.6909 h ₁ ^{1.520}	0.030	0.76	0.7
1.5 ft	4.8	695.0	1.0560 h ₁ ^{1.538}	0.030	0.76	0.7
2 ft	12.10	937.0	1.4280 h ₁ ^{1.550}	0.046	0.76	0.7
3 ft	17.60	1427.0	2.1840 h ₁ ^{1.566}	0.046	0.76	0.7
4 ft	35.80	1923.0	2.9530 h ₁ ^{1.578}	0.060	0.76	0.7
5 ft	44.10	2424.0	3.7320 h ₁ ^{1.587}	0.076	0.76	0.7
6 ft	74.10	2929.0	4.5190 h ₁ ^{1.595}	0.076	0.76	0.7
7 ft	85.80	3438.0	5.3120 h ₁ ^{1.601}	0.076	0.76	0.7
8 ft	97.20	3949.0	6.1120 h ₁ ^{1.607}	0.076	0.76	0.7

Tabla 5.1 Características de descarga de canales Parshall (González y González, *op. cit.*).

De acuerdo a la tabla 5.1, la ecuación de la descarga para cada canal estándar, corresponde a la descarga modular (descarga libre) y son válidas para un intervalo de valores del cociente h_w/h_1 , siendo el límite superior (límite modular) una función del ancho de garganta "W" (h_w = carga hidráulica en extremo aguas abajo de garganta, h_1 = carga hidráulica en punto especificado de sección convergente). En la tabla 5.2 se indican las relaciones para calcular los caudales cuando se tiene un flujo modular. El límite modular es la condición en donde el nivel de las aguas de descarga tiene la suficiente altura para empezar a afectar el funcionamiento del canal Parshall.

Ancho de garganta W	Ecuación del gasto Q [m ³ /s] h ₁ [m]
76.2 mm (3 in)	$Q = 0.1771 h_1^{1.550}$
152.4 mm (6 in)	$Q = 0.3812 h_1^{1.580}$
228.6 mm (9 in)	$Q = 0.5354 h_1^{1.530}$
304.8 mm a 2438.4 mm (1 ft a 8 ft)	$Q = 0.3716 w(h_1/0.3048)^A$ donde $A = 1.5697 W^{0.026}$

Tabla 5.2 Relaciones para calcular el caudal a través de un canal Parshall en función del ancho de garganta (Azevedo y Acosta, *op. cit*; González y González, *op. cit*).

Cuando el nivel aguas abajo (h_w) asciende por encima del límite modular para descarga libre, el valor del caudal se obtiene aplicando factores de corrección.

La selección del canal Parshall se hace con base en el ancho de garganta "W", aunque también se puede llevar a cabo su dimensionamiento mediante fórmulas establecidas y usando monogramas que permiten relacionar el ancho de garganta, la sumergencia y la pérdida de carga con el gasto a medir (Azevedo y Acosta, *op. cit*; Qasim, 1985).

5.2.2 Vertedores Triangulares

Los *Vertedores Triangulares* tienen un principio de medición igual al de los canales Parshall, es decir el cálculo del flujo está medido en función de la altura sobre la arista o tirante de agua antes del vertedor.

En el caso del vertedor triangular, la descarga depende de la carga hidráulica elevada a una potencia de 5/2, mientras que el segundo es a 3/2. De esta manera para caudales pequeños se tendrán tirantes mayores en vertedores triangulares.

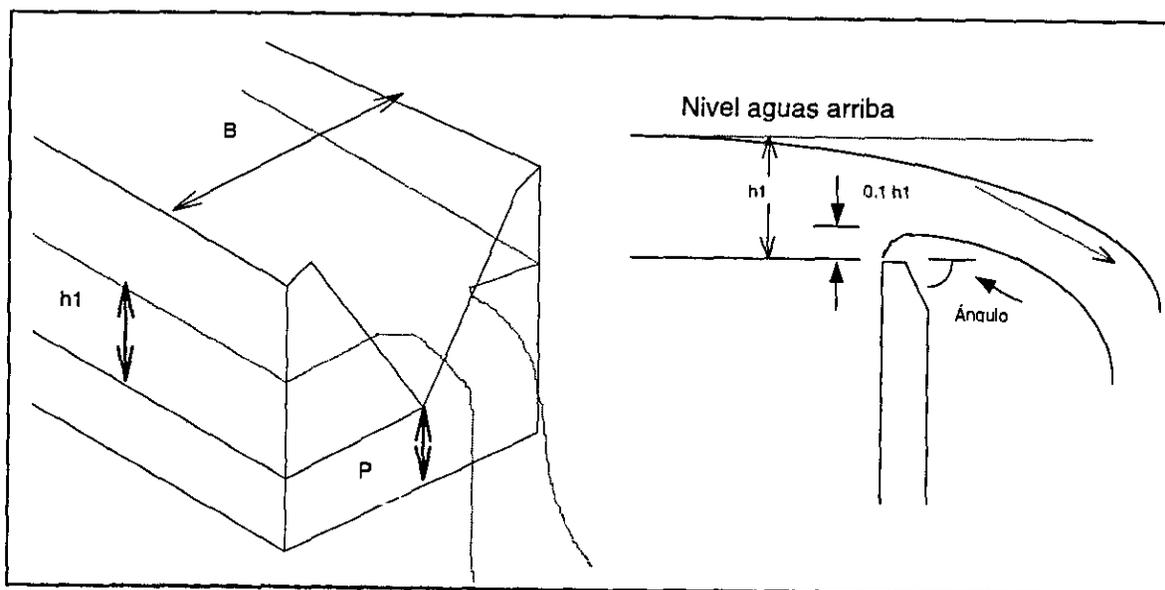


Figura 5.2 Vertedor triangular de pared delgada (Metcalf & Eddy, 1981).

La ecuación general para calcular el caudal (Q) en un vertedor triangular es la siguiente:

$$Q = C_e \cdot \tan \frac{\beta}{2} g^{1/2} (h_1 + k_v)^{5/2} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (5.1)$$

donde

C_e	coeficiente de descarga (determinado experimentalmente)	[adimensional]
β	ángulo del vertedor	[°]
g	aceleración de la gravedad	[m/s ²]
k_v	coeficiente hidráulico	[m]
h_1	altura del tirante de agua	[m]

Los valores de C_e y k_v se encuentran limitados de la forma siguiente:

$$h_1 \geq 0.05 \text{ m}$$

$$h_1 / P \leq 0.4$$

donde

P	altura de la cresta del vertedor	[m]
-----	----------------------------------	-----

$$\tan \frac{\beta}{2} + \frac{h_1}{B} \leq 0.20 \quad (5.2)$$

5.2.3 Medidores Venturi

Los *Medidores Venturi* se utilizan para la medición de caudales en tuberías. Este medidor consiste en una reducción cónica del diámetro del tubo, en una sección cilíndrica corta, y una salida cónica que se expande de nuevo al diámetro de tubo lleno. Cuando el agua pasa a través del estrangulamiento de la garganta del medidor, se presenta un incremento en la velocidad y un decremento en la presión. El decremento en la presión es directamente proporcional al caudal que pasa (González y González, *op. cit.*).

La ecuación para calcular el caudal (Q) que pasa a través de un medidor Venturi, despreciando pérdidas es la siguiente (Metcalf & Eddy, *op. cit.*):

$$Q = \frac{A_1 \cdot A_2 \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot (h_1 - h_2)}}{\sqrt{A_1^2 - A_2^2}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (5.3)$$

$$Q = \frac{A_1 \cdot A_2 \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H}}{\sqrt{A_1^2 - A_2^2}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (5.4)$$

donde

A_1	área del extremo aguas arriba del medidor	$[\text{m}^2]$
A_2	área de la garganta del medidor	$[\text{m}^2]$
g	aceleración de la gravedad	$[\text{m}/\text{s}^2]$
$h_1 - h_2$	alturas correspondientes a la presión	$[\text{m}]$
$H = h_1 - h_2$	altura del tirante de agua	$[\text{m}]$

5.2.4 Medidores de Inducción Magnética

Estos se utilizan para la medición de caudales en tuberías. Funciona por la inducción de un campo electromagnético que produce una fuerza electromotriz al conductor haciendo uso de una serie de bobinas y un electrodo que se colocan en una sección del tubo. El campo electromagnético es generado disponiendo de unos enrollamientos magnéticos en torno a la tubería, a su vez, el voltaje inducido es medido y relacionado con la velocidad y caudal del fluido (González y González, *op. cit.*; Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Si el material conducido por la tubería es un conductor, los electrodos no necesitan penetrar la pared del tubo y el dispositivo es apropiado para medir el caudal de aguas que arrastran sólidos. Sí, por el contrario, la tubería no fuese conductora los electrodos deberán penetrar en la pared de la tubería y, en algunos casos, introducirse en el líquido. De esta manera, los medidores de inducción magnética son utilizados para medir caudales de aguas residuales crudas y con frecuencia lodos purgados y de recirculación (González y González, *op. cit.*; Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.3 CRIBADO O REJILLAS

El cribado es en muchas ocasiones el primer proceso físico del que se hace uso en un tren de tratamiento de aguas residuales. El uso de las rejillas es para separar las partículas grandes, plásticas, fibras, etc. que son arrastradas con las aguas residuales y que en muchas ocasiones dañan equipo electromecánico y mecánico en diversas partes del proceso.

Al hablar de diseño de las rejillas la parte más importante consiste en el emparrillado de las mismas lo cual contempla:

1. el ángulo de inclinación de las rejillas con respecto a la dirección de flujo del agua residual,
2. el espacio libre que existe entre las rejillas, y
3. las características (forma) de las barras.

Se pueden usar dentro de las plantas de tratamiento dos tipos distintos de rejillas, las cuales son las siguientes (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

1. rejas de limpieza manual, con inclinaciones entre 30° y 60° con respecto a la horizontal, o
2. rejas con limpieza mecánica automática, con inclinaciones entre 30° y 82° con respecto a la horizontal

En cuanto a la separación entre las barras se pueden clasificar como (González y González, *op. cit*):

1. de separación grande (entre 5 y 10 cm), o
2. de separación pequeña (entre 2 y 3 cm).

A medida de que el material se acumula sobre las barras se produce una disminución del paso del agua a través de las rejillas, provocando un aumento de nivel en el canal de llegada a la planta de tratamiento. En el momento que se detecta que el agua en este último punto ha llegado a un punto máximo se procede a la limpieza de las rejillas.

Respecto a las dimensiones de las rejas debe tomarse en consideración el caudal de las aguas residuales, y de los tirantes que se esperan antes y después del emparrillado. Ambas son consideradas como variables dependientes de la cantidad de material retenido.

Para iniciar con el diseño de las rejillas es necesario conocer las características hidráulicas básicas de la reja limpia, para lo cual se hace uso de la fórmula de Kirschmer, la cual permite calcular la pérdida de carga (h) al medir la diferencia de alturas antes y después de la reja (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$h = \beta \cdot \left(\frac{S}{e}\right)^{4/3} \cdot \frac{v^2}{2g} \cdot \text{sen} \delta \quad [\text{m}] \quad (5.5)$$

donde

h	pérdida de carga	[m]
S	espesor máximo de las barras	[m]
e	separación máxima entre las barras	[m]
$v^2 / 2g$	carga de velocidad antes de la reja	[m]
δ	ángulo de inclinación de las barras	[°]
β	factor dependiente de la forma de las barras	[adimensional]

La pérdida de carga calculada mediante la ecuación 5.5 sólo es aplicable cuando las barras están limpias. La pérdida de carga aumenta con la obturación producida por los materiales que son retenidos y se recomienda que su valor nunca sea mayor a 150 mm (15 cm), lo cual se logra con una limpieza frecuente de las barras (Metcalf & Eddy, *op. cit.*);

El factor β toma en cuenta la influencia de las diferentes formas disponibles de las barras, las cuales son dadas en la Figura 5.3.

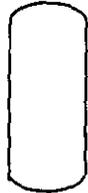
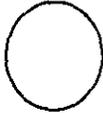
a	b	c	d	e	f	g
						
$\beta = 2.42$	1.83	1.67	1.035	0.92	0.76	1.79

Figura 5.3 Factor de forma, β , para distintas secciones de barras (Modificado de Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Al diseñar cualquier tipo de reja debe considerarse lo siguiente (González y González, *op. cit.*):

1. escoger de forma arbitraria (o con base en la experiencia) el ancho del canal y estimar el área libre que queda al paso del agua después de restar el área expuesta de las barras,
2. calcular la velocidad del agua y recalculer el ancho del canal para que la velocidad del agua antes de las rejillas no sea menor a 0.5 m/s.

El valor de 0.5 m/s es un valor de experiencia que se selecciona porque no permite que partículas pequeñas sean retenidas por la reja y tampoco permite que la arena se deposite en el emparrillado.

El ancho del canal (b) puede ser calculado de la siguiente manera:

$$b = \left(\frac{b_g}{e} - 1 \right) (S + e) + e \quad [\text{mm}] \quad (5.6)$$

donde

b_g	suma de las separaciones entre barras	[mm]
e	separación máxima entre las barras	[mm]
S	espesor de la barra	[mm]

5.4 DESARENADORES

A continuación del emparrillado de rejillas suele colocarse uno o varios desarenadores, los cuales pueden encontrarse en serie o en paralelo. En el caso de los desarenadores su objetivo es la separación de la arena y materiales inorgánicos que transportan las aguas residuales, de aquellos materiales orgánicos que son capaces de descomponerse (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La separación de la arena permite proteger a la planta evitando que se deposite arena en los tanques de aireación, así como proteger del taponamiento de tuberías y del desgaste de bombas y rastras en sedimentadores.

Los materiales acumulados en el desarenador deben ser retirados continuamente ya que pueden contener materia orgánica que puede descomponerse y causar malos olores.

Existen diversos tipos de desarenadores, entre los cuales se encuentran los siguientes (González y González, *op. cit.*):

Planos: Son desarenadores con flujo horizontal. Los más comunes son los de canal rectangular y de tipo Dorr-Oliver con fondos planos.

Profundos: En este tipo de desarenadores el agua residual entra a un tanque, casi siempre con forma cilíndrica, en donde fluye en forma descendente. En el punto donde termina el canal de entrada el agua empieza su ascenso para ser descargada por la parte superior.

Circulares: Este tipo de desarenadores consiste en un tanque con fondo truncado en el cual el agua residual es introducida en forma tangencial, lo cual forma corrientes de tipo circular que ascienden en la parte central del tanque. Dentro de este tipo se encuentra el tipo Dorr-Oliver el cual tiene fondo plano y está provisto de rastras circulares que llevan el material sedimentado hacia una tolva, desde la cual se extrae y se clasifica el material inorgánico sedimentado, mientras que el material orgánico es recirculado hacia el cuerpo central del desarenador para permitir que el agua lo lleve al siguiente proceso.

Aireados: Este tipo de desarenadores son usados para la remoción selectiva de la arena. Cuentan con un área transversal lo suficientemente grande como para que la velocidad del agua a través del tanque no se vea afectada en forma importante al modificar el valor del caudal. Su funcionamiento se basa en la entrada de aire comprimido en la base del tanque, el cual se regula, para que sea capaz de arrastrar las partículas orgánicas más pequeñas. Este tipo de sedimentador es capaz de retener partículas con gravedad específica de 2.5 g/cm^3 y tamaño superior a los 0.21 mm aunque partículas de menor tamaño pueden ser eliminadas reduciendo la cantidad y velocidad de aire que entra a la cámara de sedimentación.

La selección de un tipo u otro depende de las condiciones de las aguas residuales, así como de las condiciones de construcción, operación y mantenimiento a que serán sometidos (González y González, *op. cit.*).

Entre las condiciones de operación que deben ser tomadas en cuenta se encuentran las siguientes:

- volumen de las aguas residuales y las variaciones de éstas,
- cantidad de arena a retirar,
- separación y clasificación de la arena recuperada,
- método de limpieza y extracción del material recuperado,
- transporte y forma de disposición,
- periodicidad del mantenimiento, y
- separación y eliminación del material flotante.

La capacidad de eliminación y separación por tamaños de la arena son factores que deben calcularse en el proceso de diseño de los desarenadores. La separación se lleva a cabo por gravedad. La velocidad de sedimentación (o de caída), V_s , es calculada por la siguiente ecuación:

$$V_s = \sqrt{\frac{2g \cdot (\delta_s - \delta) \cdot V_o}{l_w \cdot \delta \cdot F}} \quad [\text{cm/s}] \quad (5.7)$$

donde

g	aceleración de la gravedad	$[981 \text{ cm/s}^2]$
δ_s	densidad de las partículas	$[\text{g/cm}^3]$
δ	densidad del fluido	$[\text{g/cm}^3]$
V_o	volumen de partícula	$[\text{cm}^3]$
F	superficie de la partícula perpendicular al sentido del movimiento	$[\text{cm}^2]$
l_w	factor de resistencia	$[\text{adimensional}]$

El factor de resistencia, l_w , está determinado por el valor del número de Reynolds y la forma de las partículas. Ya que el flujo en desarenadores comúnmente es turbulento, el valor de V_s no representa formalmente una velocidad lineal, sino una velocidad estimada (González y González, *op. cit.*).

Si se considera que el desarenador tiene forma rectangular, la distancia horizontal que recorre una partícula, L , antes de tocar el fondo se realiza en el mismo tiempo que tardan en caer.

$$L = v \cdot t_v \quad [\text{m}] \quad (5.8)$$

$$h = v_s * t_s \quad [m] \quad (5.9)$$

donde

v	velocidad del líquido en sentido horizontal	[m/s]
t _v	tiempo que tarda una partícula en recorrer la distancia L	[s]
h	altura de sedimentación	[m]
t _s	tiempo de sedimentación	[s]

Considerando que el tiempo de sedimentación es igual al tiempo que dura el recorrido horizontal, se puede relacionar a la longitud del desarenador y la velocidad del líquido con respecto a la altura del desarenador y la velocidad de sedimentación, tal y como lo indica la ecuación 5.10:

$$t_v = t_s = \frac{L}{v} = \frac{h}{V_s} \quad (5.10)$$

En el caso de un canal con sección rectangular e introduciendo el caudal como variable se calcula la velocidad mediante la ecuación 5.11.

$$v = \frac{Q}{b * h} \quad (5.11)$$

Considerando la superficie, A, del fondo o superficie sobre la cual se depositan las partículas sedimentadas con respecto a la longitud y ancho del desarenador se tiene la ecuación 5.12.

$$A = L * b \quad (5.12)$$

De las ecuaciones 5.10, 5.11 y 5.12 se obtiene a la ecuación 5.13:

$$A = \frac{Q}{V_s} \quad (5.13)$$

Relacionando la carga hidráulica superficial, C_H, con la velocidad de sedimentación, V_s, Hazen propone la utilización de un coeficiente de corrección, v_s / C_H, que se aplica para el cálculo del área superficial de sedimentación:

$$A = \frac{Q}{V_s} * \frac{V_s}{C_H} \quad (5.14)$$

Despejando la carga hidráulica superficial se obtiene que

$$C_H = \frac{Q}{A} \quad (5.15)$$

La carga hidráulica calculada, C_H , es la cantidad de líquido que fluye sobre la superficie de sedimentación, A . Este parámetro se utiliza, además de la carga superficial de sólidos, C_S , como la principal variable de diseño de sistemas para separación de sólidos por sedimentación. La carga superficial de sólidos (C_S) se obtiene multiplicando la carga hidráulica superficial (C_H), dada por la ecuación 5.15, por la concentración de los sólidos por separar, S_s :

$$C_S = \frac{Q * S_s}{A} \quad [g/m^2 \cdot d] \quad (5.16)$$

donde

$$S_s \quad \text{concentración de sólidos} \quad [g/m^3]$$

A continuación se mencionan los elementos de diseño necesarios para el cálculo de distintos tipos de desarenadores.

5.4.1 Desarenadores Planos

Los *Desarenadores Planos* tienen flujo horizontal, pudiendo ser de tipo rectangular o de tipo Dorr-Oliver con fondos planos. Para este tipo de desarenador la velocidad máxima (o crítica), V_c , del agua debe ser de 30 cm/s para evitar la resuspensión de partículas con diámetros inferiores de 0.2 mm y densidad de 2.65 g/cm³, mientras que la velocidad mínima recomendada es de 15 cm/s (WEF, 1992). La velocidad crítica de sedimentación se calcula por medio de la siguiente relación (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$V_c = \sqrt{\left(8 * \frac{k}{f}\right) * g * (\delta_s - 1) * d} \quad [cm/s] \quad (5.17)$$

donde

k	coeficiente experimental ²⁶	[adimensional]
f	factor de fricción ²⁷	[adimensional]
g	aceleración de la gravedad	[981 cm/s ²]
δ_s	densidad relativa del grano de arena	[g/cm ³]
d	diámetro del grano de arena	[cm]

²⁶ $f = 0.03$ para desarenadores.

²⁷ $k = 0.06$ para desarenadores.

Para diseñar este tipo de desarenadores es necesario conocer el caudal, Q , y proponer la carga hidráulica, C_H , con la cual funcionará. En el cálculo de las dimensiones de un desarenador horizontal se hace uso de las siguientes ecuaciones:

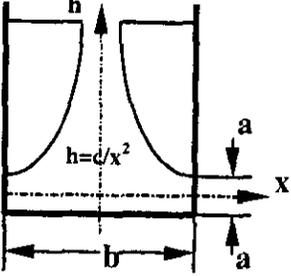
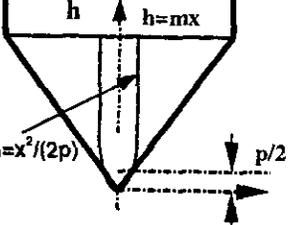
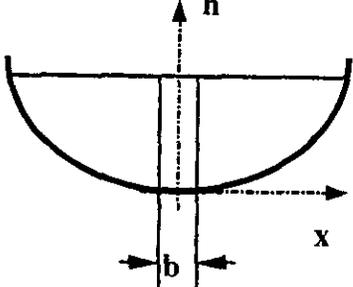
$$A = \frac{Q}{C_H} = L * b \quad (5.18)$$

$$F = \frac{Q}{v} \quad (5.19)$$

donde

A	área del desarenador	[m]
Q	caudal	[m ³ /h]
C _H	carga hidráulica	[m ³ / m ² •h]
L	longitud del desarenador	[m]
F	área seccional transversal por donde fluye el agua	[m ²]
v	velocidad del agua	[m/h]

Con la finalidad de mantener la velocidad del agua constante se hace uso de placas vertedoras con diversas formas: sutro, parabólica o rectangular.

Forma de la placa	Forma del desarenador	Vertedor
Sutro o Proporcional	Sección Rectangular 	Canal: $x = \frac{b}{2}$ Vertedor: $h = \frac{v^2 * b^2}{8g} * \frac{1}{x^2}$ $x = \frac{v * b}{2 * \sqrt{2g}} * \frac{1}{\sqrt{h}}$ $a = \frac{v^2}{2g}$ $c = \frac{v^2 * b^2}{8g}$
Parabólica	Sección triangular 	Canal: $h = \frac{2v}{\sqrt{3pg}} * x$ $x = \frac{\sqrt{3pg}}{2v} * h$ $m = \frac{2v}{\sqrt{3pg}}$ Vertedor: $x = \sqrt{2ph}$
Rectangular	Sección parabólica 	Canal: $h = \frac{6v^2}{gb^2} * x^2$ $x = \frac{b\sqrt{gh}}{\sqrt{6} * v}$ Vertedor: $x = \frac{b}{2}$

El factor de caída de carga hidráulica por fricción no está considerado en las ecuaciones dadas.
 v = Velocidad máxima del agua (0.30 m/s)
 g = aceleración de la gravedad (9.81 m/s²)
 p = doble del radio focal de la parábola

Tabla 5.3 Perfiles para tener velocidad constante del agua en distintas secciones de canales desarenadores planos (González y González, *op. cit.*).

La sección de uno u otro de los perfiles usados es de acuerdo a la forma del desarenador utilizado, lo cual es indicado en la tabla 5.4.

Forma del canal	Forma de la placa
Rectangular	Sutro
Triangular	Sección parabólica
Parabólico	Rectangular

Tabla 5.4 Forma de placa recomendada para cada tipo de canal del desarenador.

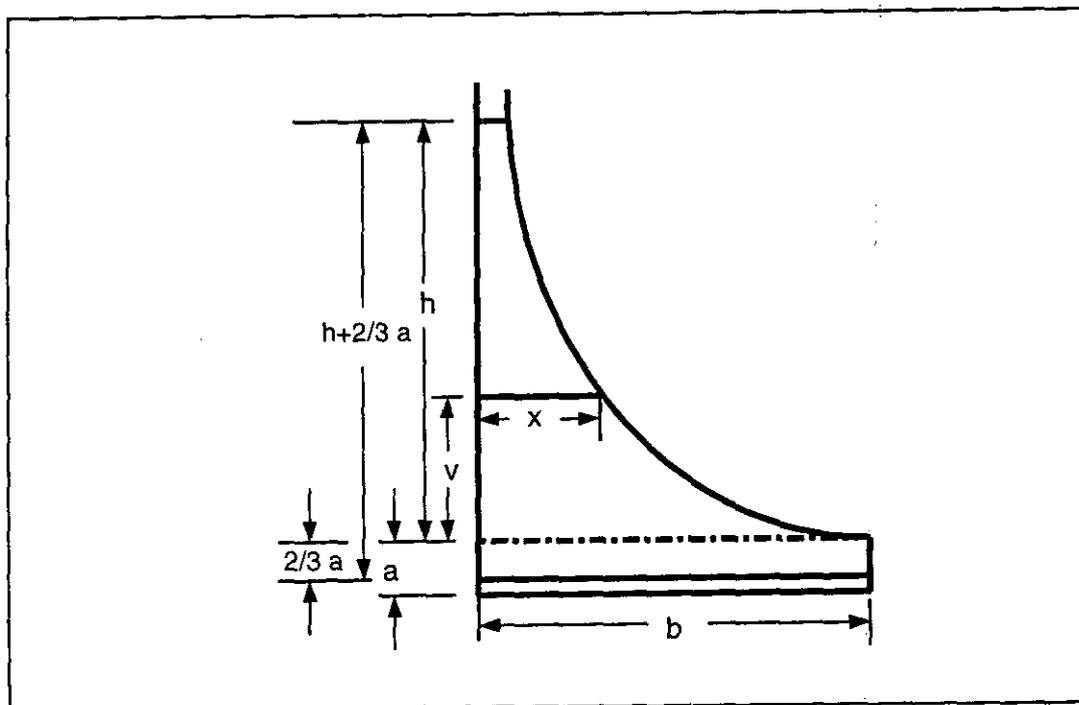


Figura 5.4 Vertedor Sutro (González y González, *op. cit.*).

Para determinar las características del caudal cuando se utiliza un vertedor proporcional o un Sutro (Figura 5.4) como dispositivo de control de flujo de caudal, se pueden aplicar las siguientes ecuaciones:

$$x = b \cdot \left[1 - \frac{2}{\pi} \cdot \arctan \sqrt{\frac{y}{a}} \right] \quad (5.20)$$

$$Q = 2 \cdot b \cdot \sqrt{2 \cdot a \cdot g} \cdot \left(h + \frac{2}{3} \cdot a \right) \quad (5.21)$$

donde

- a altura de la sección rectangular inferior del vertedor [m]
- b distancia horizontal desde el eje de simetría a cada uno de los extremos de la sección recta [m]
- x distancia desde el eje de simetría hasta un punto dado

	del perfil	[m]
y	distancia vertical desde el inicio de la curva del perfil hasta el punto de medición en x	[m]
g	aceleración de la gravedad	[9.81 m/s ²]
Q	descarga total a través de todo el vertedor proporcional	[m ³ /s]
h	Sutro para un tirante h	[m]
	tirante de agua medido a partir de cresta de vertido	[m]

Dentro del diseño debe considerarse dejar un espacio en el fondo del canal para el almacenamiento del material depositado. Es recomendable construir la cresta de la placa vertedora por lo menos 10 cm por encima del piso del canal, pero en todos los casos debe considerarse la disminución del área seccional ocasionada por la acumulación de material.

La construcción de los canales puede realizarse en paralelo, con la finalidad de manejar caudales grandes y al mismo tiempo mantener en operación una parte de ellos cuando otra se encuentra en proceso de mantenimiento y/o limpieza; en este último caso es necesario colocar compuertas a la entrada de los canales con la finalidad de ponerlos en operación o sacarla de ella.

5.4.2 Desarenadores Profundos

Los *Desarenadores Profundos* son utilizados para eliminar partículas cuyo diámetro es de 0.21 mm o superior, por lo que se utiliza solamente para la eliminación parcial de arena.

El agua a tratar ingresa por la parte superior y fluye de forma descendente de tal manera que al llegar al fondo del tanque empieza a ascender. La velocidad del agua que asciende es menor que la de las partículas que deben ser retenidas. Ya que los caudales del agua varían a lo largo de un periodo de operación, debe conservarse un valor constante en la velocidad del agua, con la finalidad de evitar que partículas orgánicas sean depositadas en el fondo del desarenador, provocando con ello problemas de descomposición (González y González, *op. cit.*).

La forma de mantener la velocidad del agua constante, es introduciendo cilindros concéntricos, que dividen en zonas el desarenador; cada uno de estos círculos se encuentran comunicados entre sí mediante pasos que se abren o cierran de acuerdo al caudal que se tiene, de esta manera, cuando los caudales son pequeños el agua circula sólo a través del anillo exterior; a medida que el flujo aumenta los círculos internos son abiertos y puestos en operación.

Para poder calcular el área seccional de cada uno de los anillos se utiliza a la siguiente ecuación:

$$A_T = \frac{Q}{V_s} \quad (5.22)$$

donde:

A	Área total del círculo central o anillo concéntrico por donde fluye el agua	[m ²]
Q	Flujo del agua residual	[m ³ /s]
V _s	velocidad de caída	[m/s]

Debe considerarse en el diseño la necesidad de que el vertido del agua a través de los cantos superiores de los anillos sea a diferentes niveles. Los niveles de vertido de los cantos superiores de los anillos deben tener alturas progresivas para que, al aumentar el tirante con el caudal, vierta por los diferentes anillos, además de que con ello se compensan las caídas de presión que permita el paso a diferentes alturas.

Blunk (en González y González, *op. cit*) recomienda algunas características en el diseño de este tipo de sedimentadores, entre las cuales se encuentran las siguientes:

- la altura mínima (sin contar la tolva) debe ser de 3 m,
- la velocidad descendente del agua a la entrada del desarenador no debe ser superior a 1 m/s para que la turbulencia en la parte inferior del desarenador no afecte negativamente el proceso de sedimentación,
- el ángulo de las paredes del fondo (tolva) deberá ser de 60° con respecto a la horizontal,
- la carga hidráulica superficial para el diseño es de 8,640 m³/m²•d, la cual equivale a una velocidad de flujo de 10 cm/s,
- para evitar la sedimentación de sustancias orgánicas, la carga hidráulica superficial mínima para el diseño a través de una sección del desarenador es de 5,180 m³/ m²•d, la cual equivale a una velocidad de flujo de 6 cm/s.

5.4.3 Desarenadores Aireados

Uno de los factores que más afecta la operación del desarenador es la variación de los caudales a tratar, por ello, en el caso de los desarenadores aireados se selecciona un área transversal tan grande que la velocidad del agua a través del tanque, no se afecte radicalmente al cambiar el valor de dicho caudal (González y González, *op. cit*).

Este tipo de desarenadores proporciona tiempos de retención de aproximadamente tres minutos a caudal máximo. La sección transversal del tanque permite una circulación en espiral del agua, contándose con un canal de alrededor de 0.9 m de

profundidad con paredes laterales muy inclinadas que se encuentran a lo largo de un lado del depósito bajo los difusores de aire, los cuales están situados a unos 0.45 o 0.60 m por encima del plano normal del fondo (Figura 5.5) (Metcalf & Eddy, *op. cit.*). Por medio de la difusión de aire se logra que la materia orgánica no se deposite en el fondo y que no provoque malos olores en caso de iniciar su proceso de descomposición (González y González, *op. cit.*).

Se recomienda que el valor de la velocidad del agua, cuando se opera con caudales máximos, no sobrepase a los 2 m/s.

La velocidad de la rotación transversal o la agitación determina el tamaño de las partículas de peso específico que serán eliminadas. Si la velocidad es demasiado grande, la arena es arrastrada fuera del tanque, y si es demasiado pequeña, hay materia orgánica que se deposita junto con la arena. Para evitar cualquiera de estos problemas es necesario ajustar la cantidad de aire que entra al tanque mediante los difusores.

Una vez que la arena es eliminada, el agua residual se desplaza a través del tanque siguiendo una trayectoria helicoidal y pasa dos o tres veces por el fondo del tanque a caudal máximo, o menos veces cuando el caudal es menor.

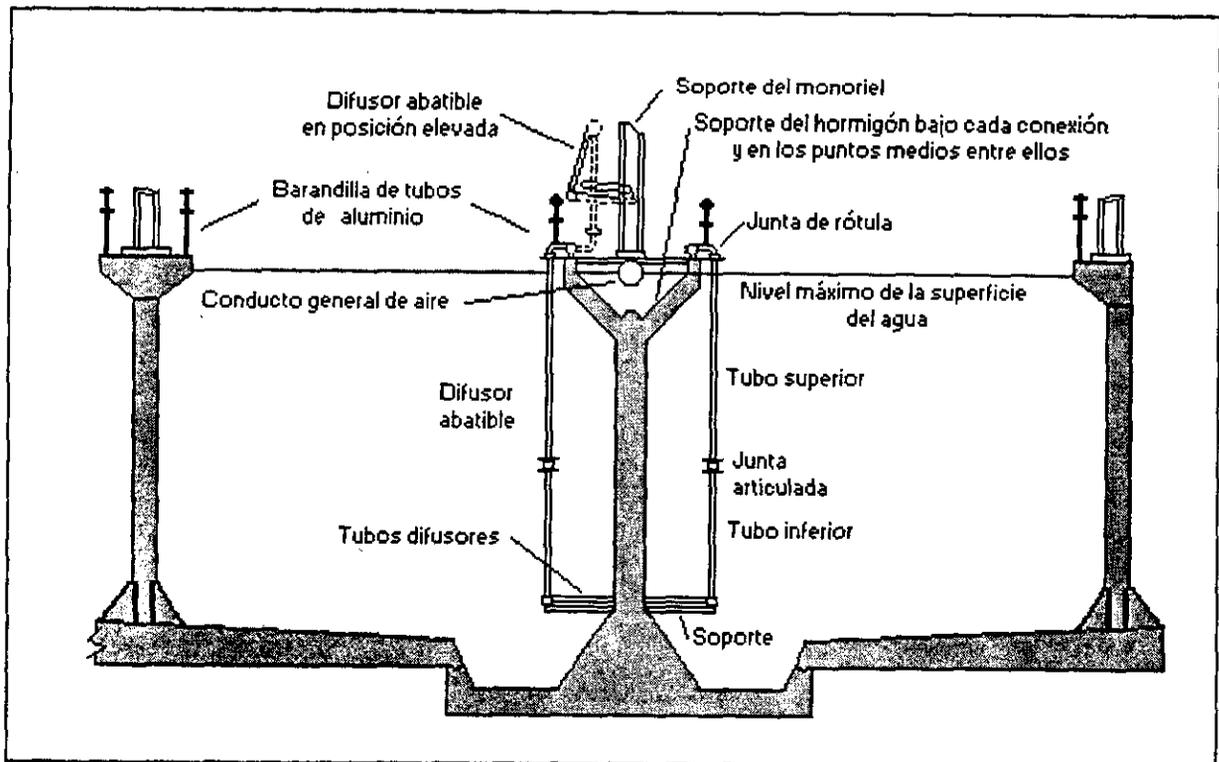


Figura 5.5 Sección transversal típica de un desarenador aireado (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La entrada del agua es en dirección transversal al tanque, además de que la pérdida de carga requerida por este tipo de tanque es mínima.

La altura a la cual deben ser colocados los difusores está en función de las características propias de cada tanque.

5.5 TANQUES DE REGULACIÓN

Los tanques de regulación de caudales son usados para minimizar los efectos causados por las variaciones de flujo durante las distintas épocas del año, buscando con ello que el caudal que entra a la planta de tratamiento permanezca constante a lo largo del tiempo (WEF, 1992).

Estos tanques se encuentran comúnmente localizados después de las unidades de rejillas y desarenadores. En algunos casos los tanques de recepción de las aguas residuales pueden ser usados para amortiguar los picos de flujo. En caso de que el agua permanezca durante largos tiempos almacenada es necesario incrementar la velocidad de flujo con la finalidad de resuspender los sólidos que han sido acumulados durante el periodo de almacenamiento²⁸ (WEF, *op. cit.*).

Los tanques de regulación reducen el tamaño de las unidades de procesos, ya que permiten tener un flujo constante, lo que puede aumentar la eficiencia, rentabilidad y facilidad de operación.

En el caso de los tratamientos primarios permiten una reducción del área requerida para la clarificación primaria, considerando que las unidades pueden ser diseñadas para manejar flujos constantes en lugar de picos de flujo. Otro posible beneficio es el tratamiento primario, que se realiza a través de los tanques de regulación en donde lleva a cabo una preaireación, lo cual, según algunos estudios permite preflocular los sólidos suspendidos beneficiando con ello al proceso de sedimentación (Seldel *et. al.*, 1961; WEF, *op. cit.*).

En cuanto a los beneficios de los tanques de igualación en los procesos de tratamiento secundario, resalta el hecho de que al contar con un flujo constante procedente del tratamiento primario, se puede trabajar en condiciones de estado necesario, es decir se pueden estabilizar los flujos que salen de este y entran al tratamiento secundario.

5.5.1 Elementos de Diseño

La metodología de diseño para tanques de regulación requiere determinar el volumen necesario, los requerimientos de mezclado y aireación, así como conocer cuales son los controles de flujo a utilizar.

El primer paso en la determinación del volumen del tanque de regulación implica determinar las variaciones del agua residual que entra a la planta de tratamiento. Cuando es posible, estos datos se basan en los informes de operación del sitio de donde procede el agua de desecho. Los patrones de flujo pueden variar día a día, así

²⁸Los periodos de almacenamiento del agua residual se dan en aquellos casos en que tienen un flujo intermitente, el cual puede ser desde unos cuantos minutos hasta 4 o más horas (WEF, *op. cit.*).

como estacionalmente, dependiendo del tipo de proceso (si se trata sólo de aguas residuales) o de la naturaleza del sitio donde se localice la planta (aguas residuales procedentes de casa habitación, hoteles, hospitales, etc.). Asimismo, para aguas generadas por la industria, debe tomarse en consideración si se cuenta con drenaje común o drenaje segregado. En el caso de los drenajes segregados los flujos de agua residual dependerán del tipo de proceso del cual proceden; en el caso de los drenajes segregados debe determinarse si el agua pluvial ingresa al proceso de tratamiento o si es descargado sin pasar por algún tipo de tratamiento.

Algunos métodos propuestos para estimar el volumen del tanque de regulación en función de los flujos variables de agua residual son los siguientes:

- Balance de flujo (balance de masa, diagrama de masa),
- Balance de concentración,
- Balance combinado de concentración y flujo,
- Método de onda senoidal, y
- Método de onda rectangular.

Algunos autores indican que para una correcta operación de los tanques de igualación es necesario contar con un adecuado mezclado y aireación, con la finalidad de evitar la depositación de sólidos y para prevenir condiciones sépticas dentro del tanque (WEF, *op. cit.*).

El volumen del tanque puede obtenerse en forma gráfica, utilizando como datos los valores de los flujos descargados (valores representativos) graficando estos contra el tiempo (hora) de descarga (Figura 5.6).

A partir de los datos de descarga se obtiene la curva de caudales acumulados durante un día (Figura 5.7). Al unir los puntos extremos de esta curva se obtiene una recta, cuyo valor de la pendiente da el valor del caudal medio.

Al utilizar este método pueden obtenerse dos tipos distintos de gráficas. La primera (Figura 5.8), representa un caso ideal, se obtiene cuando al inicio de la descarga el valor del flujo es menor que el valor medio diario y durante el día el flujo se mantiene aproximadamente constante.

El segundo tipo de gráfica (Figura 5.9) se obtiene cuando las descargas a lo largo del día están variando con flujos mayores o menores que el valor del gasto diario. En este tipo, el volumen del tanque de igualación es igual a la distancia vertical entre las líneas tangentes a la curva.

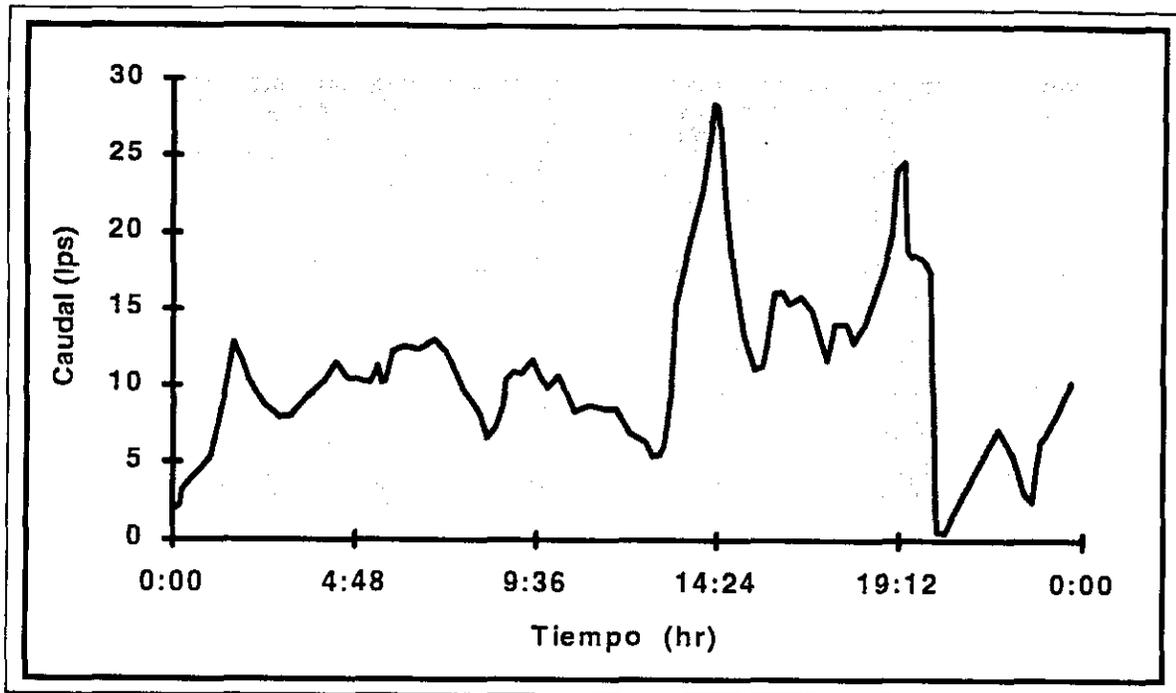


Figura 5.6 Gráfica de caudal contra hora de descarga, para un día de operación (González y González, *op. cit.*).

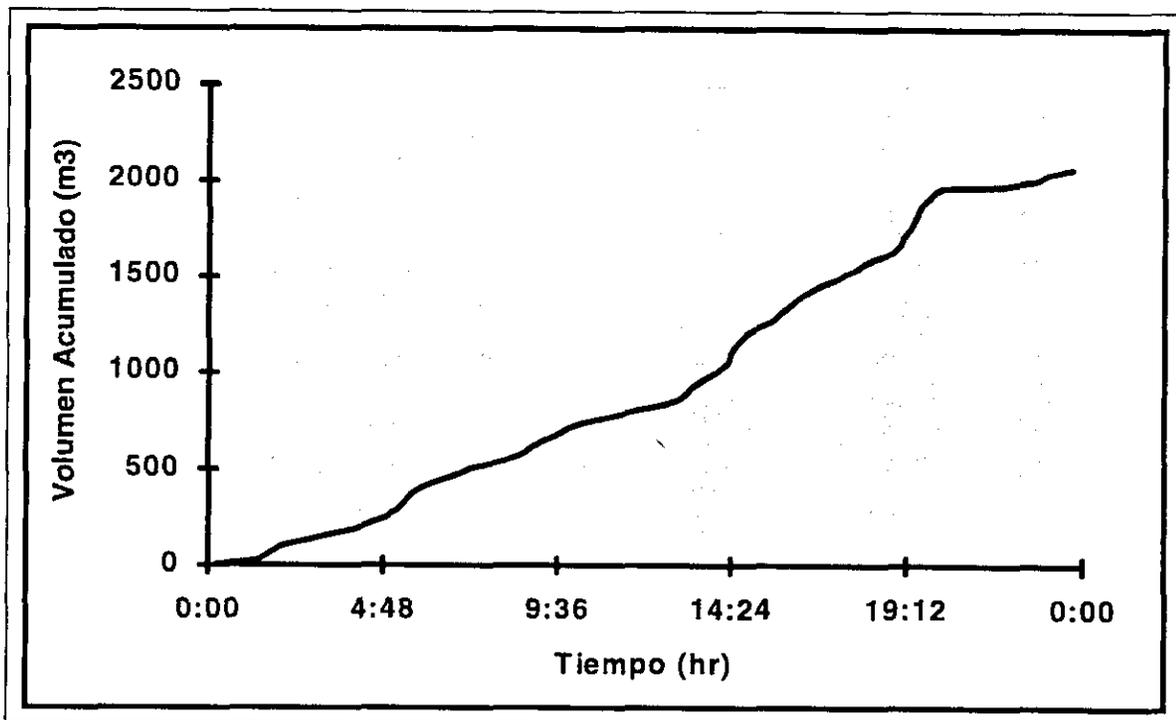


Figura 5.7 Gráfica de volumen acumulado contra hora de descarga, para un día de operación (González y González, *op. cit.*).

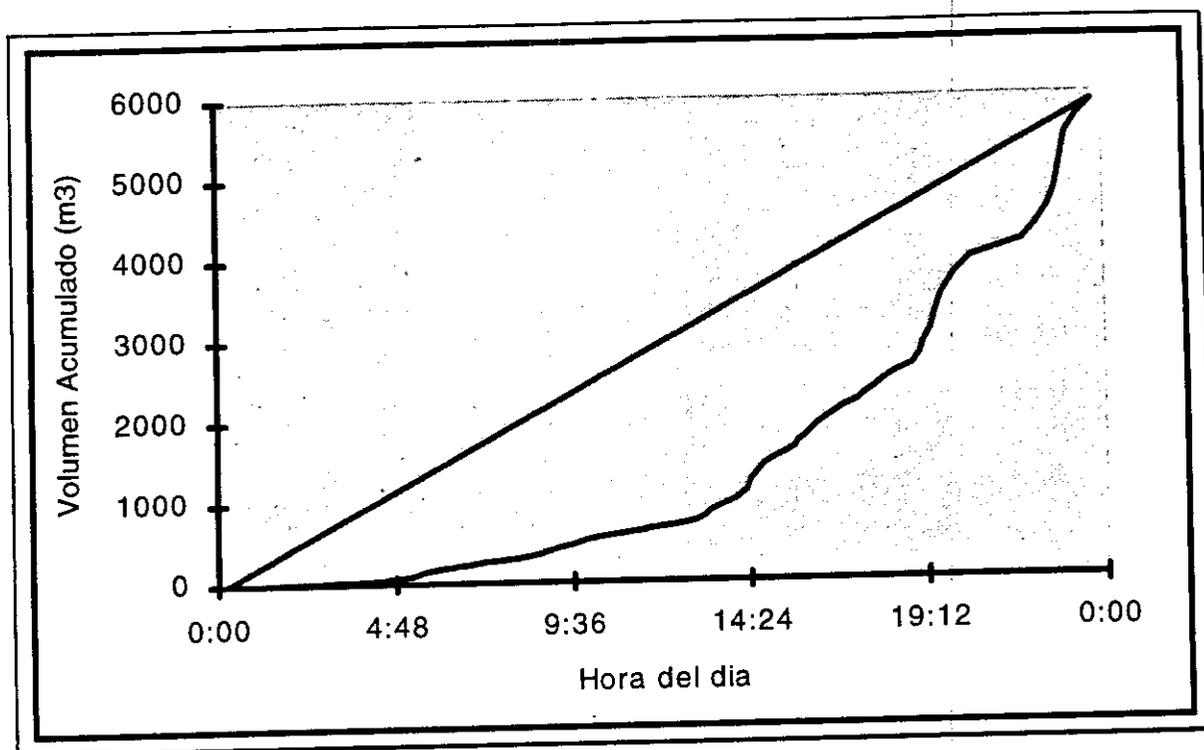


Figura 5.8 Gráfica de volumen acumulado contra hora para un día de operación. Operación ideal (Ramalho, 1977).

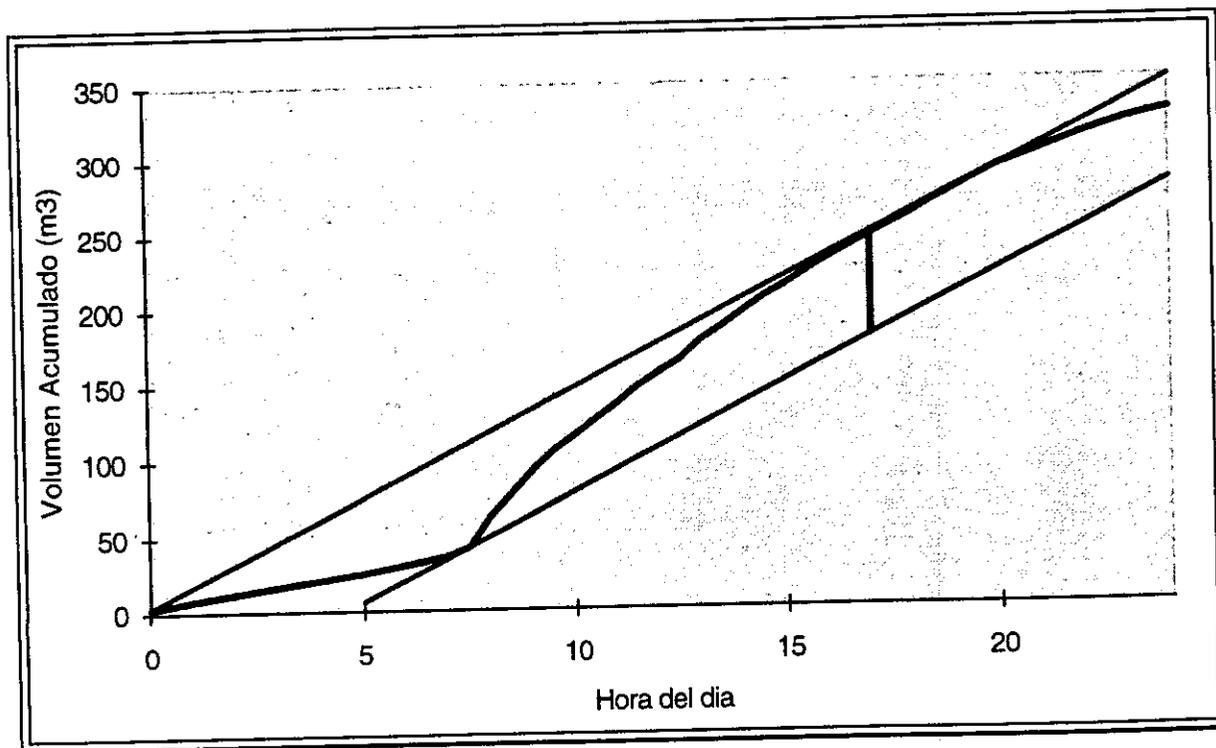


Figura 5.9 Gráfica de volumen acumulado contra hora para un día de operación. Condiciones comunes de operación (Ramalho, *op. cit*).

5.5.2 Sistemas de Bombeo

El agua acumulada en el tanque de regulación es bombeada para pasar al tratamiento primario. En este caso el tanque es usado como un cárcamo de bombeo. El número de bombas necesarias para llevar a cabo esta tarea deben ser calculadas en función de diversos parámetros: volumen total del tanque, gasto de entrada, gasto de salidas, eficiencia de las bombas disponibles, entre otros.

El bombeo puede ser de dos tipos:

- Bombeo constante: se usa regular el agua residual (o en general cualquier clase de fluido almacenado en el tanque) que es suministrada al proceso, o
- Bombeo variable: se utilizan procesos lógicos de operación en función del caudal influente y el volumen del tanque a cualquier instante de tiempo.

En el volumen total del tanque (V) se encuentran involucrados ciertos valores: el volumen de fondo (V_f), el cual para algunos casos se puede suponer que es 10% del volumen total (V) (Alcaraz, 1990):

$$V_f = 0.1 * V \quad [m^3] \quad (5.23)$$

donde:

$$V \quad \text{volumen total del tanque} \quad [m^3]$$

Si en el tanque el nivel está bajando, significa que en ese momento el bombeo es mayor que el gasto de entrada y, por lo tanto, se debe parar una o algunas de las bombas que se encuentran en operación. Si por el contrario, el nivel sube, deben ponerse en operación una o algunas de las bombas detenidas. En función de esto deben disponerse los electroneveles de arranque (A_i) y paro (P_i) de cada bomba (Figura 5.10).

La suma de los gastos manejados por las bombas debe ser mayor que el gasto de entrada al cárcamo. En algunos casos se recomienda tener una bomba adicional que será usada en aquellos casos en que presenten descomposturas o bien alguna se encuentre en mantenimiento (Alcaraz, *op. cit.*).

Cada bomba tiene un gasto particular (Q_B) y el número de bombas (N) debe ser suficiente para manejar el gasto influente que ingresa al tanque. Si el gasto de entrada al tanque está entre $(i-1)Q_B$ e iQ_B , puede ocurrir que el nivel del agua este en el volumen V_i mientras trabajan las bombas B_1, B_2, \dots y B_i ; cuando el nivel del agua llega al nivel de paro (P_i) se detiene la bomba B_i y dicho nivel sube, hasta llegar al nivel de arranque para esa bomba (A_i); el funcionamiento de la bomba B_i provoca

que el nivel del agua baje nuevamente. Esta secuencia se mantiene hasta que el gasto influente aumente o disminuya, por lo que el control pasa a otra bomba.

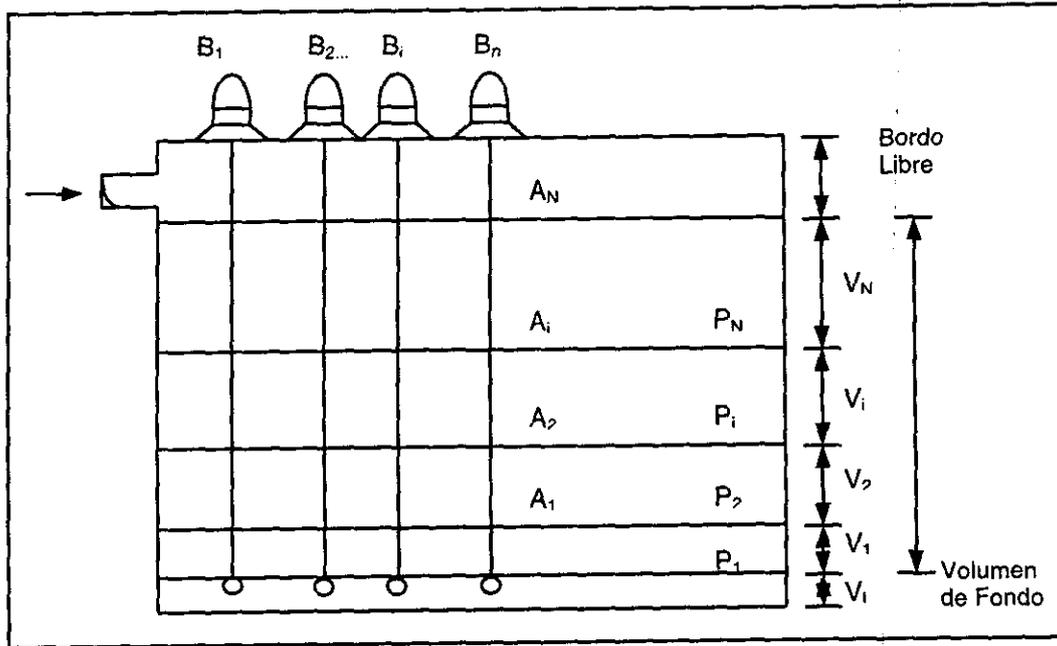


Figura 5.10 Disposición de electroniveles en un tanque de regulación usado como cárcamo de bombeo (Alcaraz, 1990).

Como la bomba B_i está en ciclos de arranque y paro, es lógico suponer que en promedio, para muchas secuencias de ciclos, esta bomba trabaja la mitad del tiempo. Todas las demás bombas tendrán menos arranques y paros, por lo tanto, para un máximo número de arranques por hora, la bomba crítica es la que está en operación. Si las bombas deben arrancar un máximo de veces por hora, su tiempo de trabajo en cada ciclo, t, cuando el nivel está en V_i y sólo trabaja la bomba B₁, es:

$$t = \frac{3600}{2 * M} \quad [\text{seg}] \quad (5.24)$$

donde

M máximo de veces que arranca la bomba por hora [1/hr]

y el volumen entre el nivel de paro y arranque de la bomba 1 es:

$$V_1 = t * Q_B = \frac{3600}{2 * M} * Q_B \quad [\text{m}^3] \quad (5.25)$$

donde

Q_B gasto de la bomba en operación [m³/seg]

Cuando el nivel del agua está en el volumen inferior (V_1) solamente trabaja una bomba (B_1); cuando la bomba arranca, baja el nivel del agua hasta alcanzar el nivel de paro (P_1), entonces la bomba para y el agua sube hasta el nivel de arranque (A_1), donde la bomba arranca de nuevo.

Cuando el gasto de entrada al tanque aumenta, el nivel del agua sube hasta el nivel A_2 , entonces se debe arrancar la segunda bomba (B_2) hasta que el nivel disminuya a P_2 . Como el gasto de bombas es el doble ($2Q_B$), entonces V_2 debe ser igual a $2V_1$:

$$V_2 = 2 * V_1 \quad (5.26)$$

donde:

$$V_2 \quad \text{volumen entre el nivel de paro y arranque de la} \quad [m^3]$$

bomba 2

De la ecuación 5.26 se pueden obtener las ecuaciones para el resto de las bombas:

$$V_3 = 3 * V_1$$

$$V_i = i * V_1$$

$$V_N = N * V_1 \quad (5.27)$$

Por lo cual, el volumen total disponible para el bombeo del líquido almacenado en el tanque es:

$$V_B = V_1 + V_2 + V_3 + \dots + V_i + V_N \quad (5.28)$$

Si se sustituye la ecuación 5.27 en la 5.28 y se hacen las simplificaciones correspondientes se obtiene una relación para determinar el volumen manejado por cada bomba:

$$V_B = \frac{N(N+1)}{2} * V_1 \quad (5.29)$$

Al sustituir la ecuación 5.25 en la ecuación 5.29 se obtiene:

$$V_B = \frac{900 * N(N+1)}{M} * Q_B \quad (5.30)$$

Si para simplificar estas ecuaciones se supone que el número máximo de veces que arranca la bomba por hora es de cinco ($M=5$), la ecuación 5.30 puede reescribirse como:

$$V_B = 180 * N(N+1) * Q_B \quad (5.31)$$

Además si el volumen de fondo (V_f) es igual a 10% del volumen del tanque (V) se tiene que:

$$V = V_B + 0.1 * V \quad (5.32)$$

y por lo tanto:

$$V = \frac{V_B}{0.9} \quad (5.33)$$

Sustituyendo la ecuación 5.31 en la 5.33 se obtiene la ecuación para calcular el volumen manejado por una bomba:

$$V_B = \frac{180 * N(N+1)}{0.9} * Q_B \quad [m^3] \quad (5.34)$$

donde

N	número de bombas usadas	[adimensional]
Q_B	gasto de la bomba	[m^3/s]

Si para el gasto de la bomba en lugar de utilizar metros cúbicos como unidades, se manejan litros por segundo, el volumen del tanque se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$V_B = \frac{180 * N(N+1)}{(1000) * (0.9)} * Q_B$$

$$V_B = 0.2 * N(N+1) * Q_B \quad (5.35)$$

Si se considera que:

$$K = 0.2 * N(N+1)$$

la ecuación 5.35 se simplifica según se muestra a continuación:

$$V = K * Q_B \quad (5.36)$$

En las tablas 5.5 y 5.6 se muestran los valores de K para distinto número de bombas. Como deben determinarse también los niveles de arranque para cada bomba (A_1 , A_2 , A_3 , etc.), en la tabla se tienen los valores de K_i para calcular los volúmenes intermedios según la siguiente ecuación:

$$V_i = K * Q_B \quad (5.37)$$

Al aumentar el número de veces que arranca la bomba por hora, el tamaño del tanque disminuye. De acuerdo a Alcaraz (*op. cit*), para los cárcamos de bombeo, el

número de arranques por hora debe conservarse en un rango de 5 a 10, porque menos de cinco da lugar a tanques muy grandes (lo que puede originar condiciones de septicidad) y con un valor mayor a 10 ocasiona una operación forzada de las bombas con el consecuente desgaste excesivo de los arrancadores y altos gastos de energía. Esta condición es crítica, sobre todo en las bombas grandes. Para valores intermedios de M se puede interpolar linealmente entre las cifras mostradas en las tablas 5.6 y 5.7.

Es importante señalar que las ecuaciones y tablas mostradas consideran que las bombas tienen igual tamaño. En caso de que se desee trabajar con bombas de distintos tamaños, las ecuaciones 5.35 a 5.37 y los valores de las tablas 5.5 y 5.6 deben ser determinadas nuevamente.

M= 5						
N	1	2	3	4	5	6
K_6						2.16
K_5					1.80	1.80
K_4				1.44	1.44	1.44
K_3			1.08	1.08	1.08	1.08
K_2		0.72	0.72	0.72	0.72	0.72
K_1	0.36	0.36	0.36	0.36	0.36	0.36
K	0.4	1.2	2.4	4.0	6.0	8.0

M máximo de veces que arranca la bomba por hora

N número de bombas usadas

Tabla 5.5 Valores de K y K_i para 5 veces (máximo) que arranca la bomba por hora (Alcaraz, op. cit).

M= 10						
N	1	2	3	4	5	6
K_6						1.13
K_5					0.90	0.90
K_4				0.72	0.72	0.72
K_3			0.54	0.54	0.54	0.54
K_2		0.36	0.36	0.36	0.36	0.36
K_1	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
K	0.2	0.6	1.2	2.0	3.0	4.2

Tabla 5.6 Valores de K y K_i para 10 veces (máximo) que arranca la bomba por hora (Alcaraz, op. cit).

5.6 SEDIMENTADORES

5.6.1 Teoría de la Sedimentación

La sedimentación es una operación unitaria de separación de sólidos y líquidos que se utiliza para remover a la mayor parte de los sólidos suspendidos por asentamiento gravitacional (Reynolds & Richards, *op. cit*; Kawamura, 1991).

En la práctica, se emplea una serie de términos para denominar ciertos problemas particulares, entre los cuales se encuentran los indicados a continuación:

- Clarificación. Obtención de un líquido completamente, o casi completamente libre de partículas sólidas.
- Espesamiento. Obtención de un lodo con la mínima cantidad posible de líquido²⁹.
- Clasificación. Es la separación de una parte de los sólidos de una suspensión para obtener dos o más categorías de sólidos de densidad diferente.

Kynch (Reynolds & Richards, *op. cit*) propuso una teoría basada en la concentración y la tendencia a interactuar de las partículas; a partir de dicha teoría se pueden presentar cuatro tipos de sedimentación:

- a) **Tipo I o de partículas discretas.** Es la sedimentación de partículas discretas y no floculantes en una suspensión diluida. Las partículas se depositan como unidades independientes y no presentan interacción. Ejemplos de este tipo es la sedimentación de arena y arcilla en los desarenadores.
- b) **Tipo II o de partículas floculantes.** Es la sedimentación de partículas floculantes en una suspensión diluida. Las partículas floculan durante la sedimentación, incrementando su tamaño y velocidad. Algunos ejemplos de este tipo de sedimentación se presentan en los sedimentadores primarios, así como en la sedimentación de aguas coaguladas químicamente.
- c) **Tipo III o de partículas que se obstruyen.** Es la sedimentación de partículas de una concentración intermedia; la cercanía y las fuerza de atracción que existen entre ellas provocan la sedimentación a una velocidad constante, por esta razón las partículas sedimentadas forman una zona bien definida. Un ejemplo de este tipo de sedimentación se presenta en la parte media de un clarificador secundario para el proceso de lodos activados (Reynolds & Richards, *op. cit*; Metcalf & Eddy, 1977).

²⁹ En la práctica la clarificación y el espesamiento ocurren en forma simultánea. Los términos de clarificación y espesamiento se emplean en función del producto deseado (Jiménez y Buitrón, 1988).

- d) **Tipo IV o de partículas de compresión.** En este tipo de sedimentación, la concentración de las partículas es tan alta que éstas se tocan entre sí y la sedimentación ocurre por compresión o compactación de la masa. Un ejemplo de este tipo ocurre en la parte más profunda del sedimentador secundarios que sigue del proceso de lodos activados.

Los cuatro tipos pueden ocurrir simultáneamente en la práctica. Para observar los cuatro tipos de sedimentación, se coloca en una probeta de vidrio una suspensión (por ejemplo, lodos activados). Al cabo de un lapso de tiempo, aparece una interfase originada por la separación de líquido y sólido (Figura 5.11).

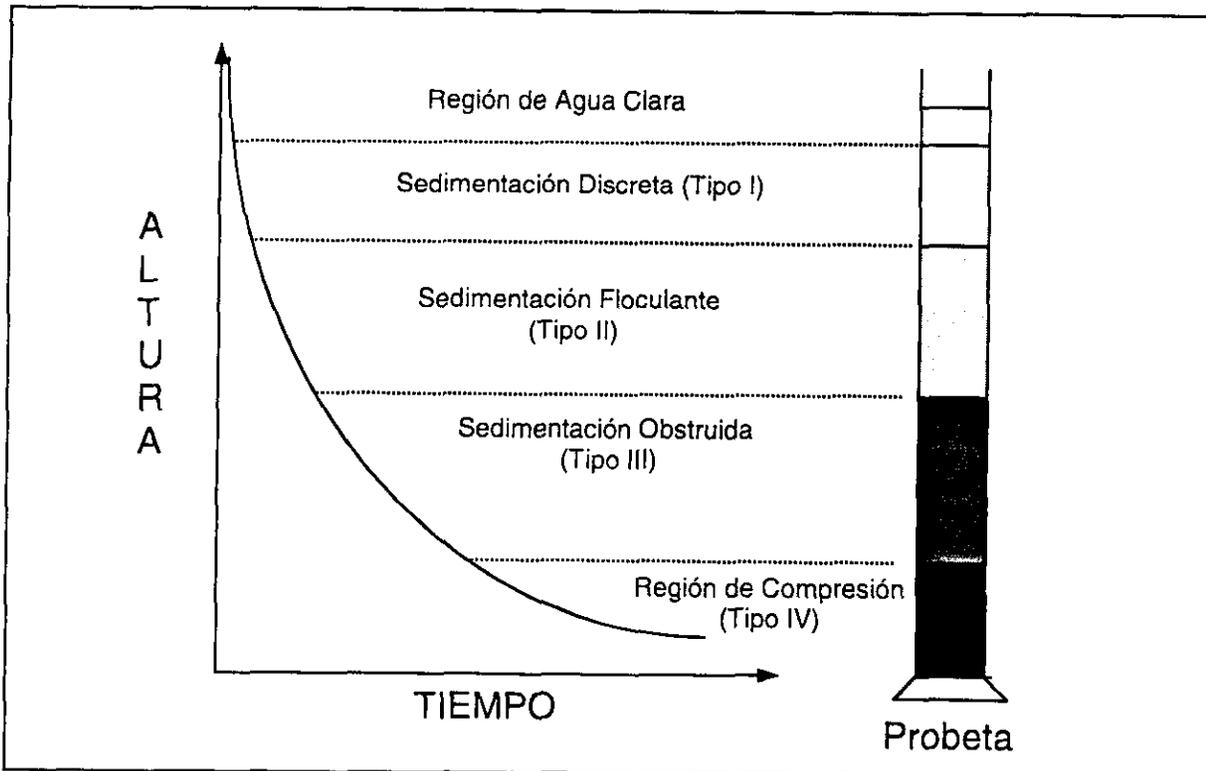


Figura 5.11 Curva típica de sedimentación (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Sedimentación Tipo I

Este tipo de sedimentación se puede analizar a través de las leyes de Newton y Stokes. Cuando una partícula se libera en un fluido estático y su densidad es mayor que la de éste, se moverá en línea recta hacia el fondo a causa de la atracción de la fuerza de gravedad. La partícula se acelera hasta que la resistencia debida a la fricción tienda al valor de la fuerza impulsora; después, la velocidad de caída de la partícula será constante. Esta velocidad terminal se conoce como velocidad de caída o de sedimentación, V_s , y puede ser calculada mediante la siguiente ecuación:

$$V_s = \sqrt{\frac{4 * g}{3 * C_d} \left(\frac{\delta_s - \delta}{\delta} * d_p \right)} \quad [\text{cm/s}] \quad (5.38)$$

donde

g	aceleración debida a la gravedad	[981 cm/s ²]
C _d	coeficiente de resistencia	[adimensional]
δ	densidad del fluido	[g/cm ³]
δ _s	densidad de la partícula	[g/cm ³]
d _p	diámetro de la partícula	[cm]

El valor numérico del coeficiente de resistencia depende del tipo de flujo en que se encuentre la partícula: laminar, transición o turbulento, el cual, a su vez, se clasifica de acuerdo al valor del número de Reynolds³⁰.

Para condiciones de flujo laminar, que son las más deseables para el proceso de sedimentación, Stokes encontró que la fuerza de resistencia al descenso de las partículas, F_d, está dada por la siguiente ecuación:

$$F_d = 3 * \pi * \mu * d_p * V_s \quad [\text{g} \cdot \text{cm} / \text{s}^2] \quad (5.39)$$

donde

g	aceleración debida a la gravedad	[981 cm/s ²]
μ	viscosidad del fluido	[poise]
d _p	diámetro de la partícula	[cm]
V _s	velocidad de sedimentación	[cm/s]

La ecuación de velocidad de sedimentación, V_s, puede ser expresada, usando el valor de su diámetro y del valor de la viscosidad como se indica en la ecuación 5.40:

$$V_s = \frac{g * (\delta_s - \delta) * V_{part}}{3 * \pi * d_p * \mu} \quad [\text{cm/s}] \quad (5.40)$$

donde

V _{part}	fuerza de resistencia al descenso (de las partículas)	[g • cm/s ²]
-------------------	---	--------------------------

Sedimentación Tipo II

Para evaluar las características de sedimentación de una suspensión floculante, se llevan a cabo pruebas en columnas.

³⁰El número de Reynolds se calcula como $N_{Re} = (v_s * d_p) / \nu$. Para flujo laminar $N_{Re} < 1$, para flujo transitorio $1 < N_{re} < 10^4$ y para flujo turbulento $N_{Re} > 10^4$.

La velocidad de sedimentación, V_s , para un porcentaje de remoción de sólidos, η_a , se determina a partir de la ecuación 5.41:

$$V_s = \frac{H}{t_A} \quad [\text{cm/min}] \quad (5.41)$$

donde

H	altura de la columna	[cm]
t_A	intersección de la curva A con el eje X (Figura 5.12)	[min]

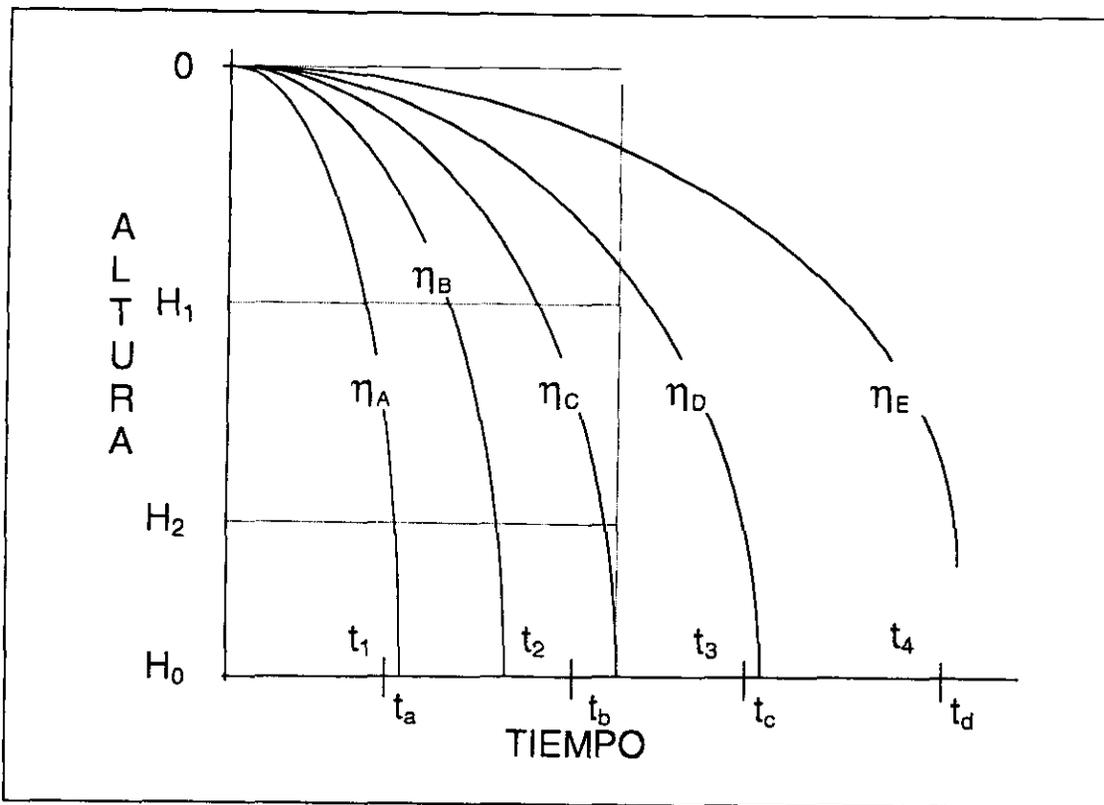


Figura 5.12 Diagrama para la sedimentación tipo II (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Sedimentación Tipo III

En este tipo de sedimentación, la proximidad entre las partículas hace que las fuerzas de cohesión obstaculicen la sedimentación; así, cada partícula permanece en una posición fija relativa a las otras y todas se sedimentan a una velocidad constante. Físicamente se distingue una interfase sólido - líquido entre la masa de partículas y el líquido clarificado.

Existen diversos tipos de sedimentadores, algunos de los cuales son los indicados a continuación:

- ⇒ rectangulares
 - * con limpieza mecánica
- ⇒ circulares
 - * con limpieza mecánica
- ⇒ estáticos (limpieza manual)
 - * tanques Dortmund
 - * tanques Imhoff
 - * clarifloculadores
- ⇒ de alta tasa
 - * módulo de placas inclinadas
 - * módulo de tubos cuadrados

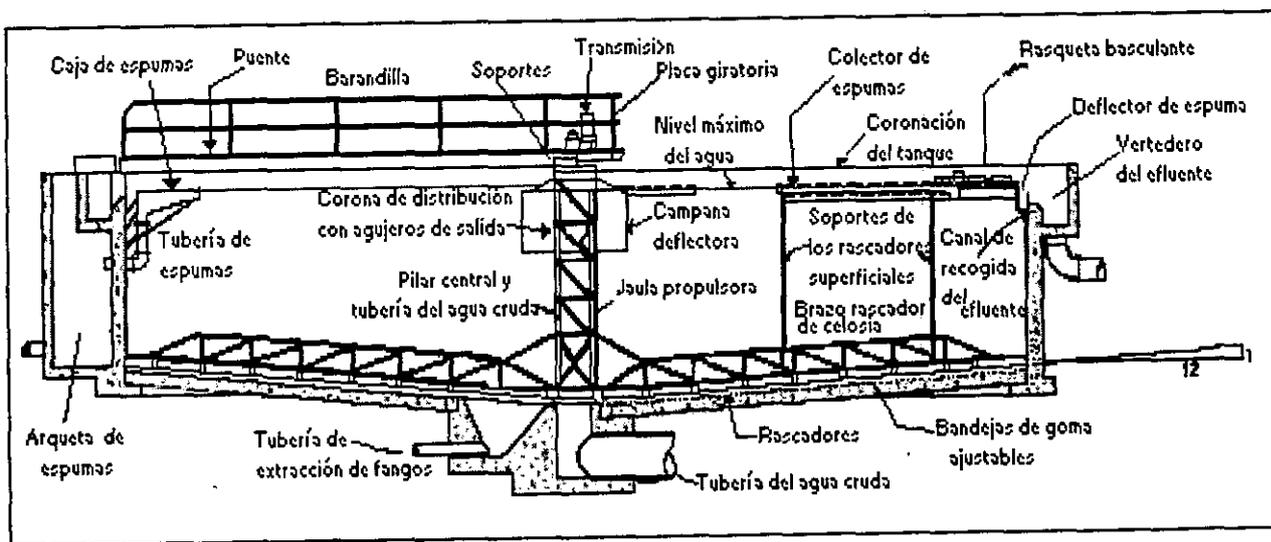


Figura 5.13 Sedimentador circular (Metcalf & Eddy, 1996).

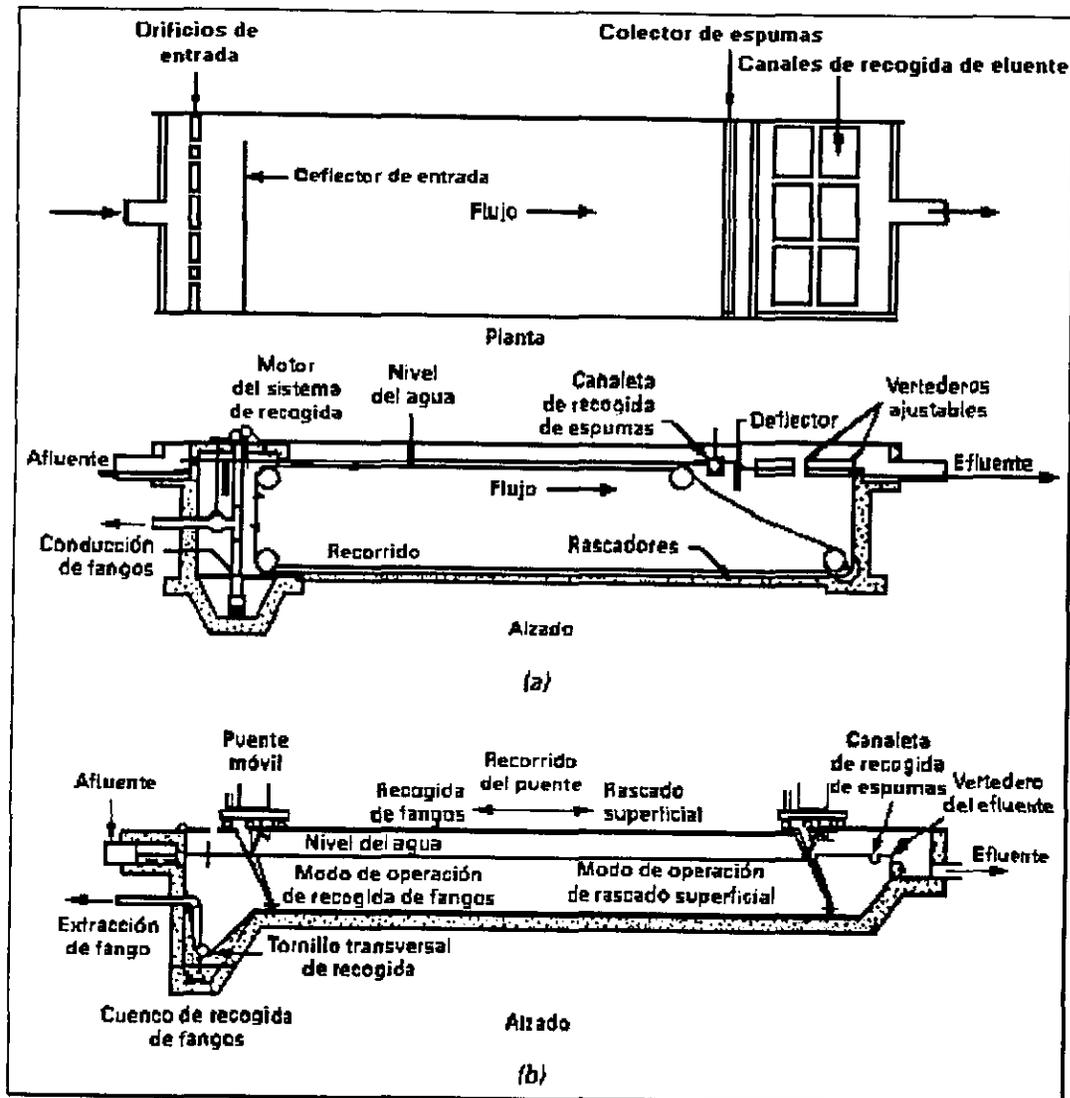


Figura 5.14 Sedimentador rectangular (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.6.2 Elementos de Diseño

Entre los parámetros de diseño generales para cualquier tipo de sedimentador se encuentran la velocidad de flujo, geometría (forma), longitud y profundidad del tanque, tiempo de retención hidráulica, carga hidráulica superficial y velocidad de vertido (WEF, 1992).

Carga hidráulica superficial

La carga hidráulica superficial depende en gran medida de las características de sedimentación de las partículas.

En el caso específico de los sedimentadores primarios, la EPA (en Reynolds & Richards, *op. cit*) hace recomendaciones acerca de los valores de carga hidráulica superficial (promedio y máxima) y la profundidad que deben ser considerados. Estos valores se indican en la tabla 5.7:

Tipo de Tratamiento	Carga hidráulica superficial (m ³ /m ² •d)		Profundidad (m)
	Promedio	Máxima	
Sedimentación Primaria seguida de tratamiento secundario (en general)	32.6 - 48.9	81.5 - 122	3 - 3.7
Sedimentación primaria seguida de lodos activados	24.5 - 32.6	48.9 - 61.1	3.7 - 4.6

Tabla 5.7 Cargas hidráulicas superficiales y profundidad recomendada para sedimentadores primarios (Reynolds & Richards, *op. cit*).

Profundidad del tanque

En un tanque de sedimentación se identifican generalmente cuatro zonas, cada una de las cuales tiene una finalidad determinada. Estas zonas son (Figuras 5.15 y 5.16):

- Zona de agua clara,
- Zona de separación,
- Zona de almacenamiento, y
- Zona de compactación y de rastras.

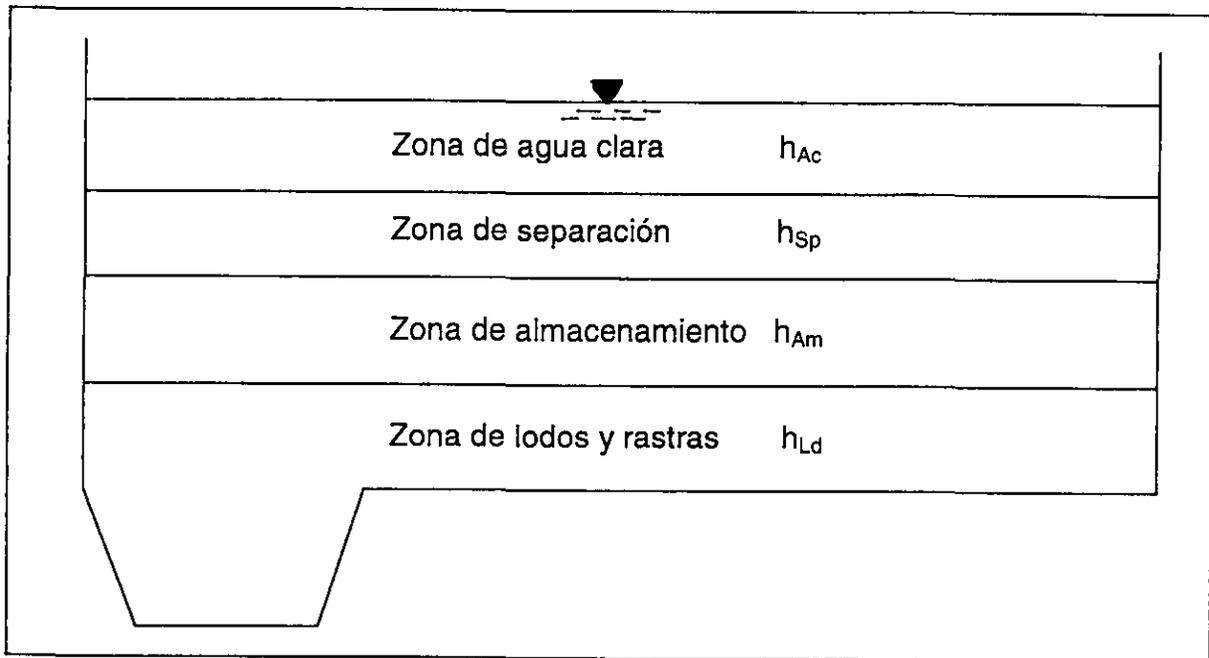


Figura 5.15 Profundidades de sedimentación en sedimentadores rectangulares (González y González, *op. cit.*)

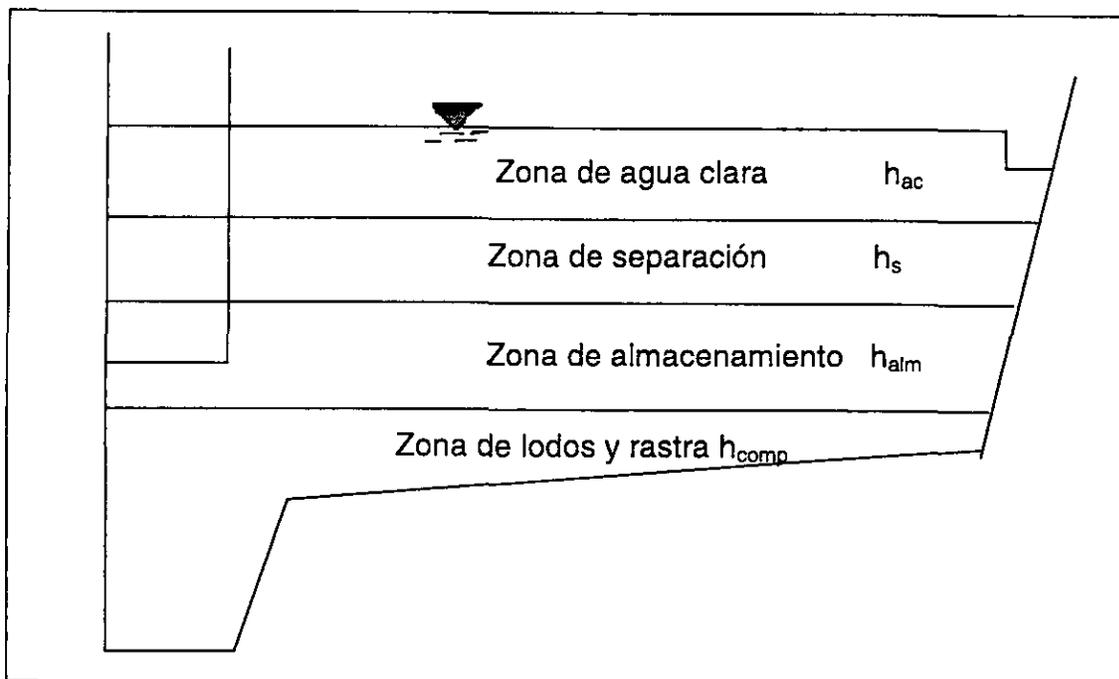


Figura 5.16 Profundidades de sedimentación en sedimentadores circulares González y González, *op. cit.*

La *zona de agua clara* requiere una altura mínima de 0.5 m. La *zona de separación*, en la que se separa el agua de los lodos, sin la influencia de agua de lluvia, debe ser considerada de 1.0 m de altura. En *zonas de almacenamiento* de más de 1 m se puede considerar una reducción hasta 0.5 m cuando hay influencia de agua de lluvia ya que la zona de almacenamiento hace las veces de zonas de separación.

Para sedimentadores secundarios, en sistemas de lodos activados, la altura de la *zona de almacenamiento*, h_{alm} , puede calcularse mediante la ecuación 5.42:

$$h_{alm} = \frac{\Delta SST_{ta} * V_{ta} * IVL}{500 * A} \quad [m] \quad (5.42)$$

donde

ΔSST_{ta}	diferencia de las concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) en el tanque de aireación entre el tiempo de sequía y tiempo de lluvia	
V_{ta}	volumen del tanque de aireación biológica	[m ³]
IVL	índice volumétrico de lodos	
A	superficie del fondo del sedimentador	[m ²]

Para el cálculo de la altura de la zona de compactación, h_{comp} , se pueden utilizar la ecuación 5.43:

$$h_{comp} = \frac{\Delta SST_{ta} * IVL}{1000} (1+R) = \frac{VL}{1000} (1+R) \quad [m] \quad (5.43)$$

donde

VL	volumen que ocupan los lodos después de sedimentar 30 minutos (ver Anexo 1)	[ml/l]
----	---	--------

La profundidad total en sedimentadores rectangulares y circulares con fondo inclinado se mide a una distancia de 2/3 partes de la longitud total del sedimentador a partir del punto de entrada del agua residual. Al determinar el valor de la profundidad debe considerarse si el sedimentador es de tipo primario o secundario, además de los procesos que se encuentran antes o después, ya que se deben tomar en cuenta las características del material a eliminar.

Algunas recomendaciones de los valores de profundidad para sedimentadores primarios, hechas por distintos autores, se muestran en la tabla 5.8.

Autor	Profundidad (m)		Comentario
	Promedio	Típica	
Metcalfe & Eddy	3 a 5 3 a 5	3.6 4.5	Sedimentador rectangular Sedimentador circular (Ambos para sedimentación primaria seguida de lodos activados)
Ten State Standards	----	2.1 (mínima) 2.1 (mínima)	Para sedimentación primaria Para tanques intermedios que siguen de un proceso de película biológica fija
EPA Process Design Manual	3 a 3.7	----	Para sedimentación primaria seguida de tratamiento secundario
	3.7 a 4.6	----	Para sedimentación primaria seguida de lodos activados
U.S. Army	2.5 a 4.5	----	La carga hidráulica superficial no debe exceder de $41 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$
Steel and McGhee	1 a 5	----	La carga hidráulica superficial debe tener valores entre 24 y $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$
Guidelines for the Design of Wastewater Treatment Works	----	2.1 (mínimo)	Para tanques con limpieza mecánica
		2.4 (mínimo)	Para sedimentadores con recirculación de lodos

Tabla 5.8 Profundidades recomendadas para tanques de sedimentación primaria (Modificada de WEF, 1992).

Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de la retención hidráulica calculada, t_c , es una medida indirecta de la velocidad del agua a través de un tanque sedimentador. Este valor es determinado mediante la siguiente ecuación:

$$t_c = \frac{h}{C_H} \quad [\text{min}] \quad (5.44)$$

donde

h	profundidad del tanque	[m]
C_H	carga hidráulica superficial	$[\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}]$

Los tiempos promedio reales mínimos de permanencia en sedimentadores primarios colocados antes de los siguientes procesos están indicados en la tabla 5.9 (González y González, *op. cit*):

Los tiempos de retención a considerar son los de diseño o calculados, t_c , y los promedio reales, t_m . La relación de estos (t_m/t_c) cambia en gran medida por el tipo de agua residual, la forma y tipo de sedimentador³¹, teniendo variaciones entre el 35 y el 80% (González y González, 1992).

³¹Otro de los factores que modifican el valor del tiempo de retención, es la influencia del agua de lluvia (González y González, *op. cit*).

Tipo de sedimentación	Tiempo de retención mínimo (min)
Sólo sedimentación mecánica	70 a 80
Con precipitación química	20 a 30
Antes de filtro rociador	70
Antes de lodos activados	20 a 30

Tabla 5.9 Tiempos de retención mínima en sedimentadores (González y González, *op. cit.*).

Relación longitud - profundidad

La relación de longitud - profundidad se determina a partir de valores obtenidas en experiencias prácticas. De esta forma el valor de la relación profundidad:longitud es de 1:15 a 1:20 para tanques rectangulares, siendo recomendable que la longitud no sea mayor a los 60 m; algunos datos de profundidades recomendadas por distintos autores se muestran en la tabla 5.8.

En el caso de los sedimentadores circulares, el diámetro no debe ser menor a 20 metros ni mayor de 90; los valores del diámetro recomendado están entre 30 y 40 metros. El valor de la profundidad se encuentra entre 1.6 y 3.2 metros, según lo indicado por la norma DIN 19552 (en González y González, *op. cit.*) (tabla 5.10), aunque otros autores recomiendan que la profundidad este entre 2.4 y 4 metros (WEF, *op. cit.*).

Diámetro (m)	18	20	22	24	26	28	30	32	35	40	45	50
Área Superficial (m ²)	254	314	380	452	531	616	707	804	962	1257	1590	1964
Profundidad (m)												
1.6	458											
1.8	509	635	777									
2.0		698	835	1025	1215							
2.2			929	1116	1321	1546	1791					
2.4				1206	1428	1669	1932	2216	2683	3571		
2.6					1534	1793	2073	2377	2876	3826	4930	
2.8						1916	2215	2533	3068	4077	5248	6589
3.2								2860	3453	4580	5885	7371
Volumen del sedimentador (m ³)												

Tabla 5.10 Dimensiones recomendadas para sedimentadores circulares según la norma DIN 19552 (en González y González, *op. cit.*).

5.6.3 Sedimentación de Alta Tasa

El término de *sedimentación de alta tasa* se utiliza para designar a sedimentadores en los cuales se disminuye el tiempo de retención a causa de una reducción de la distancia necesaria para que la partícula floculada caiga al fondo, así como un incremento del área de sedimentación. Las eficiencias de remoción obtenidas son iguales o mejores que las correspondientes a un sedimentador convencional, en el cual el tiempo de sedimentación puede ser hasta cuatro veces mayor (Jiménez y Buitrón, *op. cit.*).

Los sedimentadores de alta tasa están constituidos esencialmente por módulos de tubos - circulares, cuadrados o hexagonales - o láminas planas o corrugadas, que se colocan en determinado ángulo de inclinación dentro de un tanque para permitir una entrada y salida del flujo adecuadas así como la recolección y extracción de lodos requerida.

En 1904, Hazen (en Metcalf & Eddy, 1977) demostró que la cantidad de sedimentos removidos en un sedimentador es independiente de la profundidad del tanque; además, propuso que se introdujeran placas para mejorar la capacidad de sedimentación.

Todas aquellas partículas que tengan velocidades de sedimentación, V_s , mayores que la velocidad crítica de sedimentación, v_{cs} , caerán a través de la profundidad total, h_o , y serán eliminadas de la corriente de agua.

Sedimentadores de Placas Paralelas

Existen algunos parámetros de diseño que son conocidos debido a que su valor es el mismo ya sea para lodo pesado ó lodo liviano³². Estos parámetros son: el ángulo de inclinación de las placas (θ), que debe tener un valor mínimo de 45° en el caso de lodos pesados, y de 55° para lodos livianos. La separación óptima que debe existir entre las placas (S_p) es de 5 cm., ya que esto garantiza el desplazamiento normal del fluido entre las placas, evitando perturbaciones en el proceso de sedimentación. El ancho adecuado de las placas (a_p) es de 90 cm, por razones de recorrido interno del fluido y del diseño y construcción de las mismas, de manera que no flecten. El caudal de operación o de diseño (Q), es también un parámetro de diseño conocido, pero varía para cada efluente en particular. Su valor es fundamental para el diseño, ya que de él depende el área de sedimentación y espesamiento.

³²La aplicación de los términos de *lodo pesado* o *lodo liviano* está dada por las características inherentes como son la concentración de sólidos suspendidos, volumen de lodo sedimentable y densidad. Así, los lodos livianos poseen un flujo de sólidos menor a $25 \text{ E-}05 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{s}$ mucho menor que el de los lodos pesados (Grau y Andarcia, 1996).

Algunos parámetros de diseño son propios de cada tipo de efluentes, por lo que deben determinarse por medio de pruebas de laboratorio y en algunos casos en ensayos a escala (equipos piloto). Estos parámetros son Concentración de Sólidos Totales Suspendidos (C_{sts}), Densidad del Lodo Sedimentado (δ); Volumen de Lodo Sedimentable (VLS); Caudal Máximo de Fluido utilizado en el modelo (Q_m); Nivel Superior e Inferior de Lodo en el modelo (h_{sm} ; h_{im}). Los primeros tres parámetros mencionados se obtienen de un ensayo simple de sedimentación con columna, y los dos últimos se obtienen de ensayos en el modelo a escala.

Las ecuaciones utilizadas para diseñar la unidad de sedimentación de placas paralelas son las indicadas a continuación:

Longitud de las Placas (L_p) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$L_p = \frac{1.34 * v_{fp} * a_p}{\cos\theta * v_s} - a_p * \text{tg } \theta + \frac{0.058 * v_{fp} * e_p^2}{2} \quad [\text{cm}] \quad (5.45)$$

donde

v_{fp}	velocidad del fluido en el prototipo	[cm/min]
a_p	ancho de las placas	[cm]
θ	ángulo de inclinación de las placas	[°]
v_s	velocidad de sedimentación	[cm/min]
e_p	espesor de las placas	[cm]

Velocidad del Fluido en el Modelo (v_m) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$v_m = \frac{Q_{\text{máx}}}{n_m * e_m * a_m} \quad [\text{cm/min}] \quad (5.46)$$

donde

$Q_{\text{máx}}$	caudal máximo del fluido utilizado en el modelo	[m ³ /min]
n_m	número de placas en el modelo	[adimensional]
e_m	espesor de las placas en el modelo	[cm]
a_m	ancho de las placas en el modelo	[cm]

Velocidad del Fluido en el Prototipo (V_{fp}) (Kawamura, 1981):

$$v_{fp} = \sqrt{F_{rm} * L_p * g} \quad (5.47)$$

donde

F_m	número de Froude	[1/s]
L_p	longitud de las placas	[cm]
g	fuerza de la gravedad	[981 cm/s]

Para el cálculo de longitud de placas, L_p , se supone un valor de éstas, se introduce en la ecuación (5.47) para obtener v_{fp} , y éste se introduce en la ecuación (5.41). Este procedimiento se realizará hasta que la longitud supuesta de las placas se asemeje a la calculada en la ecuación (5.41).

Constantes Empíricas (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$V_o = 367.2 - 1476 \times (IVL) \quad (5.48)$$

$$K = 0.426 - 0.00384 \times (IVL) + 0.0000543 \times (IVL) \quad (5.49)$$

donde

V_o	Constante del volumen inicial de lodos	[cm ³]
K	Constante para el volumen de lodo sedimentado	[cm ³]

Índice Volumétrico de Lodos (IVL) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$IVL = \frac{VLS}{C_{sts}} \quad (5.50)$$

donde

VLS	volumen de lodo sedimentado	[cm ³]
C_{sts}	concentración de sólidos totales	[g/l]

Flujo de Sólidos Máximo (FS_{max}) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$FS_{max} = 0.54 \times \frac{V_o}{K} \quad [cm^3/min] \quad (5.51)$$

donde

V_o	constante empírica	[cm ³]
-------	--------------------	--------------------

Velocidad de Sedimentación (V_s) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$V_s = \frac{FS_{max}}{C_{sts}} \quad [cm/min] \quad (5.52)$$

donde

FS_{\max} flujo de sólidos máximo [cm³/min]

Número de Placas(n_p) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$n_p = \frac{A_{ts}}{a_p \times L_p \times \cos \theta} \quad (5.53)$$

Flujo de Sólidos de Diseño (FS_{dis}) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$FS_{\text{dis}} = 0.45 \times FS_{\max} \quad [\text{cm}^3/\text{min}] \quad (5.54)$$

Área Requerida para el Espesamiento (A_e) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$A_e = \frac{Q \times C_{\text{sts}}}{FS_{\text{dis}}} \quad [\text{cm}^2] \quad (5.55)$$

Área Requerida para la Clarificación (A_c) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$A_c = A_e \times \frac{0.8}{0.2} \quad [\text{cm}^2] \quad (5.56)$$

El área requerida para la clarificación representa el 80% del área total de sedimentación.

Área Total de Sedimentación (A_{ts}) (Grau y Andarcia, *op. cit*):

$$A_{ts} = 1.4 (A_e + A_c) \quad [\text{cm}^2] \quad (5.57)$$

5.6.4 Sedimentadores Secundarios

Los tanques de sedimentación secundaria se diseñan para eliminar la totalidad de los lodos producidos por los procesos biológicos.

Aunque cada sistema requiere de un diseño particular, en la tabla 5.11 se muestran algunos valores recomendados por la EPA (1975) para la carga superficial de sedimentadores usados a continuación de sistemas de tratamiento secundario.

Tipo de tratamiento	Carga hidráulica superficial $m^3/m^2 \cdot d$		Carga de sólidos, $kg/m^2 \cdot d$		Profundidad m
	Media	Máxima	Media	Máxima	
Sedimentación a continuación del proceso de lodos activados, excepto en aireación extendida	16.3 - 32.6	40.8 - 81.6	94 - 141	234	3.7 - 4.6
Sedimentación a continuación del proceso de lodos activados con aireación extendida	8.15 - 16.3	32.6	23 - 117	163	3.7 - 4.6
Sedimentación a continuación de lodos activados usando aireación con oxígeno	16.3 - 32.6	40.8 - 81.6	117 - 164	234	3.7 - 4.6
Sedimentación a continuación de filtros rociadores	16.3 - 24.5	40.8 - 81.6	70 - 117	187.44	3 - 3.7

Figura 5.11 Carga hidráulica superficial, carga de sólidos y profundidad para sedimentadores secundarios (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Para los sedimentadores usados a continuación de sistemas de discos biológicos rotatorios se pueden usar los valores indicados en la tabla 5.12:

Tipo de tratamiento	Carga superficial, $m^3/m^2 \cdot d$		Carga de sólidos, $kg/m^2 \cdot d$		Profundidad m
	Media	Máxima	Media	Máxima	
Sedimentación a continuación de discos biológicos rotatorios:					
Efluente secundario	16 - 32.5	40.7 - 48.8	94 - 140.4	234	3.0 - 4.5
Efluente nitrificado	16 - 24.4	1.356 - 40.7	70.3 - 117	187	3.0 - 4.5

Figura 5.11 Información típica de diseño para sedimentadores secundarios (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.7 PROCESOS DE FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO.

En el tratamiento de las aguas residuales, el proceso de flotación se usa en diversas industrias, como la automotriz, la petrolera o en sistemas municipales, para eliminar distintos tipos de contaminantes, entre los cuales se encuentran las grasas y aceites suspendidos, o en el caso de la industria papelera para la eliminación de fibras de celulosa y sólidos suspendidos (Quigley & Hoffman, 1965). En algunos casos pueden utilizarse floculantes (API, 1963) para incrementar con ello la remoción, tal y como se muestra en la tabla 5.13.

Concentración de aceite en el influente (mg/l)	Concentración de aceite en el efluente (mg/l)	% de eliminación	Adición de reactivos**	Forma geométrica
1930	128	93	Si	Circular
580	68	88	Si	Circular
170	52	70	No	Circular
125	30	71	Si	Circular
100	10	90	Si	Circular
133	15	89	Si	Circular
94	13	86	Si	Circular
105	26	78	Si	Rectangular
68	15	75	Si	Rectangular
638	60	91	Si	Rectangular
153	25	83	Si	Rectangular
75	13	82	Si	Rectangular
61	15	75	Si	Rectangular
360	45	87	Si	Rectangular
315	54	83	Si	Rectangular

** Producto químico agregado: sulfato de aluminio. Dosis: 100 a 130 mg/l.

Tabla 5.13 Datos de comportamiento de unidades de flotación con aire (API, 1963)

En algunos estudios realizados se ha podido observar que el valor de la DQO y la DBO pueden abatirse mediante este tipo de tratamientos (Vail, 1961).

El proceso de flotación con aire disuelto se utiliza para producir un grado de separación entre los distintos componentes debido a su diferencia de densidades, ya que para algunos contaminantes su densidad es aproximadamente la del agua. Este proceso asegura una densidad promedio de dichos aglomerados, con valores menores a los del agua (Quigley & Hoffman, *op. cit.*). Esto se logra al introducir burbujas gaseosas dentro de la fase líquida, por cualquiera de los siguientes métodos (Chambers & Cottrell, 1976):

- Flotación con aire disuelto (**FAD**), en este proceso la corriente de agua de desecho se somete a presión (30 a 50 psig) y se satura con aire, manteniéndose esta condición durante 1 ó 2 minutos en un tanque de

retención. Posteriormente se disminuye la presión hasta condiciones atmosféricas en la cámara de flotación (tiempo de retención de 10 a 15 minutos), con lo que se origina una liberación de burbujas microscópicas las cuales forman aglomerados con las partículas en suspensión, haciendo que estas suban a la superficie a una velocidad entre los 0.15 y 0.30 m/min. Las partículas flotadas forman en la superficie una especie de nata la cual es posteriormente eliminada (desnatada).

- Flotación con aire inducido (FAI), en este método el aire se disuelve solo en una parte de la corriente clarificada que es recirculada. Esta corriente se inyecta en uno o varios puntos de la cámara de flotación, con lo cual se produce la liberación de burbujas que arrastran a las partículas de contaminantes a la superficie. aireación a presión atmosférica (Figura 5.17).
- Flotación con vacío, el líquido es saturado con aire a presión atmosférica y entonces es cuando se aplica el vacío.
- Electroflotación, proceso que consiste en generar burbujas por electrólisis (Cooke, 1975).

Dentro del proceso de flotación con aire disuelto se encuentra la variante de la microflotación, la cual combina los beneficios de la floculación química con un método de generación de burbujas de aire, por medio del cual pueden eliminarse impurezas de tamaño coloidal³³ (Cassell *et. al.*, 1971). La técnica para medir el tamaño de la partícula en la microflotación, fue introducida en 1965 (Cassell *et. al.*, 1975) y puede distinguirse del proceso de flotación por requerir muy baja velocidad de flujo de aire, pocas burbujas y heterocoagulación de la dispersión coloidal con hidróxido metálico. Este proceso utiliza floculantes, como el sulfato de aluminio, así como ácidos (ácido sulfúrico o mezclas de ácido nítrico y ácido fluorhídrico) o bases para ajustar el valor del pH.

Una unidad de flotación entra en funcionamiento una vez que a las aguas residuales se les ha eliminado los sólidos de mayor tamaño lo cual se puede llevar a cabo mediante un sistema de rejillas. Posteriormente se ajusta el pH y adicionan los floculantes químicos, de ahí fluye a un tanque, en el cual se inyecta el aire que se disuelve bajo presión hidrostática y que airea la corriente de alimentación.

El tanque se encuentra dividido para separar el agua que desciende de la que asciende. El aire no disuelto se eleva contra la corriente del agua que desciende y esto incrementa la saturación del aire. El agua que asciende por el otro lado del pozo está por tanto saturada de aire, pero libre de burbujas de aire no disuelto. Como la presión hidrostática desciende, el aire disuelto se libera como burbujas microscópicas que se adhieren a los sólidos. Las impurezas son llevadas a la

³³Entre este tipo de impurezas se encuentran el ácido húmico, sílica, poliestireno y bacterias (Cassell *et. al. op. cit.*).

superficie donde son eliminadas. En caso de que se desee incrementar la eficiencia del proceso pueden adicionarse electrolitos para mejorar la hidrofobicidad de los sólidos.

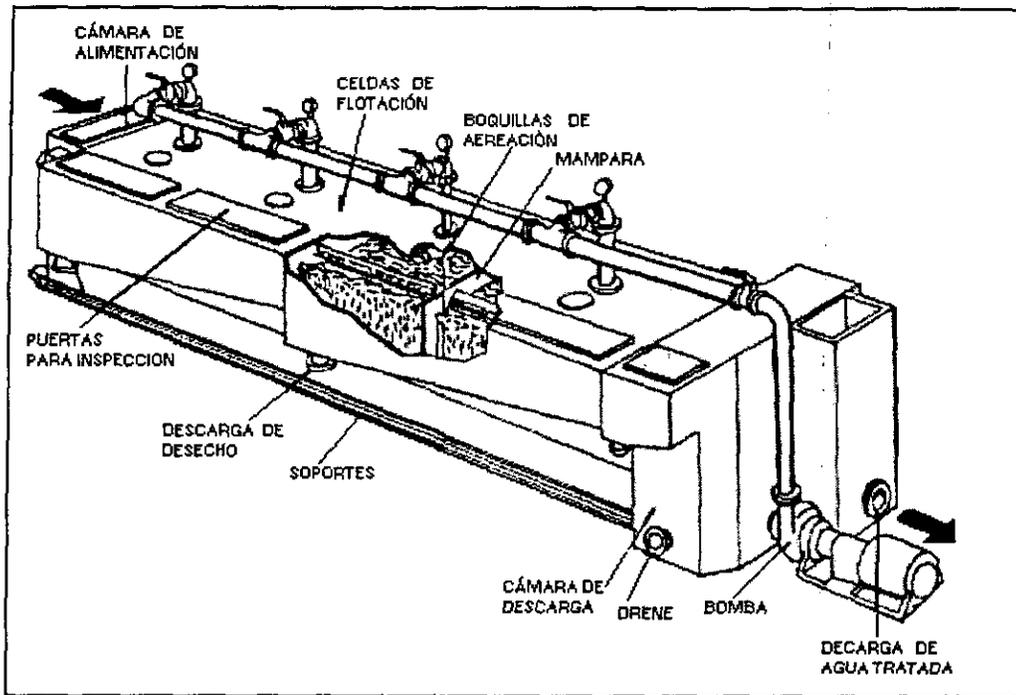


Figura 5.17 Unidad de microflotación por aire inducido (FAI) (Picazo, 1983).

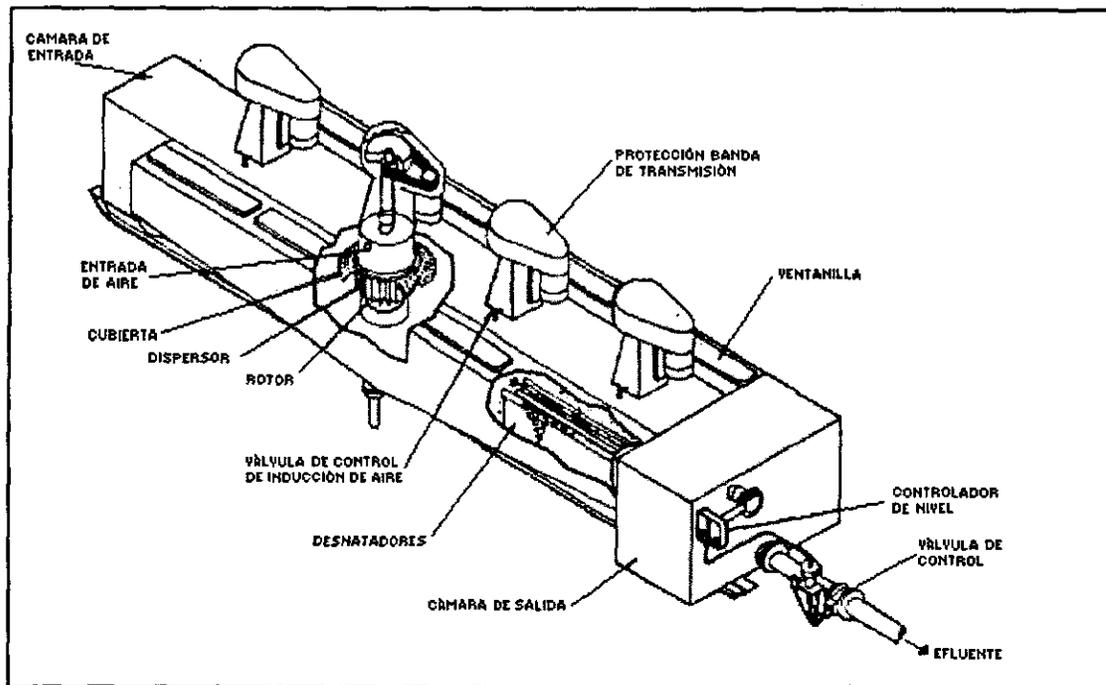


Figura 5.17a Unidad de microflotación por aire inducido (FAI) (Picazo, *op. cit.*).

5.7.1 Elementos de Diseño

Los parámetros de diseño para cualquier proceso de flotación están basados en (Chambers & Cottrell, *op. cit*):

- el grado de adhesión de una partícula típica (material a eliminar) y el tamaño promedio de la burbuja de aire presente,
- la flotabilidad de la partícula con la burbuja o burbujas que se adhieren a ella.

Estos parámetros dependen en gran parte de la composición y variaciones de los efluentes, por lo que deben obtenerse llevando a cabo pruebas de laboratorio y/o en plantas piloto (Franzen *et. al.*, 1972). Entre los parámetros más importantes a determinar durante dichas pruebas se encuentran los indicados en la tabla 5.14:

Parámetro	Unidades de diseño	Valor para planta piloto	Valor para planta industrial
Velocidad de alimentación	m ³ /día	60.64	113700
Presión de aire recirculado	% de alimentación	26.0	25.0
Flujo total	m ³ /min•m ²	0.05	0.16
Presión de saturación de aire	kg/m ²	703.04	704.04
Coagulante utilizado ¹	ppm	30 a 50	30 a 50
Poliectrolito utilizado	ppm	0.2	0.2
Velocidad del floculador (circular)	m/s	0.4	0.3 a 0.9
Tiempo de retención del floculador	min	11.8	18.0
Tiempo de retención de flotación	min	13.7	19.5

¹ El coagulante reportado es hidróxido de aluminio

Tabla 5.14 Parámetros de diseño para proceso de flotación mediante aire disuelto (Franzen *et. al.*, 1972).

Dentro de las consideraciones más importantes en este tipo de proceso de tratamiento se encuentran las indicadas a continuación (Picazo, *op. cit*):

- La cantidad de aire introducido en las corrientes de entrada del agua residual debe ser el valor máximo posible,
- En la cámara de flotación se requiere minimizar o inclusive eliminar toda corriente de aire que produzca turbulencia y remolinos,

- Es necesario evaluar las condiciones óptimas de diseño hidrodinámico de todo el proceso, poniendo especial énfasis en la cámara de flotación,
- En caso de requerirse el uso de coagulantes, éstos deben seleccionarse en función de su eficiencia y costo. La eficiencia debe determinarse de acuerdo a su comportamiento en pruebas de laboratorio o planta piloto.
- El tipo de dispositivo de eliminación de los materiales flotados para la cámara de flotación, requiere ser seleccionado de acuerdo al tipo de ellos: sólidos, fibras, grasas y aceites, entre otros.

Bratby & Maraise (1975), proponen tres métodos para determinar la cantidad de aire introducido utilizando para ello gráficas. La cantidad de aire utilizado depende del tiempo de retención y de la presión de la bomba centrífuga utilizada.

De acuerdo a las características propias de cada tipo de agua residual se aplicará uno u otro tipo de proceso de tratamiento. Las Figuras 5.18 y 5.19 muestran diagramas de flujo aplicables a aguas residuales procedentes de la industria papelera y agua con un alto contenido de materia orgánica.

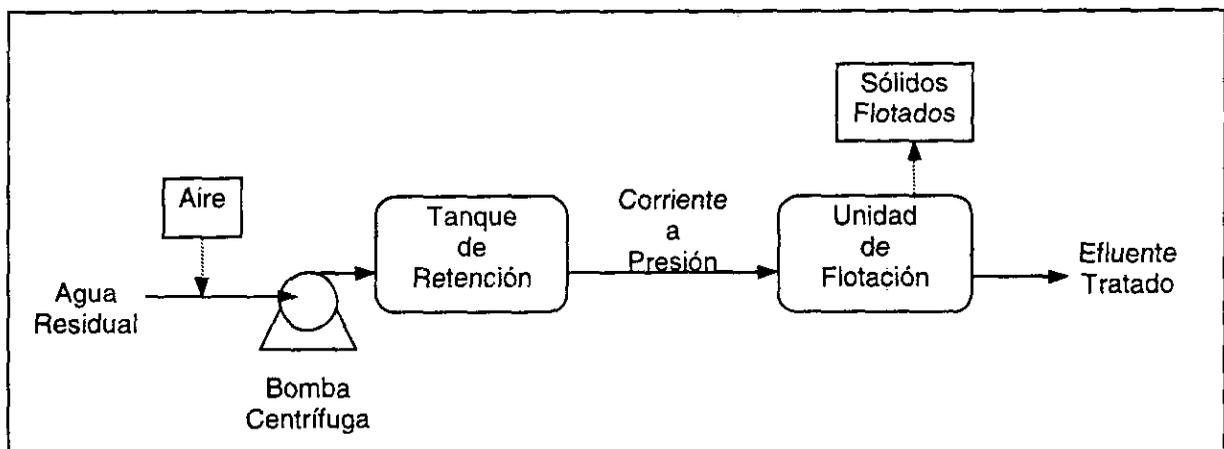


Figura 5.18 Diagrama de flujo de un sistema de flotación usando presión completa (Fernández, 1992).

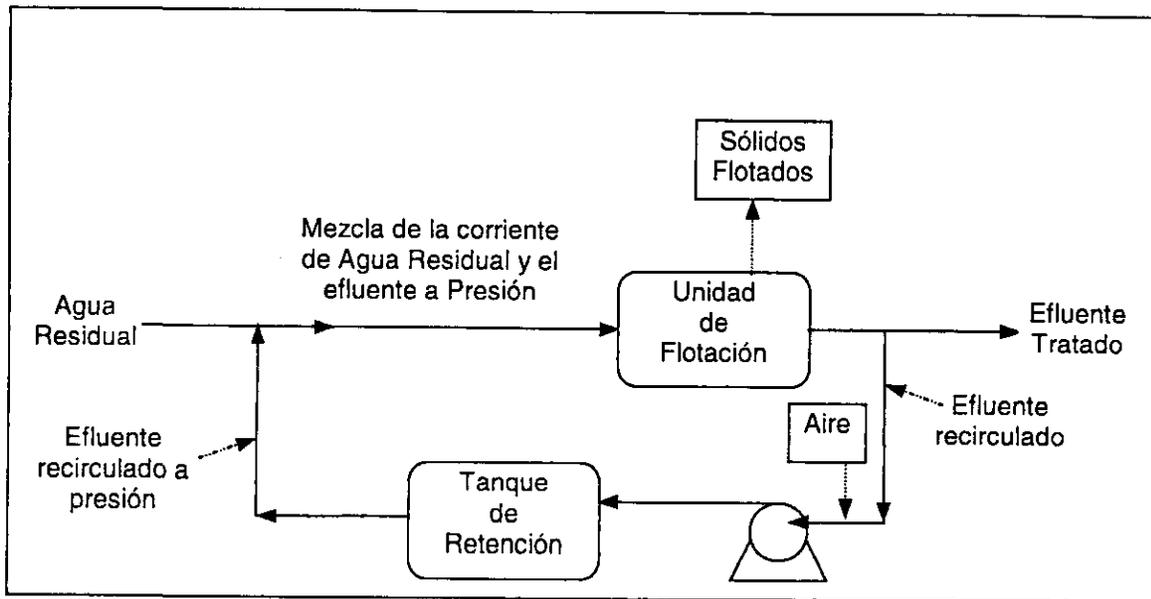


Figura 5.19 Diagrama de flujo de un sistema de flotación usando efluente a presión y recirculación (Fernández, *op. cit.*).

Como se mencionó antes, las características del agua residual determinarán en forma específica la selección y disposición de las unidades de tratamiento. En el caso del agua residual con altos contenidos de aceites, como es el caso de las refinerías, se hacen recomendaciones específicas acerca de los equipos necesarios (Gray, 1975), lo cual se muestra en la tabla 5.15.

Unidad	Tiempo de retención (min)	Velocidad superficial ($m^3/día/m$)	Lodos (kg/m^3)
Tanque de mezcla química	2 a 10	----	----
Tanque de floculación	30 a 90	----	----
Flotación por aire disuelto - Clarificador	10 a 40	18.6 a 93.3	5 a 20
Sedimentador (opcional)	24 a 48 hr	4.9 a 11.2	12 a 30

Tabla 5.15 Criterios de diseño para corrientes de aguas residuales que contienen aceites (Gray, 1975).

En aquellos casos en que los sólidos a eliminar no son lo suficientemente grandes para ser flotados por medio de las burbujas de aire, se pueden adicionar floculantes para formar con ello agregados que faciliten el proceso de flotación (Gray, *op. cit.*). Algunos de ellos así como las dosis recomendadas se muestran en la tabla 5.16.

Químico	Rango de Dosis (mg/l)
Alumbre	100 a 750
Cal	200 a 1000
Polímero orgánico	0.5 a 2.0
Carbón activado	50 a 500

Tabla 5.16 Coagulantes usados en el proceso de flotación por aire (Gray, *op. cit.*).

Las eficiencias de remoción de contaminantes al usar este tipo de proceso, para las industrias seleccionadas en éste estudio son las indicadas en la tabla 5.17.

Tipos de desecho	Sólidos Suspendidos en la corriente de entrada (mg/l)	Reducción obtenida %	DBO ₅ en la corriente de entrada	Reducción obtenida %
Industria Petrolera: Refinerías	441	95	---	---
Empacado de alimentos enlatados: pescados y mariscos	1400	85.6	1225	67.3
Fábricas de papel	1180	97.5	210	62.6

Tabla 5.17 Eficiencia de la flotación por aire inducido en el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales industriales (Nemerow, *op. cit.*).

La separación de materiales por medio de las diferencias en densidades puede expresarse en forma matemática mediante una serie de ecuaciones. Para este trabajo en particular, se analizará lo relacionado a la flotación de aceite por medio de flotación con aire en separadores, los cuales pueden ser rectangulares o circulares.

Los separadores consisten básicamente en un cuerpo o sección principal, la cual de acuerdo al flujo de agua residual que se maneja y dimensionamiento que éste tiene, debe proporcionar al residuo el tiempo de retención suficiente para lograr que el aceite flote y pueda ser retirado por medio de rastras o por medio de un tubo ranurado (API, *op. cit.*).

Cuando una partícula se mueve libremente en el seno de un líquido y está sometida a la fuerza de gravedad (g), la velocidad de ascenso o sedimentación se convierte en un valor constante cuando el peso de la partícula es igual a la resistencia de su movimiento, es decir, la resistencia al movimiento de una partícula en un medio líquido, es igual al peso específico de la partícula cuando ésta ha alcanzado su velocidad final (API, *op. cit.*).

La ecuación general propuesta por Newton, para la resistencia al movimiento, D_f , es:

$$D_f = C * A * \frac{\delta_w v^2}{2} \quad [\text{dinas}] \quad (5.58)$$

donde

C	coeficiente de arrastre	[adimensional]
A	área proyectada de cada partícula	[cm ²]
δ_w	densidad del agua	[g/cm ³]
v	velocidad final de la partícula (gota de aceite) en el medio líquido (agua)	[cm/s]

La ecuación que describe la resistencia al movimiento de una partícula esférica pequeña con respecto a su velocidad final es:

$$D_f = 3 * \pi * v * D * \mu \quad (5.59)$$

donde

μ	viscosidad absoluta del agua residual a la temperatura de diseño	[poise]
D	diámetro de la partícula (gota de aceite)	[cm]

Por otra parte, se tiene la ecuación que define el peso efectivo de una partícula esférica:

$$W = \frac{\pi * D^3}{6} * g * (\delta_w - \delta_o) \quad (5.60)$$

donde

W	peso efectivo de la partícula (gota de aceite) en el medio líquido (agua)	[dinas]
δ_o	densidad de la partícula (gota de aceite)	[g/cm ³]
δ_w	densidad del agua	[g/cm ³]
g	aceleración de la gravedad	[9.81 m/s ²]

Si se igualan las ecuaciones 5.59 y 5.60 haciendo $W = D_f$, se obtiene una nueva relación para la velocidad final de la partícula (gota de aceite) en el medio líquido (agua), v , a la cual se denominará como v_t y que se define como la velocidad de ascenso de las gotas de aceite en el agua residual, lo cual se expresa como:

$$v_t = \frac{g * D^2}{18 * \mu} (\delta_w - \delta_o) \quad (5.61)$$

Esta ecuación es la Ley de Stokes para la velocidad final de partículas esféricas en un medio líquido. Se debería incluir el coeficiente de deformación (C_r) que depende de las viscosidades relativas del aceite y del agua residual, sin embargo, este coeficiente no es necesario calcularlo para fines prácticos, ya que la corrección debe hacerse a la ecuación (5.61) y consiste en dividirla entre C_r . En general el valor de C_r es muy cercano a la unidad y puede omitirse.

Las ecuaciones 5.59 y 5.61 son estrictamente correctas si el número de Reynolds³⁴ de la partícula de aceite en ascenso (basado en el diámetro de la partícula) es menor a 0.5. Sin embargo, la desviación de la Ley de Stokes es ligera y prácticamente despreciable para fines reales.

La aplicación de la ecuación 5.61 ha sido ampliamente investigada y se ha determinado experimentalmente que los diseños de los separadores de aceite en aguas residuales deberían basarse en velocidades de ascenso de glóbulos de aceite con diámetros de 0.015 cm. debido a que se han encontrado datos de separación satisfactorios cuando se tiene este diámetro de partícula. Con esto y realizando algunas sustituciones en la ecuación 5.61 se obtiene la ecuación 5.62:

$$v_t = \frac{(0.015 \text{ cm})^2 (981 \text{ cm/s}^2)}{18} * \frac{1 \text{ ft}}{30.5 \text{ cm}} * \frac{60 \text{ s}}{1 \text{ min}} * \frac{1 \text{ g}}{\text{cm}^3} * \frac{\delta'_w - \delta'_o}{\mu}$$

por lo cual la ecuación (5.61) toma las unidades indicadas a continuación:

$$v_t = 0.0241 * \frac{\delta'_w - \delta'_o}{\mu} \left[\frac{\text{g} * \text{ft}}{\text{s} * \text{cm} * \text{min}} \right] \quad (5.62)$$

si $\text{poise} = \frac{\text{g}}{\text{s} * \text{cm}}$ entonces:

$$v_t = 0.0241 * \frac{\delta'_w - \delta'_o}{\mu} \left[\frac{\text{ft}}{\text{min}} * \text{poise} \right] \quad (5.63)$$

donde

v_t	velocidad de ascenso del glóbulo de aceite (0.015 cm de diámetro) en agua residual	[ft/min]
δ'_w	densidad relativa del agua residual a la temperatura de diseño	[g/cm ³]
δ'_o	densidad relativa del aceite a la temperatura de diseño	[g/cm ³]

³⁴El efecto de turbulencia es evaluado en función del número de Reynolds: $Re = \frac{D * v * \delta}{\mu}$, donde

Re = Número de Reynolds [adimensional], D = diámetro de la partícula [cm], v = velocidad [cm/s],
 δ = densidad del fluido g/cm³, μ = viscosidad [poise = g / (cm*s)] (Treyball, 1988).

Si el valor de 0.0241 es considerado como un valor constante ($K = 0.0241$) la ecuación 5.63 puede ser escrita como se indica a continuación:

$$v_t = K * \frac{\delta'_w - \delta'_o}{\mu} \quad (5.64)$$

En la ecuación 5.64 es valor de la constante depende del sistema de unidades empleado. Los valores que son más comúnmente usados para esta constante son los indicados a continuación:

k	Unidades
0.02410	ft/min
0.01226	cm/s
0.44136	m/hr

Tabla 5.18 Valor de la constante (k) para la ecuación de la velocidad de ascenso del glóbulo de aceite (0.015 cm de diámetro) en agua residual (API, *op. cit*).

Los datos de densidad y viscosidad del agua residual y del aceite deben determinarse directamente y utilizar para el diseño información lo más reciente posible, sin embargo, en caso de no poder hacer dicha determinación pueden utilizarse los datos teóricos reportados en publicaciones técnicas (API, *op. cit*).

5.7.2 Separadores Rectangulares tipo API³⁵

La ecuación 5.64 es aplicable a separadores rectangulares y con flujo uniforme, no turbulento³⁶. El diseño de éste tipo de separadores se basa en el cálculo de tres variables principales (área mínima horizontal, sección mínima transversal vertical y la relación mínima de profundidad - ancho) y en cinco reglas deducidas por la investigación (API, *op. cit*).

Cálculo del área mínima horizontal

En un separador ideal, en el cual no hubiera turbulencia, la eliminación de una suspensión agua - aceite sería función del gasto de descarga, dividido entre el área superficial del separador, es decir, de la velocidad de inundación en el mismo.

³⁵Para este trabajo se analizan con mayor profundidad las bases de diseño de los separadores tipo API, ya que estos se incluyen en el Sistema de Cómputo SIDIPTARI.

³⁶Para determinar el tipo de flujo (turbulento o laminar) se utiliza el valor del Número de Reynolds (Re): Flujo laminar si $4 < Re \leq 1000$, Flujo turbulento si $Re > 1000$ (Bird *et. al*, 1987).

Cualquier partícula de aceite cuya velocidad de ascenso sea mayor o igual a la velocidad de inundación, podrá ser separada, o bien, cualquier partícula con v_a mayor o igual al tirante de agua en el separador dividido entre el tiempo de retención (ecuación 5.65), alcanzará la superficie aunque inicie su viaje desde el fondo de la cámara del separador.

$$v_t \geq \frac{h}{t_r} \quad (5.65)$$

donde:

h	tirante de agua en el separador	[m ²]
t _r	tiempo de retención del agua residual en la cámara del separador	[adimensional]

De esta manera se puede calcular el área requerida para separar el aceite del agua residual, tal y como se indica en la ecuación 5.66:

$$L \cdot a = \frac{Q}{v_t} \quad (5.66)$$

donde:

L	longitud del separador	[m]
a	ancho del separador	[m]

La ecuación 5.66 es independiente de la profundidad del separador, y es aplicable para aquellos casos de separadores ideales. En pruebas experimentales se ha encontrado que existe un factor adimensional que toma en cuenta los efectos de corto circuito y turbulencia.

Un factor con valor de 1.2 se recomienda usar para efectos de corto circuito (F_s). En aquellos casos en que se considera a la turbulencia (F_t), Camp (Picazo, *op. cit*) mostró que dicho factor se incrementaba al crecer la relación entre la velocidad horizontal (v_h) y la velocidad de ascenso de la partícula (v_t), es decir la relación v_h/v_t , tal y como se muestra en la tabla 5.19.

v_h/v_t	F_t
3	1.07
6	1.14
10	1.27
15	1.37
20	1.45

Tabla 5.19 Relación entre las velocidades horizontal y de ascenso (v_h/v_t) y el factor de turbulencia (F_t) (Picazo, *op. cit*).

A partir del producto de F_s y F_t se obtiene el factor F , que es el que considera los efectos de turbulencia y corto circuito y se usa para modificar la ecuación 5.66 y obtener la ecuación 5.67.

$$A_h = F * \frac{Q}{v_t} \quad (5.67)$$

donde

A_h	área mínima horizontal	$[m^2]$
F	coeficiente que considera los efectos de turbulencia y corto circuito hidráulico	[adimensional]
Q	gasto del agua residual	$[m^3/hr]$
v_t	velocidad de ascenso del glóbulo de aceite (0.015 cm de diámetro) en agua residual	$[m/hr]$

El área mínima horizontal del separador está en función de la longitud y ancho del mismo, tal y como lo muestra la ecuación 5.66. A partir de ésta y la ecuación 5.67 se tiene:

$$A_h = L * a = F * \frac{Q}{v_t} \quad (5.68)$$

si

$$A_t = \frac{Q}{v_h} \quad (5.69)$$

entonces

$$Q = v_h * A_t$$

donde:

A_t	área transversal del separador	$[m^2]$
v_h	velocidad horizontal de flujo	$[m/hr]$

y a su vez

$$A_t = L * a \quad (5.70)$$

estas pueden sustituirse en la ecuación 5.68, obteniéndose así la ecuación 5.71:

$$L = F * \frac{Q}{a * v_t} = F * \frac{v_h * A_t}{a * v_t} = F * \frac{v_h * a * p}{a * v_t}$$

$$L = F * p * \frac{v_h}{v_t} \quad (5.71)$$

La ecuación 5.71 permite calcular la longitud real del separador.

Cálculo de la sección mínima transversal vertical

El cálculo del área mínima de la sección transversal vertical se hace para limitar la extensión en la cual la turbulencia pueda afectar la operación del separador. Estos efectos de turbulencia se incrementan, como se mencionó anteriormente, al aumentar la relación v_h/v_t . Es posible compensar los efectos de turbulencia disminuyendo la velocidad de inundación. Esto se logra fijando un máximo en la relación de velocidades (v_h/v_t) y en la velocidad horizontal media (v_h).

Para determinar el área transversal del separador se utiliza la siguiente ecuación:

$$A_t = \frac{Q}{v_h} \quad (5.72)$$

donde

A_t	área mínima de la sección transversal vertical	$[m^2]$
v_h	velocidad horizontal de flujo	$[m/hr]$

No existe ninguna teoría en particular para poder fijar en forma exacta los valores de la velocidad de ascenso de la partícula (v_t) y la velocidad horizontal de flujo (v_h), pero se ha encontrado a través de operar con este tipo de operadores (API, *op. cit*) que los valores de $v_h/v_t = 15$ y $v_h = 0.91$ m/min son los más adecuados para hacer que los equipos operen bien y sean económicos. En aquellos casos en que el aceite a separar es muy ligero o existen flujos pequeños, se ha utilizado para diseño $v_h = 0.30$ m/min (API, *op. cit*).

En cuanto al valor de la velocidad horizontal (v_h), se recomienda que ésta no debe ser mayor a 15 veces la velocidad de ascenso (v_a) ni exceder una velocidad de 54.86 m/hr. En todo caso el valor recomendado es el menor para cualquiera de los dos indicados.

Relación mínima de Profundidad - Ancho

La relación entre el ancho del tanque de flotación y el valor mínimo de profundidad se recomienda que debe ser mayor o al menos igual a 0.3, lo cual queda expresado según la siguiente ecuación (Picazo, *op. cit*):

$$\frac{p}{a} \geq 0.3 \quad (5.73)$$

donde

p profundidad para contener el agua residual en el separador [m]
 a ancho de la cámara del separador [m]

En aquellos casos en que los costos lo permitan, la relación p/a puede tomar un valor máximo de hasta 0.5.

Las recomendaciones de diseño a considerar para esta relación son las siguientes:

Parámetro	Valor mínimo	Valor máximo
Profundidad (p)	0.91 m (3 ft)	2.4 m (8 ft)
Ancho (a)	1.8 m (6 ft)	6.1 m (20 ft)

Tabla 5.20 Valores recomendados para el ancho y la profundidad de tanques de separación por flotación (API, *op. cit.*).

Profundidad (p): En cuanto al valor máximo de la profundidad del separador, se recomienda que éste no exceda de los 2.4 m (8 ft).

Número y dimensiones básicas de los canales de un separador

Según el volumen de aguas residuales que se busca tratar, se puede hacer necesario el uso de dos o más celdas para la separación por flotación. Algunas de las limitaciones que hay que tomar en cuenta al manejar varios equipos, si son colocados en paralelo, son las siguientes (Picazo, *op. cit.*):

- Los canales del separador equipados con rastras para la limpieza de material flotado, no deben exceder de un ancho de 6.1 m (20 ft).
- El efecto de agitación que causan estas rastras fija, como una recomendación práctica, que la profundidad mínima del agua para operar dichas rastras es de 0.91 m (3 ft).
- Se recomienda el uso de secciones paralelas en los separadores, de tal forma que sea posible sacar algunas de estas secciones de operación para darles mantenimiento.

Las unidades circulares de flotación se recomiendan cuando se tiene agua con un alto contenido de sólidos o aguas corrosivas con bajo contenido de sólidos.

5.8 SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

5.8.1 Procesos de Tratamientos Biológico

Los procesos de tratamiento biológico consisten en el control del medio ambiente de los microorganismos de modo que se consigan condiciones de crecimiento óptimo. Dependiendo de éstos y de las características del agua residual se puede remover hasta más de un 60% de los contaminantes.

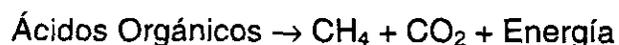
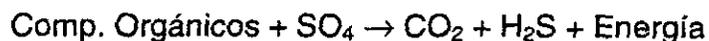
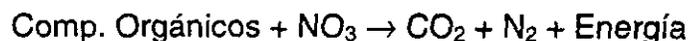
En general existen 5 grupos principales de tratamiento biológico (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

- Procesos aerobios
- Procesos anaerobios
- Procesos anóxicos
- Procesos aerobios, anaerobios y anóxicos combinados, y
- Procesos de lagunaje.

Los anteriores se pueden dividir, a su vez, dependiendo si el tratamiento se lleva a cabo en sistemas de cultivo en suspensión, en sistemas de cultivo fijo o en sistemas resultantes de la combinación de ambos. Las principales aplicaciones de estos procesos son (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

- ⇒ La eliminación de la materia orgánica carbonosa del agua residual, normalmente medida como DBO (DBO₅ o DBO_{total}), carbono orgánico total (COT) o demanda química de oxígeno (DQO),
- ⇒ Nitrificación,
- ⇒ Desnitrificación,
- ⇒ Eliminación de fósforo, y
- ⇒ Estabilización de lodos

En el caso de las reacciones aerobias, éstas dependen en su totalidad de la adición de oxígeno al sistema de tratamiento, tal y como lo muestran las siguientes ecuaciones (Choudhury, 1990):



Los procesos aerobios, como son los lodos activados, filtros rotatorios o discos biológicos, entre otros, introducen oxígeno para fomentar el crecimiento y

reproducción de las bacterias, así como la consecuente formación de película biológica o flóculos (los cuales serán depositados y retirados en los tanques de sedimentación).

A su vez, los procesos anaerobios (sin adición de oxígeno) dependen del oxígeno que esté presente y que pueda ser generado por las reacciones del agua residual, para que pueda llevarse a cabo el crecimiento de los microorganismos con base a su consumo de materia orgánica (Choudhury, *op. cit.*).

5.8.2 Fundamentos del Proceso

La utilización de lodos activados probablemente es el proceso biológico de mayor uso para el tratamiento de las aguas residuales, tanto de tipo municipal como industrial (Winkler, 1986).

El principio básico del proceso consiste en poner las aguas residuales en contacto con una población microbiana mixta (bacterias, protozoarios hongos y rotíferos) (Choudhury, *op. cit.*), en forma de suspensión floculenta en un sistema aireado y agitado (González, 1980). La presencia de protozoarios reduce la turbidez y las bacterias producen una disminución de DBO_5 y de la demanda de carbono orgánico (COD), nitrógeno orgánico y sólidos suspendidos; los rotíferos remueven a las bacterias no floculantes, rompen los flóculos demasiado grandes y dan lugar a nuevos núcleos de formación (Choudhury, *op. cit.*).

La materia en suspensión y coloidal se elimina rápidamente de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen luego más lentamente por metabolismo microbiano, (estabilización). En este proceso, parte del material nutriente se oxida a sustancias simples como el anhídrido carbónico (mineralización), y una porción se convierte en una materia nueva celular microbiana (asimilación). Parte de la masa microbiana se descompone también de la misma manera (respiración endógena). El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para la operación de los procesos de adsorción y asimilación. Una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana floculenta conocida como "lodo", se separa del agua residual por sedimentación. El sobrenadante de la etapa de sedimentación es el agua residual tratada y debe encontrarse libre de lodos. Una parte del lodo sedimentado es regresado a la etapa de aireación para mantener la concentración de los lodos en el tanque de aireación al nivel necesario para un tratamiento efectivo y para que actúe como un inóculo microbiano. Los lodos que no son recirculados al sistema, representan la cantidad neta de masa microbiana producida por asimilación en la etapa de aireación (Winkler, *op. cit.*).

El fluido resultante del tratamiento es enviado a un tanque de sedimentación en donde las bacterias forman conglomerados que se depositan en el fondo del tanque (Choudhury, *op. cit.*).

La alimentación de aguas residuales al tanque de aireación pasa comúnmente por un proceso primario de tratamiento, para la remoción de arenas, materiales aceitosos y grasos, y materia sólida gruesa, mediante métodos físicos como el cribado, flotación y sedimentación (Winkler, *op. cit.*).

Al airear las aguas residuales que contiene nutrientes de tipo orgánico, se desarrolla un lodo procedente de los microorganismos ya presentes en ella o que han entrado de la atmósfera. En los lodos formados, en cada tipo de agua residual, debe desarrollarse una amplia variedad de especies microbianas con la finalidad de disponer de un amplio rango de nutrientes que sean utilizados en sus procesos de crecimiento. La proporción de nutrientes removidos por cada uno de los tres mecanismos, absorción, asimilación y mineralización, se puede variar en cierto grado por la selección de las condiciones de operación, pero depende también de la composición del agua residual (Winkler, *op. cit.*).

En la etapa de aireación, cuando la mayoría de los nutrientes se removió, los microorganismos tienen a su disposición una cantidad muy limitada de alimento limitando su crecimiento y reproducción. En el caso de las aguas residuales de tipo industrial, la concentración de nutrientes es baja llegando a ser inadecuada para el desarrollo de los microorganismos, por lo que en algunos casos es necesario añadir nutrientes suplementarios. El balance de nutrientes se evalúa por lo general en relación con el contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable, expresado como DBO. Para la operación convencional de un sistema de lodos activados se tienen de 0.03 a 0.06 kg. de nitrógeno por kg. de DBO y de 0.007 a 0.01 kg. de fósforo (como fosfato) por kg. de DBO. En un sistema en donde mayor sea la cantidad de nutrientes asimilada a la biomasa, o bien se mineralice ésta, mayor será la cantidad de nutrientes requerida (Winkler, *op. cit.*).

Existe una variedad de versiones del proceso de lodos activados que consisten en diferentes combinaciones en la forma de operación, regímenes de mezcla, sistemas de aireación y niveles de carga. Las características esenciales del proceso de lodos activados son una etapa de aireación, una etapa de separación y un sistema de recirculación de los lodos recuperados (Figura 5.20).

Los sistemas de aireación usados en la etapa de aireación, se pueden dividir de un modo general en:

- a) aireación con burbujas, o con "difusores",
- b) aireación mecánica, por lo general aireadores superficiales, de impulsores con aspersión, ó
- c) procesos combinados, que contengan elementos de a) y b).

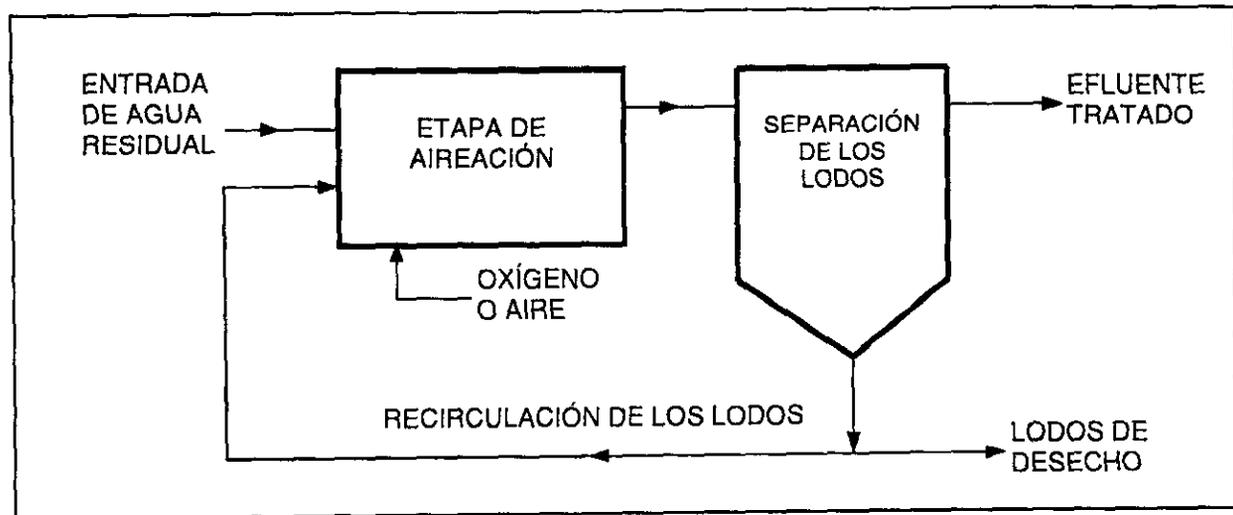


Figura 5.20 Características esenciales de los procesos de lodos activados (Winkler, *op. cit.*).

El modo de operación es en general continuo, a pesar de que hay un modo de dosificación por etapas. El régimen de mezclado puede ser de tipo flujo pistón o de mezclado completo. También se utiliza un sistema de "alimentación escalonada" el cual tiene características de ambos regímenes.

5.8.3 Parámetros de Operación

Entre los parámetros de operación más importantes en un sistema de lodos activados se encuentran los siguientes (González, *op. cit.*):

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5). Indica el contenido o concentración de los nutrientes orgánicos presentes en el agua residual. Se ha establecido que la eficiencia del proceso biológico del tratamiento medido por la remoción de DBO_5 , depende directamente de la relación del peso de los lodos biológicamente activos en el sistema de tratamiento a la DBO_5 aplicada.

Concentración de lodos. Mide la concentración de sólidos en suspensión. De este modo la concentración en el tanque de aireación se puede considerar en términos del valor de los sólidos suspendidos en el licor mezclado.

Tiempo de residencia de los lodos (TRL). Es la cantidad total de sólidos en los lodos del sistema dividida por la tasa de pérdida de sólidos. Éste debe tener en cuenta los sólidos presentes en los lodos de alimentación, en la etapa de separación

y en la tubería asociada así como en la etapa de aireación. La tasa de pérdida debe incluir los sólidos en los lodos arrastrados por el efluente tratado, así como los que se encuentran en la corriente de lodos de desecho. Una aproximación común es la de considerar solamente a los sólidos presentes en el tanque de aireación y en la corriente de lodos de desecho. En tal caso, el tiempo de residencia de los lodos (TRL) está dado por:

$$\text{TRL} = \frac{V_a * \text{SV}_{\text{licor}}}{Q_w * \text{SVS}_{\text{lodos}}} \quad [\text{día}] \quad (5.74)$$

donde

V_a	volumen de líquido en la etapa de aireación (volumen del tanque)	$[\text{m}^3]$
SV_{licor}	sólidos volátiles suspendidos en el licor mezclado	$[\text{g}/\text{m}^3]$
Q_w	flujo de desecho de los lodos	$[\text{m}^3/\text{día}]$
$\text{SVS}_{\text{lodos}}$	sólidos volátiles suspendidos en la corriente de lodos de desecho	$[\text{g}/\text{m}^3]$

En un sistema balanceado donde la cantidad total de lodos se puede considerar como constante durante cierto tiempo, la cantidad de los lodos de desecho es equivalente a la producción neta de lodos. Entonces el TRL es recíproco de la tasa neta de crecimiento específico de los lodos y es, por tanto, una medida de su actividad. Un valor de TRL bajo, implica una alta tasa de crecimiento de los lodos, estableciendo una alta actividad en el metabolismo de los microorganismos. Así el TRL es un parámetro operacional que permite controlar la actividad de los lodos (Winkler, *op. cit.*).

Nivel de carga de la planta. Relaciona varios parámetros basados en la tasa con la que los nutrientes orgánicos entran al sistema, expresado como la cantidad de demanda de oxígeno por unidad de tiempo. El más significativo de estos parámetros es el "factor de carga de los lodos" también conocido como "relación de alimento a microorganismos" (A/M), es decir la razón de alimento a microorganismos expresados como kg. de DBO por kg. de lodos biológicamente activos por día (González, *op. cit.*).

El factor de carga de los lodos (f_m) puede ser calculada mediante la siguiente relación (González, *op. cit.*):

$$f_m = \frac{S_o * Q_i}{V_a * \text{SVS}_{\text{lodos}}} \quad [\text{g DBO}/\text{g de lodos-día}] \quad (5.75)$$

donde

S_o	DBO del agua residual que entra a la etapa de aireación	$[\text{g}/\text{m}^3]$
Q_i	gasto de entrada a la etapa de aireación	$[\text{m}^3/\text{día}]$

SVS_{lodos} sólidos volátiles suspendidos en la corriente de lodos de desecho $[g/m^3]$

En este caso, la carga de nutrientes orgánicos (Q_n) que entran al sistema de aireación se calcula como:

$$Q_n = S_o * Q_i \quad [g/día] \quad (5.76)$$

Como la razón de alimentos a microorganismos interviene en la determinación de la actividad de los lodos, debe estar relacionada con el tiempo de residencia de los lodos. Cualitativamente, si la actividad de los lodos aumenta debido al incremento en la disponibilidad del nutriente, la tasa de los lodos desechados debe aumentar, reduciendo así el tiempo de residencia de los lodos. Por lo tanto, la relación A/M aproximadamente, inversamente proporcional al tiempo de residencia de los lodos (Winkler, *op. cit.*).

El proceso convencional de lodos activados usa una relación A/M que varía de 0.15 a 0.4 con un período de aireación de aproximadamente 6 horas (Reynolds & Richards, *op. cit.*). Los sólidos biológicos resultantes no están completamente oxidados, no son estables y tienen que ser dispuestos por medios adicionales al proceso de tratamiento. Con una razón A/M de 0.05 a 0.20 y 24 horas de aireación ocurre una digestión de los sólidos. La combinación de lodos activados convencionales más la digestión aerobia da las bases al término de "aireación extendida".

El término "relación de alimento a microorganismos" algunas veces se usa para describir la tasa de remoción de nutrientes por masa unitaria de sólidos de lodos. Así puede determinarse un factor de carga del proceso (f_w):

$$f_w = \frac{Q_i * (S_o - S_e)}{V_a * SVS_{\text{lodos}}} \quad [g \text{ DBO}/g \text{ de sólidos en los lodos-día}] \quad (5.77)$$

donde

S_e DBO residual en el efluente de la etapa de aireación $[g/m^3]$

Tiempo de retención (t_r). Es el tiempo promedio empleado por el agua residual en la etapa de aireación y es, por tanto, el tiempo de contacto entre los lodos y las aguas residuales. En un sistema continuo se puede calcular de la siguiente forma:

$$t_r = \frac{V_a}{Q_i} \quad [día] \quad (5.78)$$

En un sistema continuo de mezcla completa, se pueden usar los términos de tiempo medio de residencia o tiempo hidráulico de residencia, y la tasa de remoción de nutrientes en el proceso es

$$\frac{(S_o - S_e)}{t_r} \quad [\text{g DBO/día}]$$

En un sistema de flujo pistón, las aguas residuales que entran al proceso están diluidas por el reciclaje de la corriente de lodos, de modo que la concentración de nutrientes en el lado de entrada³⁷ (S_1) está dado por:

$$S_1 = \frac{Q_i * S_o + Q_r * S_e}{Q_i + Q_r} \quad [\text{g/m}^3] \quad (5.79)$$

donde

Q_r flujo de la corriente de recirculación de los lodos [m³/día]

En algunos casos se utiliza el término de *carga hidráulica*, el cual representa la tasa de flujo de las aguas residuales en la etapa de aireación por volumen unitario del tanque de aireación en función del tiempo de retención hidráulico.

Razón de recirculación de los lodos (r_c). Se refiere al porcentaje de lodos obtenidos en el sedimentador secundario que son regresados (o recirculados) al tanque de lodos (González, *op. cit.*). Para calcular su valor se emplea la siguiente ecuación:

$$r_c = \frac{SV_{\text{licor}} - 0.23 * a * (S_o - S_e)}{SV_{\text{lodos}} - SV_{\text{licor}}} \quad [\text{adimensional}] \quad (5.80)$$

donde

SV_{licor} sólidos volátiles suspendidos en el licor mezclado [g/m³]
 SV_{lodos} sólidos volátiles suspendidos en los lodos obtenidos en el sedimentador secundario [g/m³]
 a constante experimental
 S_o DBO del agua residual que entra a la etapa de aireación [g/m³]
 S_e DBO residual en el efluente de la etapa de aireación [g/m³]

Tiempo de residencia de los lodos (t_r). Es el tiempo promedio que permanecen los lodos en el tanque de aireación, el sedimentador secundario y el sistema de tuberías que los une a ambos. La forma de calcular el tiempo de residencia de los lodos es la indicada a continuación:

³⁷La tasa de flujo de los lodos es calculada suponiendo que el líquido en la corriente de recirculación tiene la misma concentración de nutrientes que el efluente de la etapa de aireación.

$$t_{rl} = \frac{f \cdot a \cdot (S_o - S_e)}{b \cdot SV_{licor} \cdot (1 + r_c)} \quad [\text{día}] \quad (5.81)$$

f	constante experimental	[adimensional]
a	constante experimental	[adimensional]
b	constante experimental	[1/día]

Los valores de f, a y b son particulares para cada sistema de tratamiento, ya que dependen de las características del agua residual y de la eficiencia de remoción. La forma de determinar sus valores es la siguiente:

$$f = \frac{\text{kg SVS}_{\text{lodos biodegradables producidos}}}{\text{kg SVS}_{\text{lodos totales producidos}}} \quad (5.82)$$

$$a = \frac{\text{kg SVS}_{\text{lodos totales producidos}}}{\text{kg DBO}_5 \text{ total removido}} \quad (5.83)$$

$$b = \frac{\text{kg SV}_{\text{licor oxidados / día}}}{\text{kg SV}_{\text{licor totales en el tanque de aireación}}} \quad (5.84)$$

Relación alimento/microorganismo (A/M). Esta relación se calcula usando la siguiente ecuación:

$$A/M = \frac{S_o}{SV_{licor} \cdot t_r} \quad [\text{día}^{-1}] \quad (5.85)$$

donde

t_r tiempo de retención [día]

Requerimientos de oxígeno (R_{O_2}). La cantidad de oxígeno usado en el tratamiento o utilizado por día por unidad de volumen del agua tratada en el tanque de aireación, esta dada por la siguiente ecuación (González, *op. cit*):

$$R_{O_2} = a_1 \cdot (S_o - S_e) \cdot Q + b_1 \cdot SV_{licor} \cdot V_a \quad [\text{g/día}] \quad (5.86)$$

donde

a_1	constante experimental	[adimensional]
b_1	constante experimental	[día ⁻¹]
Q	gasto total del tanque de aireación	[m ³ /día]
V_a	volumen de líquido en la etapa de aireación (volumen del tanque)	[m ³]

a_1 y b_1 varían de acuerdo al tipo de agua residual a tratar; sus valores se deben determinar experimentalmente mediante pruebas de laboratorio. Estos valores son calculados de la siguiente forma:

$$a_1 = \frac{\text{kg SVS}_{\text{lodos biodegradables}} \text{ producidos}}{\text{kg DBO}_5 \text{ total removido}} \quad (5.87)$$

$$b_1 = \frac{\text{kg SV}_{\text{licor oxidados}} / \text{dia}}{\text{kg SV}_{\text{licor}} \text{ biodegradables en el tanque de aireación}} \quad (5.88)$$

A su vez, el valor del flujo total de entrada al tanque de aireación³⁸ (Q), es calculado mediante la siguiente ecuación:

$$Q = Q_i * (1 + r_c) \quad [\text{m}^3/\text{día}] \quad (5.89)$$

$$\begin{array}{ll} Q_i & \text{gasto de entrada a la etapa de aireación} \quad [\text{m}^3/\text{día}] \\ r_c & \text{razón de recirculación de los lodos} \quad [\text{adimensional}] \end{array}$$

Las ecuaciones referentes al requerimiento de oxígeno fueron desarrolladas para condiciones estándar por lo que deben ser ajustadas para las condiciones reales de campo que tiene cada equipo en particular.

5.8.4 Procesos con Distintos Niveles de Carga

El proceso de tratamiento por lodos activados puede variar debido a diversos elementos, por ejemplo, el valor de la carga hidráulica. Entre las variaciones más comunes están el tratamiento de alta tasa y el tratamiento convencional.

Tratamiento convencional

En plantas convencionales de lodos activados la carga de los éstos funciona en un intervalo de 0.2 a 0.6 kg/kg-día³⁹. Esto corresponde, a una concentración de 2 a 3 kg/m³ en la etapa de aireación y una carga volumétrica de planta entre 0.5 y 1.5 kg. de DBO por m³ del tanque de aireación por día, para aguas y residuos industriales fácilmente biodegradables.

La producción de los lodos en un tratamiento convencional es del orden de 0.5 kg. (peso seco) por kg. de DBO removida, por lo que casi la mitad de la DBO se asimila a la biomasa y el resto se mineraliza. Los lodos obtenidos en la sedimentación

³⁸El flujo de entrada Q toma en consideración tanto a la entrada del agua residual como el flujo de la recirculación de lodos que proviene del sedimentador secundario (González, *op. cit.*)

³⁹kg. de DBO por kg. (peso seco) de sólidos en los lodos por día.

secundaria son aproximadamente dos veces más concentrados que los lodos en la etapa de aireación, por lo que contienen menos del 1% de los sólidos secos. De esta manera, una producción de lodos de 0.5 kg/1 g de DBO removida representa más de 50 kg de lodos húmedos producidos por kg de DBO removida.

Los valores típicos del tiempo de residencia de los lodos se encuentra en el intervalo de 4 a 10 días. Los tiempos más cortos de retención de lodos corresponden a una tasa específica de crecimiento de casi el 20% por día y una generación⁴⁰ media de 3 a 4 días.

En lo que respecta al hecho de que el consumo de oxígeno refleja el crecimiento así como el metabolismo no asociado con él, éste se ajusta a un tanque de lodos con flujo pistón⁴¹ en donde se tiene un patrón de crecimiento por cargas, con un consumo de oxígeno mayor en el extremo donde entra el agua residual, y que disminuye hacia la salida sin que pase por un máximo intermedio a pesar de que el consumo de oxígeno se nivela hasta cierto punto por la mezcla longitudinal en el tanque de aireación (Winkler, *op. cit.*).

El tiempo de retención para el tratamiento convencional de las aguas negras varía de acuerdo al tipo de agua residual a depurar. Del tiempo total, un 50 a 60% es necesario para la remoción de la DBO y el tiempo restante permite que tenga lugar la nitrificación. Por ejemplo, para aguas residuales procedentes de industria de papel y celulosa, la SARH recomienda tiempos de retención de 3 a 8 horas (SARH, 1976).

El balance apropiado de nutrientes para la operación convencional es de 0.03 a 0.06 de nitrógeno y 0.007 a 0.1 kg. de fósforo por kg. de DBO, lo cual puede ser expresado como una relación DBO:N:P de 100:6:1. El requerimiento de oxígeno para la operación convencional depende de la TRL usada y de la temperatura de operación del sistema. Como la DBO₅ refleja poco de la demanda nitrogenada de oxígeno, los requerimientos de oxígeno son proporcionalmente más altos cuando el tiempo de residencia es lo suficientemente grande para que se efectúe la nitrificación. En general, la proporción de DBO removida es de 90 a 95% (Winkler, *op. cit.*; Incer, 1983).

Tratamiento a alta tasa

El tratamiento de alta tasa se usa como un tratamiento parcial para residuos industriales biodegradables, como las aguas residuales procedentes de las fábricas de alimentos o de procesos de elaboración de papel (SARH, *op. cit.*).

En los procesos de tratamiento a alta tasa, los niveles de carga que se usan son varias veces mayores que los de un proceso convencional, lo que da un rápido

⁴⁰ Algunos autores mencionan al tiempo de generación media como *tiempo de duplicación*.

⁴¹ El tener un flujo pistón o una mezcla completa dentro del tanque de aireación se refiere al tipo de recorrido realizado por el agua residual desde su entrada hasta el punto de descarga.

tratamiento parcial usado como una etapa preliminar que antecede a un proceso de tratamiento posterior. La carga de lodos puede ser de 1 a 5 kg. de DBO / kg. de sólidos de lodos por día, con una tasa volumétrica de carga en el rango de 1.5 a 3.5 kg. de DBO / m³·día. Los lodos están en una fase de crecimiento, con un tiempo de residencia de los sólidos de sólo cerca de 0.5 día o menos. Esto favorece a los organismos de más rápido crecimiento presentes en los lodos, de manera que tienden a ser menos floculentos que para el tratamiento convencional, y puede causar problemas en la sedimentación secundaria. La concentración de lodos en la etapa de aireación es en general más alta, lo que, combinado con el aumento en la actividad de los lodos, da una tasa aumentada de remoción de la DBO. El sistema de aireación usado debe ser capaz de proveer la cantidad de oxígeno necesaria, recomendándose inclusive un nivel más alto para la concentración del oxígeno disuelto.

El tiempo de retención usado puede ser tan corto como 2 horas, lo que da una reducción en la DBO de 60 a 70%. El porcentaje de remoción decrece con el incremento de la carga. La tasa de producción de lodos es también alta, pudiendo ser de 1 kg. lodos / kg. de DBO removido (Winkler, *op. cit*).

Aireación prolongada

Este proceso a veces se llama tratamiento a baja tasa. Sus niveles de carga de lodos son muy bajos (entre 0.03 y 0.1 kg. de DBO / kg. de sólidos de lodos por día) y la carga volumétrica de la planta es alrededor de 0.25 kg. de DBO / m³·día. El tiempo de residencia de los lodos es muy prolongado, llegando a ser hasta de 24 días (Winkler, *op. cit*), provocando que los lodos están dentro de la fase de respiración endógena, donde la descomposición excede el crecimiento de los mismos.

El largo tiempo de residencia de los lodos y la baja carga de éstos implican una baja actividad de los mismos. En algunos casos se usan tiempos de retención de uno a dos días para producir una reducción del 95% en la DBO. La producción de los lodos puede ser tan baja como de 0.2 a 0.3 kg. de sólidos por kg. de DBO eliminada, pero el requerimiento de oxígeno es casi 1.25 veces mayor que la DBO aplicada.

Para el tratamiento de aguas negras por aireación extendida, todo el volumen de agua se trata sin llevar a cabo en forma previa una sedimentación primaria.

5.9 FILTRO ROCIADOR

5.9.1 Procesos de Tratamiento de Película Biológica Fija

Las aguas residuales pueden ser tratadas mediante sistemas de película, es decir, sistemas que estando localizados sobre un medio sólido de soporte desarrollan una capa de microorganismos capaces de biodegradar los compuestos contaminantes en un agua residual.

Cualquier superficie en contacto con un medio nutriente que contenga microorganismos desarrollará una capa biológicamente activa. Estos sistemas pueden ser de dos tipos diferentes (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

- Sistemas en donde el medio de soporte con la capa biológica se mueven a través del agua residual (discos biológicos rotatorios), y
- Sistemas en donde el agua residual pasa sobre la película (filtros rociadores).

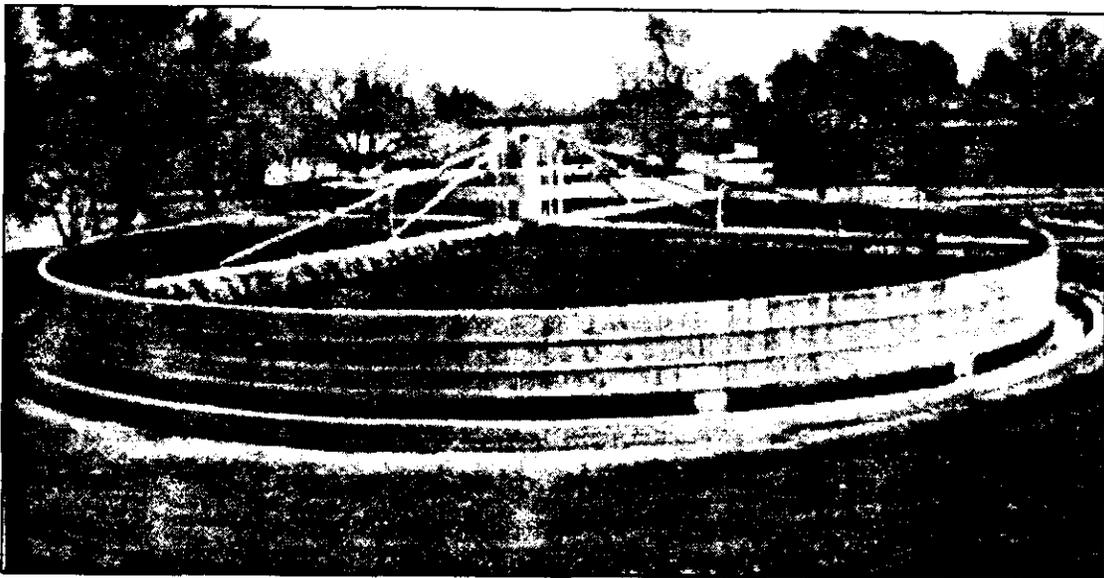


Figura 5.21 Filtro rociador (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

5.9.2 Sistema de Filtros Rociadores

El sistema de filtros rociadores es del tipo de medio fijo, en donde el soporte está colocado en forma de un lecho empacado a través del cual escurre el agua residual. Las superficies húmedas del empaque desarrollan una película biológica, formada por microorganismos, sobre la que fluye el agua residual en una delgada capa, que a su vez está en contacto con el aire atmosférico. El oxígeno del aire se disuelve en la

superficie de la capa de líquido y se transfiere a través de la capa de líquido hacia la película biológica.

Tanto el oxígeno como los nutrientes que contiene el agua residual, se difunden hacia la película biológica, permitiendo que estos sean metabolizados por los microorganismos que forman la película biológica. También las materias en suspensión y las coloidales que contiene el agua residual se aglomeran y adsorben en la misma película.

El medio de soporte seleccionado como empaque debe tener el área de contacto más grande que sea posible, con la finalidad de maximizar el intercambio de material nutriente y oxígeno entre la capa biológica, la película de agua y el aire absorbido de la atmósfera.

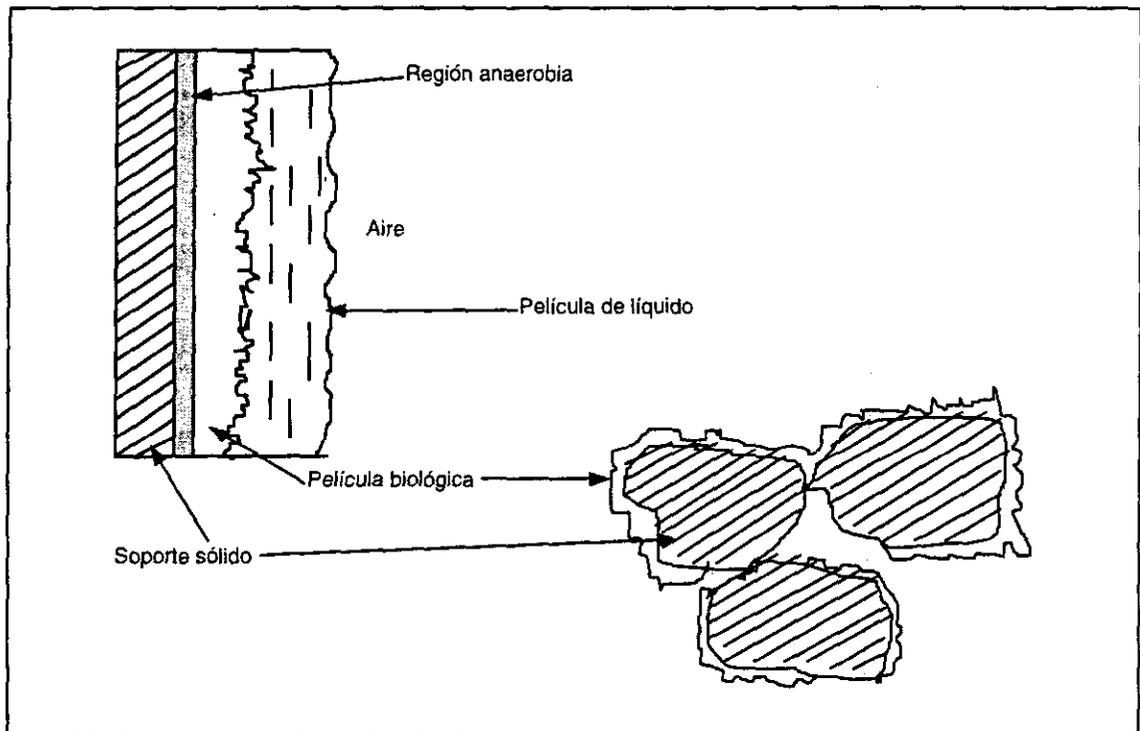


Figura 5.22 Distribución de la película biológica, capa de agua y aire en un medio fijo de soporte (Modificada de Winkler, *op. cit.*).

El agua residual se distribuye en la parte superior del lecho mediante rociadores fijos o aspersores móviles⁴², y gotea a través del empaque para caer en un tanque colector situado debajo del lecho. La ventilación de los filtros es un punto de diseño esencial para poder mantener condiciones aerobias. La entrada de aire al lecho se lleva a cabo por convección natural debido a la diferencia de temperatura entre el

⁴²Existe cierta tendencia a que las unidades de tamaño pequeño tengan sistemas fijos de distribución del líquido, mientras que las unidades de tamaño grande tienen sistemas de aspersión de tipo móvil (Winkler, *op. cit.*).

aire que se encuentra en el lecho y el de la atmósfera circundante; en ocasiones, para tener un proceso eficiente se abren lumbreras en la parte baja del tanque que contiene al medio de soporte (Figura 5.23).

Al inicio de la operación, el soporte está completamente limpio de la capa biológica, la cual empezará a formarse lentamente hasta alcanzar su desarrollo completo sobre la superficie del empaque. Este proceso es conocido como *maduración*. La capa biológica empieza a formarse a partir de los microorganismos que son arrastrados en el agua residual. Al iniciar la operación del sistema la eficiencia de tratamiento es baja, pero va aumentando según se forma la película biológica (Winkler, *op. cit*).

Después de algún tiempo la película biológica alcanza un espesor tal que los nutrientes se agotan antes de penetrar toda la capa microbiana; los microorganismos que existen en la zona donde hay escasez de nutrientes deben utilizar su propio material citoplasmático para mantener sus funciones vitales, llegando a la fase endógena de su crecimiento. En esta fase pierden su adherencia al soporte, por lo que sufren desprendimiento y son arrastrados fuera del proceso (Benefield & Randall, 1980; Ramalho, *op. cit*).

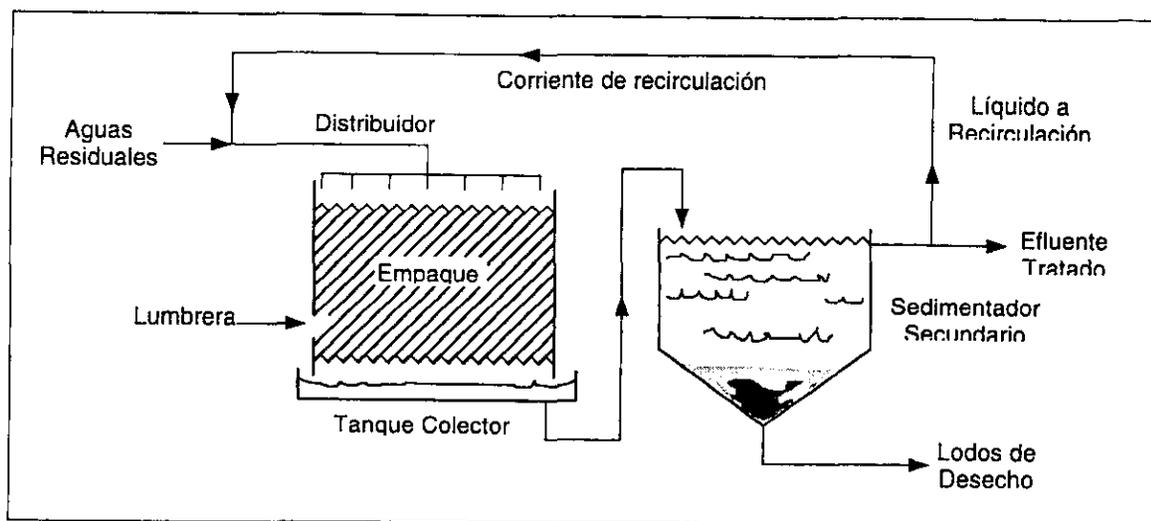


Figura 5.23 Diagrama de flujo de un filtro rotatorio con recirculación (Modificada de Winkler, *op. cit*).

Debe tenerse cuidado en evitar el paso de partículas sólidas grandes al filtro ya que éstas pueden ser atrapadas, y ocasionar que el empaque quede bloqueado, provocando que el agua a tratar no pase en forma homogénea a través del empaque y se interrumpa el funcionamiento del proceso. Esto puede ocasionar que exista un flujo desigual a través del empaque (canalización) o que la película biológica formada pueda acumularse hasta un grado tal que el empaque se bloquee e impida el flujo del líquido, acumulándose en charcos sobre la superficie (encharcamiento). Esto ocurre cuando el crecimiento de la película sobrepasa a la cantidad que es desprendida y eliminada.

La eficiencia de purificación es máxima cuando hay una película biológica completamente aerobia, y disminuye a medida que aumenta el espesor de la película y las capas más profundas de la película se vuelven anaerobias. El crecimiento y desarrollo de la película biológica esta limitada básicamente por dos factores: el oxígeno y los nutrientes.

En el caso de que se tengan muy altas concentraciones de nutrientes en la fase líquida, la tasa de difusión de los nutrientes orgánicos en la película biológica puede ser más rápida que la del oxígeno necesario para su metabolismo aerobio, de modo que la profundidad de la actividad biológica de los microorganismos esta *limitada por el oxígeno*. Cuando la concentración de nutrientes en la capa de líquido sea baja y los nutrientes sean capaces de penetrar solo ligeramente a la película biológica antes de ser consumidos, el sistema está limitado por la disponibilidad de los nutrientes y se dice entonces que la película está *limitada por los substratos* (Winkler, *op. cit.*).

5.9.3 Parámetros de Diseño

Carga hidráulica

La carga hidráulica (C_H) es utilizada para determinar la tasa de flujo del volumen de líquido aplicado al lecho tanto por área unitaria de superficie del lecho como por volumen unitario. Al operar en términos de una profundidad constante o normal del lecho, las dos formas de determinación son equivalentes. Si es necesario distinguir entre los dos parámetros, se usan los términos de *carga hidráulica superficial*, como m^3 (líquido) / m^2 (área superficial del lecho)•día, y *carga hidráulica volumétrica*, como m^3 (líquido) / m^3 (lecho)•día.

La carga hidráulica superficial ($C_{H,s}$) es calculada de acuerdo a la ecuación 5.90:

$$C_{H,s} = \frac{Q_1}{A_s} \quad [m^3/m^2 \cdot \text{día}] \quad (5.90)$$

donde

Q_1	tasa de flujo	$[m^3/\text{día}]$
A_s	área de la sección transversal del filtro	$[m^2]$

La carga hidráulica volumétrica ($C_{H,v}$) es calculada de acuerdo a la ecuación 5.91:

$$C_{H,v} = \frac{Q_1}{V_l} \quad [m^3_{\text{líquido}}/m^3_{\text{lecho}} \cdot \text{día}] \quad (5.91)$$

donde

V_l	volumen del lecho	$[m^3]$
-------	-------------------	---------

La carga hidráulica se expresa a veces como la tasa de flujo del líquido por la longitud unitaria del perímetro mojado y afecta el tiempo de residencia del líquido que pasa a través del empaque, y por tanto, la cantidad de líquido retenido.

Filtro de piedra (cuando el efluente primario es menor de 200 mg/l)	Carga orgánica (kg DBO/m ³ •día)	Carga hidráulica (m ³ /m ² •día)	Recirculación
Para eliminación de material carbonoso	0.4	12 - 24	< 1.0
Con nitrificación	0.2	10 - 20	< 1.0
Con igualación de caudales	0.6	12 - 24	< 1.0
Entre 50 y 500 habitantes	0.2	12 - 24	< 1.0
Hasta 53 habitantes	0.15 (con un volumen mínimo de 4 m ³)	12 - 24	< 1.0

Tabla 5.21 Características de diseño de filtros rociadores usando como material de empaque piedra (según normas alemanas) (González, 1994).

Filtro de material plástico (cuando el efluente primario es mayor de 200 mg/l)	Carga orgánica (kg DBO/m ³ •día)	Carga hidráulica (m ³ /m ² •día)	Recirculación
<i>Para eliminación de material carbonoso</i>			
para $\delta = 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.4	20 - 24	< 1.0
para $\delta = 150 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.6	24 - 36	< 1.0
para $\delta = 200 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.8	28 - 44	< 1.0
<i>Con nitrificación**</i>			
para $\delta = 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.2	14 - 24	< 1.0
para $\delta = 150 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.3	20 - 30	< 1.0
para $\delta = 200 \text{ m}^2/\text{m}^3$	0.4	24 - 36	< 1.0

** Se considera una carga orgánica superficial de 2 g DBO/m²•día para la nitrificación

Tabla 5.22 Características de diseño de filtros rociadores usando como material de relleno material plástico (según normas alemanas) (González, *op. cit.*).

Carga de Nutrientes

La carga de nutrientes (L_s) que recibe el lecho se calcula mediante la ecuación 5.92:

$$L_s = \frac{Q_1 \cdot S_1}{V_l} \quad [\text{g DBO}/\text{m}^3_{\text{lecho}} \cdot \text{día}] \quad (5.92)$$

S_1 concentración de nutrientes en el agua de entrada al filtro [g/m³]

Para tratamientos a alta tasa la carga de nutrientes es mayor a 0.6 kg DBO/m³•día o aquellas con una carga hidráulica volumétrica mayor de 3 m³/m³•día.

Recirculación

La recirculación del efluente tratado para mezclarlo con el suministro de aguas residuales de entrada (sin tratamiento) permite equilibrar la carga hidráulica con la carga de nutrientes.

Utilizar la recirculación reduce la concentración de nutrientes en el líquido suministrado al filtro, y es especialmente usado con aguas residuales muy concentradas que no podrían ser suministradas al filtro rotatorio sin tener una dilución previa. Por lo general, el efluente tratado y recirculado se toma de la salida del sedimentador secundario. La relación entre las tasas de flujo del líquido recirculado y el suministro del agua residual de entrada se conoce como relación de recirculación. La concentración de nutrientes en el agua (diluida) que entra al filtro rotatorio (S_1) está dada por la ecuación 5.93:

$$S_1 = \frac{Q_i * S_o + Q_R * S_e}{Q_i + Q_R} = \frac{S_o + r_R * S_e}{1 + r_R} \quad [\text{gr DBO/m}^3] \quad (5.93)$$

donde

Q_i	influyente de agua residual	[m ³ /día]
S_o	concentración de nutrientes del influente de agua residual	[gr DBO/m ³]
Q_R	tasa de flujo del efluente recirculado	[m ³ /día]
S_e	concentración de nutrientes del efluente del filtro rociador	[gr DBO/m ³]
r_R	relación de recirculación del efluente	[adimensional]

Para sistemas de baja tasa, la DBO del efluentes es muy baja (Winkler, *op. cit*), la ecuación 5.93 puede aproximarse a:

$$S_1 = \frac{S_o}{1 + r_R} \quad (5.94)$$

Para aguas residuales industriales de alta concentración, se pueden usar razones de recirculación de hasta 25:1 ($Q_R:Q_i$). Para las aguas residuales procedentes de la industria de enlatado de frutas se utiliza una relación de recirculación de 14:1 y una carga de 0.05 kg. de DBO/m³ día. Después de la dilución, la DBO del agua aplicada al empaque debe ser de 100 a 200 g/m³.

La recirculación aumenta el costo de tratamiento debido a la energía adicional de bombeo que es necesario utilizar, pero permite mantener constante el valor de la carga hidráulica superficial además de reducir la concentración de un determinado soluto por debajo de su nivel de toxicidad, en caso de que esté contenido en el agua residual a tratar.

Dimensiones del Lecho

Las dimensiones del lecho donde se coloca el empaque depende de la naturaleza del medio, de la concentración y tipo del agua residual por tratar. Un filtro biológico para aguas residuales municipales con empaque rocoso mide entre 1 y 4 metros, con un valor normal de 1.8 metros de profundidad y hasta 30 metros de diámetro (Winkler, *op. cit*; Ramalho, *op. cit*). Cuando se utiliza material de empaque de tipo sintético las profundidades pueden ser mayores a los 6 metros y con diámetros de hasta 40 metros.

El usar lechos demasiado profundos pueden producir una serie de problemas (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

- * Daño físico al empaque que se encuentra en los espacios más profundos del lecho, y
- * Problemas en la ventilación, lo cual obliga a usar sistemas de ventilación forzada, para evitar condiciones anaerobias dentro del lecho.

Rendimiento de eliminación de DBO₅

Aun cuando no existe una ecuación universal para el diseño de los filtros rociadores, la eliminación de DBO₅ puede ser calculada mediante la siguiente ecuación problemas (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$\frac{S_e}{S_i} = \exp [-k_{20} * Z * (Q_v)^{-n}] \quad (5.95)$$

donde

S_e	DBO ₅ total del efluente del filtro (decantado)	[mg/l]
S_i	DBO ₅ total dell agua residual de entrada al filtro	[mg/l]
K_{20}	constante de tratabilidad correspondiente a una determinada profundidad (Z) del filtro (a 20°C)	[l/m ² *h ^{0.5}]
Z	profundidad del filtro	[m]
Q_v	caudal volumétrico aplicado por unidad de superficie del filtro (Q/A)	[m ³ /h*m ²]
Q	caudal total aplicado al filtro sin tener en cuenta la recirculación	[m ³ *h]

A	superficie del filtro	[m ²]
n	constante empírica, normalmente 0.5	[adimensional]

Tipo de agua residual	Constante de tratabilidad (k ₂₀) l/m ² *h ^{0.5}
Domésticas	6.71 a 10.32
Domésticas y alimentarias	6.20 a 8.62
Envasado de frutas	2.05 a 5.16
Envasado de carnes	3.10 a 5.16
Residuos de papeleras	2.06 a 4.13
Procesado de patatas	3.61 a 5.16
Refinerías	2.06 a 7.23

** El valor de la constante es para una temperatura de 20°C

Tabla 5.23 Valor de la constante de tratabilidad para filtros percoladores de torre de 6 metros, rellenos con medio plástico (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Si se desea emplear el valor de una constante de tratabilidad medida para un filtro a una determinada profundidad para el diseño de un filtro de diferente profundidad, la corrección del valor de la constante para adaptarlo a la nueva profundidad se puede utilizar la ecuación 5.96:

$$k_2 = k_1 \left(\frac{Z_1}{Z_2} \right)^x \quad [l/m^2 \cdot h^{0.5}] \quad (5.96)$$

donde

k ₁	constante de tratabilidad para un filtro de profundidad Z ₁	[l/m ² *h ^{0.5}]
k ₂	constante de tratabilidad para un filtro de profundidad Z ₂	[l/m ² *h ^{0.5}]
D ₁	profundidad del primer filtro	[m]
D ₂	profundidad del segundo filtro	[m]
x = 0.5	para filtros verticales y de medio rocoso	
x = 0.3	para filtros de plástico de flujo transversal	[adimensional]

Medios de Soporte

Una de las partes más importantes a considerar dentro del diseño del filtro rotatorio, es el medio de empaque a utilizar, ya que éste debe ser capaz de proporcionar un soporte firme y estable a la película biológica, además de exponer la máxima área superficial al flujo del agua residual a tratar y de la superficie mojada al contacto del aire (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Entre las características más importantes que debe tener el medio de soporte se pueden mencionar las siguientes:

- ✓ Inerte a las sustancias que están en contacto con él, es decir no debe inhibir el crecimiento de la película biológica ni debe ser atacado por las sustancias presentes en el agua residual o las liberadas por los microorganismos.
- ✓ Lo suficientemente fuerte para soportar su propio peso, el de la película biológica que se forma encima de él, y la del agua residual a tratar.
- ✓ No debe desintegrarse o modificar su estructura física.
- ✓ La estructura física del empaque debe tener suficientes espacios libres entre las superficies cercanas para que pueda crecer la película biológica sin que los intersticios queden bloqueados, permitiendo además el flujo del agua residual y del aire.

Los tipos de empaque se clasifican como materiales *convencionales* (piedras de determinado tipo, escoria de altos hornos, empaques de cerámica como anillos Rasching, Lessing y las sillas Berl (Figura 5.24)) y medios especialmente desarrollados con materiales plásticos, los cuales son conocidos como *medios de alta tasa* (Foust *et. al*, 1984).

También se han desarrollado medios a base de placas, hechas de materiales sintéticos y con alta resistencia, que disminuyen el peso del empaque y permiten tener lechos de mayor profundidad.

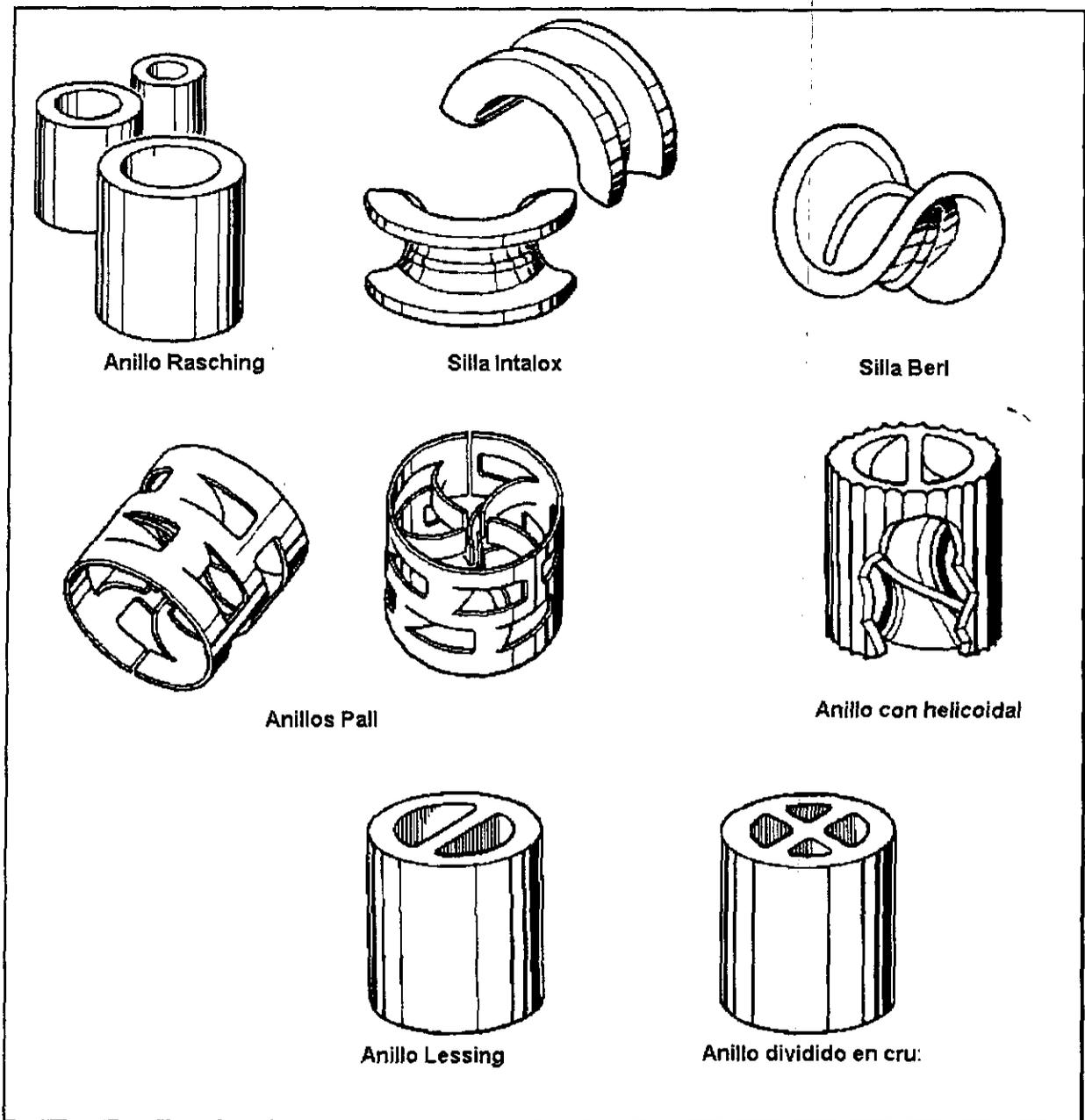


Figura 5.24 Empaques comerciales (Foust *et. al*, 1984).

Las propiedades físicas de los empaques comerciales secos se indican en las tablas 5.24 y 5.25.

Empaque (in)	Tamaño nominal, mm	Porcentaje de Vacíos	Superficie específica m ² /m ³	Peso de Volteo kg/m ³
<i>Gravas de río</i>				
Pequeñas	25 a 62.5	40 a 50	55 a 69	1250 a 1440
Grandes	100 a 125	50 a 60	39 a 164	800 a 900
<i>Escoria de altos hornos</i>				
Pequeñas	50 a 75	40 a 50	55 a 69	900 a 1200
Grandes	75 a 125	50 a 60	46 a 59	800 a 990

Tabla 5.24 Características físicas de los empaques convencionales secos (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Empaque (in)	Porcentaje de Vacíos	Superficie específica m ² /m ³	Peso de Volteo kg/m ³
<i>Anillos Rasching de cerámica</i>			
¼	73	787.40	736.86
½	63	364.17	865.01
1	73	190.29	640.75
2	74	91.86	608.71
<i>Anillos Rasching de carbono</i>			
¼	55	695.54	736.86
½	74	374.02	432.51
1	74	187.01	432.51
2	74	93.50	432.51
<i>Sillas de montar</i>			
¼	60	898.95	897.05
½	63	465.88	865.01
1	69	249.34	720.84
2	72	104.99	640.75
<i>Anillos Pall</i>			
1	93.4	217.52	528.62
2	94.0	120.08	440.52
<i>Ciclohelix y Espiral Simple</i>			
¾	58	206.69	961.12
4	60	104.99	977.14
6	66	68.90	945.11

Tabla 5.25 Características físicas de los empaques comerciales secos (Foust *et. al, op. cit.*).

La selección del material de empaque debe ser hecha tomando en consideración los siguientes aspectos:

- ✓ Tipo de tratamiento: alta o baja tasa
- ✓ Profundidad del empaque y carga máxima a soportar (kg/m²)
- ✓ Facilidad y costo del mantenimiento

- ✓ Disponibilidad del empaque: convencional o comercial
- ✓ Costo del empaque

En general, los medios convencionales (minerales) son más pesados que los empaques comerciales, de tal manera que un lecho profundo requiere cimentaciones fuertes y una obra civil resistente, ocasionando por tanto altos costos de construcción (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Peso de la Masa Microbiana sobre el Soporte

El peso de la masa microbiana desarrollada sobre el material de empaque (X) del filtro rociador debe ser considerada en el diseño del sistema con la finalidad de calcular el peso máximo que debe soportar la parte inferior del filtro. Para el cálculo de este peso puede utilizarse la ecuación siguiente (Ouano, 1983):

$$X = A_v * \rho_s * \delta \quad [\text{kg/m}^3] \quad (5.97)$$

donde

A_v	superficie específica del material de empaque	$[\text{m}^2/\text{m}^3]$
ρ_s	densidad de la capa de microorganismos	$[\text{kg}/\text{m}^3]$
δ	grosor de la capa de limo que crece sobre el material de empaque	$[\text{m}]$

Suministro de Líquido

El agua residual se distribuye generalmente sobre la superficie superior del lecho empacado mediante un sistema de distribución móvil. En los lechos circulares se usan rociadores montados en brazos rotatorios; en los lechos rectangulares, un canal transversal de distribución se mueve hacia adelante y atrás sobre el lecho. También pueden utilizarse rociadores fijos situados a intervalos determinados sobre la superficie del lecho (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Para sistemas a baja tasa, se obtienen mejores resultados con mayores dosis de agua residual a intervalos poco frecuentes. Por tanto, con la distribución mediante rociadores rotatorios se prefieren bajas velocidades de rotación, siempre y cuando se pueda mantener la tasa requerida de aplicación del agua residual al lecho. Dosificando periódicamente, cada parte del lecho recibe una carga del flujo del líquido, seguido por un período de falta de líquido hasta la siguiente dosis. Cuando la frecuencia de dosificación es baja, la capa de líquido pasa más rápidamente y el período seco es más largo. Si un período seco es demasiado largo, los organismos de la película biológica tienen limitada la cantidad de nutrientes, lo cual limita el crecimiento y acumulación de la película (Winkler, *op. cit.*).

Una distribución rápida de líquido produce un reparto más uniforme de los nutrientes dentro del lecho empacado y, por tanto, una película microbiana más uniforme. En cambio, una alta frecuencia de dosificación puede originar una acumulación de película microbiana en la parte superior del lecho. El reparto de líquido que produce los mejores resultados varía entre uno y otro equipo, ya que depende del equilibrio del sistema, que a su vez depende de las aguas residuales a tratar.

Los rociadores deben ser diseñados de acuerdo al gasto manejado. Algunas recomendaciones se muestran en la tabla 5.26.

Profundidad (m)	Gasto	Carga orgánica (mg/l)	Referencia
3.3	1.0	185	Eckenfelder, 1972
3.0	0.34 a 2.7	-----	Ramalho, 1977
1.52 a 2.44	0.12 a 4.7	400 a 800	Fair & Okun, 1976
4.0	1.0 a 3.7	3000	Benefield & Randall, 1980

Tabla 5.26 Recomendaciones de gasto y carga orgánica de acuerdo a la profundidad del filtro rotatorio.

Temperatura

La temperatura afecta en diversas formas el funcionamiento de filtro rotatorio:

- ☞ El agente que genera el flujo de aire es el gradiente de temperatura existente entre el agua contenida en el filtro y el aire atrapado en los poros del filtro (Metcalf & Eddy, *op. cit.*). Una diferencia de temperatura de 1°C es suficiente para que la velocidad del aire, a través del filtro, sea de aproximadamente 0.05 m/min. En forma general, se recomienda que para obtener buenos resultados en la circulación de aire, ya sea por flujo ascendente o descendente, la diferencia de temperaturas sea mayor a los 2°C. Si la temperatura del aire es menor a la temperatura del agua se tiene un flujo de aire de tipo ascendente, en cambio, si la temperatura de aire es mayor que la temperatura del agua, se tiene un flujo descendente del aire (Figura 5.25) (González, *op. cit.*).
- ☞ La disminución de la temperatura del agua ocasiona un incremento en la capacidad de transferencia del oxígeno del aire al agua, debido a que el valor del coeficiente de difusión aumenta a medida que disminuye la temperatura. Al existir un gradiente de transferencia, la película biológica recibe mayor cantidad de oxígeno, lo cual provoca un aumento en su espesor. Esto no mejora la eficiencia del tratamiento, sino que permite que la película sea más pesada y pueda sedimentar más fácilmente. Esto explica que la eficiencia del sedimentador secundario aumente durante la

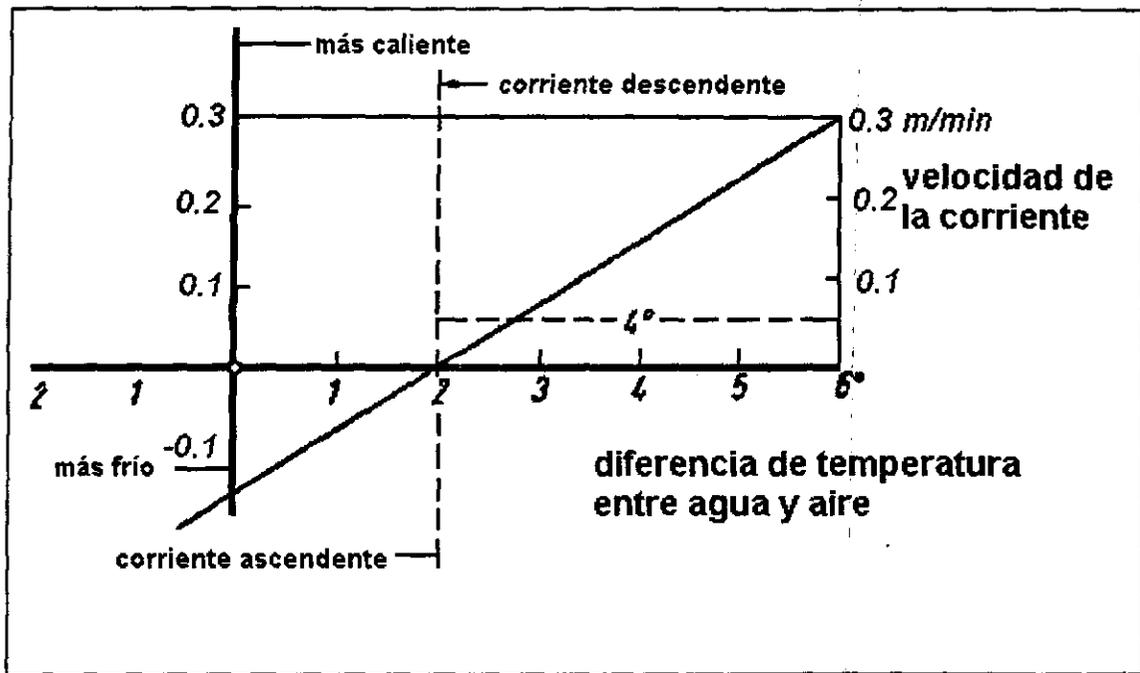


Figura 5.25 Corrientes de aire en un filtro rociador (González, 1994).

época invernal. Si la carga orgánica es alta existe la posibilidad de que se desarrollen organismos filamentosos que pueden cubrir los espacios vacíos que existen entre el empaque ocasionando taponamiento del filtro. Si la temperatura del sistema es menor a los 4°C los procesos bioquímicos de los microorganismos disminuyen en forma considerable pudiendo llegar a ser sólo el 5% de su actividad (González, 1994).

Al aumentar la temperatura hay mayor capacidad de adsorción y oxidación. En los procesos de adsorción, al incrementarse 10°C la temperatura se tiene una mayor eficiencia (alrededor de 10%). Si la temperatura crece de 10 a 20°C la eficiencia del tratamiento puede decrecer hasta en 60%, ya que la actividad bioquímica de los microorganismos disminuye así como la capacidad de adsorción de los nutrientes por parte de la película biológica. La temperatura crítica es de 10 a 12°C (González, *op. cit.*).

Kawamura (1991) propone calcular la eficiencia del filtro (E_t) en función de la temperatura:

$$E_t = E_{20} * \Theta^{t-20} \quad \text{[adimensional]} \quad (5.98)$$

donde

E_{20}	eficiencia del filtro a 20°C	[adimensional]
Θ	constante igual a 1.035	[1/°C]

t temperatura del agua residuo. [°C]

El valor de Θ se encuentra en un rango entre 1.015 a 1.045 para remoción de DBO_5 (carbónico). Generalmente el uso de 1.035 produce un diseño conservador del filtro (Kawamura, 1991).

La ventilación natural del aire (D_{aire}), que es la diferencia de presión resultante de la diferencia de temperaturas, se puede determinar mediante la siguiente expresión (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$D_{\text{aire}} = 3.53 \left(\frac{1}{T_c} - \frac{1}{T_h} \right) Z \quad [\text{mm de agua}] \quad (5.99)$$

donde

T_c	temperatura menor	[°K]
T_h	temperatura mayor	[°K]
Z	altura del filtro	[m]

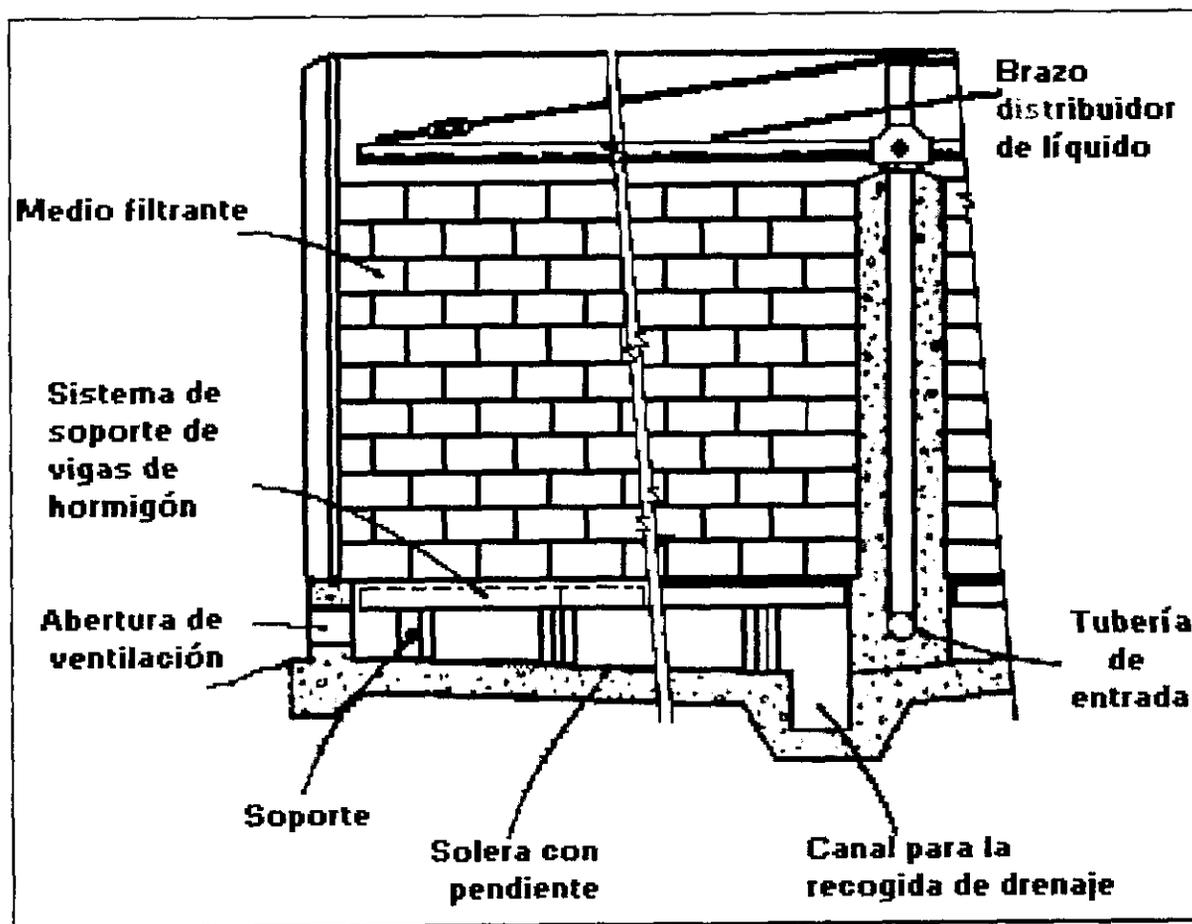


Figura 5.26 Corte de un filtro rociador mostrando los brazos de distribución de líquido, empaque y sistema de drenaje (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

5.10 DISCOS BIOLÓGICOS ROTATORIOS

5.10.1 Fundamentos del Proceso

Los discos biológicos rotatorios, conocidos como biodiscos⁴³, empezaron a ser utilizados en los años sesenta y su uso ha permanecido hasta nuestros días debido a una serie de ventajas entre las cuales se encuentran: requerir de poco espacio, bajos costos de energía y de mantenimiento (Lew & Andowski, 1996; Terán, 1980).

El material de construcción utilizado ha variado a lo largo del tiempo. En un principio (1900) fueron construidos de madera, posteriormente de poliestireno (1957 a 1960) y en los últimos años de láminas corrugadas de polietileno, las cuales aumentaron la densidad del área de superficie a un poco más del doble en relación con los fabricados en Europa con poliestireno (Terán, *op. cit.*).

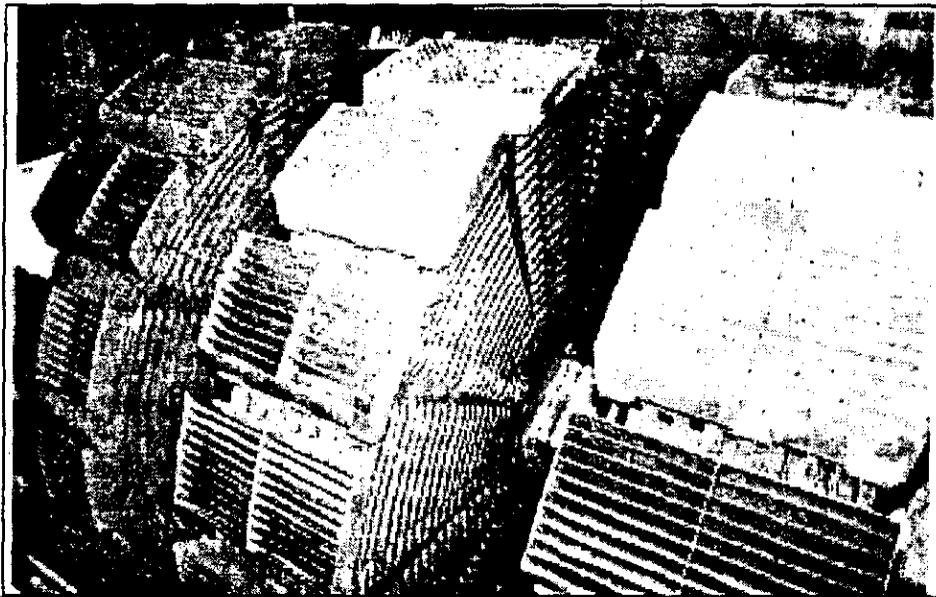


Figura 5.27 Discos biológicos rotatorios para tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

El diseño de los discos biológicos se realiza con canales radiales del centro del disco hacia su periferia, con la finalidad de asegurar que tanto el agua residual, el aire y la biomasa que se desprende puedan pasar hacia fuera de la unidad de tratamiento (Figura 5.27).

⁴³Nombre dado por algunas compañías alemanas en los años sesenta (Terán, *op. cit.*).

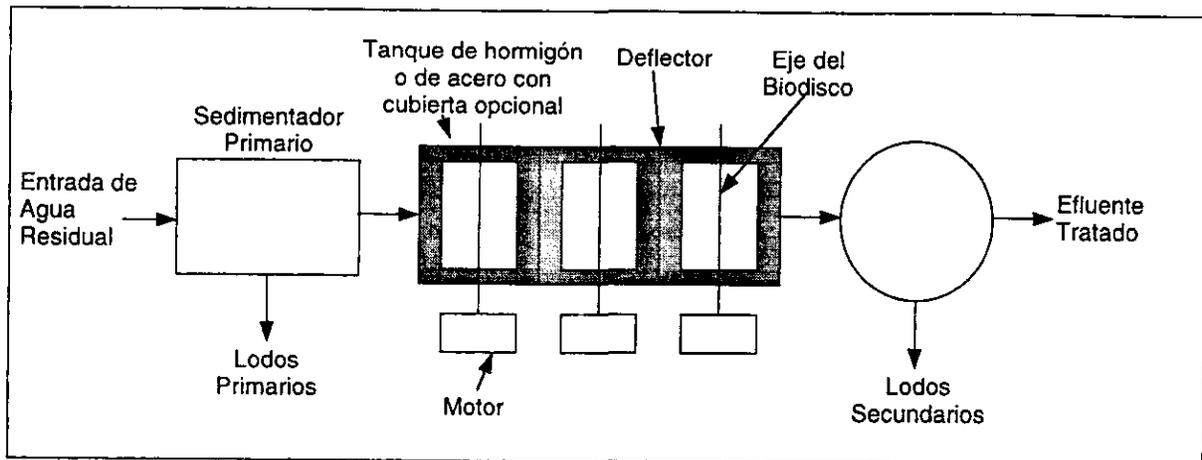


Figura 5.28 Esquema típico de un sistema de discos biológicos rotatorios para tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Sobre la superficie de los discos biológicos se forma una capa de biomasa la cual esta formada por diversos microorganismos, tanto autótrofos como heterótrofos (Watanabe *et. al.*, 1990), los cuales varían de acuerdo a la etapa de tratamiento. La distribución de los microorganismos empieza con una aglomeración gelatinosa de bacterias y *Sphaerotilus* en las etapas iniciales de tratamiento, las cuales se encuentran seguidas, en las etapas posteriores, por protozoarios, rotíferos y nemátodos. También se ha encontrado que la depredación animal es evidente en las últimas etapas del tratamiento, dando como resultados espacios libres en la superficie de los discos biológicos (Terán, *op. cit.*).

Al girar los biodiscos, el exceso de la biomasa se desprende y cae en el tanque de agua residual que esta siendo tratada. Ésta pasa a un sedimentador secundario en donde la biomasa desprendida es recuperada para su eliminación final.

5.10.2 Parámetros de Diseño

Los parámetros de diseño usados en los sistemas de los discos biológicos son los siguientes (Metcalf & Eddy, *op. cit.*):

- Carga hidráulica
- Tiempo de retención
- Número de etapas
- Velocidad de rotación de los discos
- Temperatura del agua residual

A continuación se analizarán con detalle cada uno de éstos parámetros.

Carga hidráulica

Para este sistema de tratamiento, la carga hidráulica es el criterio primario en el proceso de su diseño y operación. Se ha comprobado que este sistema de tratamiento presenta una cinética de primer orden para la remoción de la DBO₅, de la oxidación del nitrógeno amoniacal y la remoción de la demanda última de oxígeno. Esto significa que a una carga hidráulica específica, un porcentaje de la remoción de la DBO ocurre independientemente de su concentración en el influente (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

Eckenfelder (1972) desarrolló una ecuación (5.100) sobre el orden cinético de los discos biológicos; ésta basada en la velocidad específica de la remoción de sustrato para una ecuación de pseudo-primer-orden.

$$-\frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = kS \quad (5.100)$$

donde

(1/X)(dS/dt)	velocidad específica de utilización del sustrato	[kg DBO/(kg microorganismos•hr)]
dS/dt	velocidad de utilización del sustrato	[kg DBO/(m ³ •hr)]
k	constante de velocidad	[m ³ /(kg microorganismos•hr)]
S	concentración del sustrato	[kg DBO/m ³]

La carga hidráulica se expresa como flujo por unidad de tiempo por unidad de área cubierta por la película de tratamiento biológico, con unidades de m³/m²•día, aunque en los últimos años se suele utilizar la DBO soluble por unidad de superficie (kg DBO₅/m²) o en el caso de la nitrificación, en kg. NH₃/m² (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

A una carga hidráulica dada, el agua residual tiene un tiempo de retención dependiente de la fracción hueca del medio y del tamaño del tanque que contiene el medio. Para propósitos de diseño, el volumen del tanque se mide como el volumen del agua residual contenido dentro del tanque que contiene los discos por unidad de superficie cubierto de crecimiento sobre la flecha por metro cuadrado.

Tiempo de retención

Para cada carga hidráulica, el agua a tratar tiene un tiempo de retención que depende del espaciamiento de los discos y del tamaño del tanque que los contiene, por lo que, al aumentar la distancia entre cada disco aumenta el tamaño del tanque y el tiempo de retención.

En las primeras etapas de tratamiento la DBO se oxida, permitiendo que las bacterias nitrosomas y nitrobacter predominen en las etapas subsecuentes para lograr buenas eficiencias en la oxidación del amoníaco.

Terán (*op. cit*) indica que al aumentar la relación "volumen - superficie", es decir, el volumen de líquido contenido en el tanque por unidad de área superficial del disco sumergido, aumenta la capacidad de tratamiento. También recomienda que el sistema de discos biológicos se construya con una relación volumen - superficie de 4.22 l/m² (12 gal/ft²), con el objeto de hacer más efectiva el área superficial del disco, lo que da como resultado una mayor remoción de los sólidos suspendidos y de la oxidación del nitrógeno amoniacal.

Número de etapas

El número de etapas de operación es muy importante para maximizar la efectividad de rotación del área superficial de los discos. Mediante diversas investigaciones se ha probado que al operar la planta con cuatro etapas se obtienen mejores resultados que con dos. Al aumentar a cuatro el número de etapas existe una mejor distribución de los tiempos de residencia, ya que la tasa de remoción de la DBO₅ es una concentración dependiente de las etapas en operación. Sin embargo, al evaluar este sistema en función de la remoción de nitrógeno amoniacal, se vio que el valor de la eliminación fue la misma para cuatro y seis etapas utilizando el mismo rango de la carga hidráulica probada (Sutton *et. al.*, 1975).

Cuando se trabaja con flujo pistón, los organismos de la primera etapa del medio son expuesto a altas concentraciones de la DBO por lo que responden eliminando estas altas tasas. Como la concentración de la DBO decrece de etapa a etapa, la tasa de remoción de los microorganismos también disminuye.

En las últimas etapas de un sistema, el crecimiento de la película biológica es muy baja porque operando con cuatro etapas de tratamiento se van desarrollando organismos depredadores, como protozoarios, rotíferos y nemátodos en los últimos estados. Si el número de los microorganismos fuera el mismo en cada etapa de operación, se obtendrían beneficios al irse avanzando en cada etapa pero como aumenta el número de los organismos depredadores la capacidad de tratamiento se ve disminuida (Sutton *et. al.*, *op. cit*).

Para determinar el número de etapas del sistema puede utilizarse tanto métodos gráficos o métodos algebraicos (Reynolds & Richards, *op. cit*). La determinación algebraica es hecha por medio de la siguiente ecuación:

$$\frac{S_n}{S_0} = \left(\frac{1}{1 + \frac{k}{Q/A}} \right)^n \quad (5.101)$$

donde

S_n	concentración del sustrato a la salida de la etapa n	$[\text{kg}_{\text{microorganismos}}/\text{m}^3]$
S_o	concentración del sustrato a la salida del sedimentador primario	$[\text{kg}_{\text{microorganismos}}/\text{m}^3]$
n	número de etapas	[adimensional]
k	constante de velocidad	$[\text{m}^3/(\text{kg}_{\text{microorganismos}} \cdot \text{hr})]$
Q	gasto de entrada	$[\text{m}^3/\text{hr}]$
A	área superficial total de las etapas de tratamiento	$[\text{m}^2]$

El valor de la constante de velocidad (k) puede ser tomado de datos reportados con anterioridad⁴⁴, aunque para mayor exactitud se recomienda que sea determinado mediante estudios en planta piloto (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

Velocidad de rotación de los discos

La velocidad de rotación de los discos afecta al tratamiento del agua residual en distintas formas (Watanabe, *et. al.*, *op. cit.*):

- ◆ Aireación: la rotación de los biodiscos proporciona una exposición de la biopelícula al aire y al agua. Durante la rotación de los biodiscos en el aire, el oxígeno se difunde dentro de la biopelícula de microorganismos, mientras que durante la rotación del biodisco dentro del agua, los sustratos alimenticios son los que ingresan dentro de la biopelícula.
- ◆ Tránsferencia de masa: durante la rotación del biodisco el agua residual se mueve sobre la superficie, por lo que una capa delgada de líquido inmediatamente adyacente a la superficie también adquiere una velocidad radial bajo la influencia de la fuerza centrífuga. Esta acción rotatoria aumenta la capacidad de transferencia de masa del líquido hacia la biopelícula.

Existe una velocidad de rotación óptima, por arriba de la cual un incremento en la velocidad de rotación no aumenta la eficiencia de tratamiento. Esta velocidad varía de acuerdo a la concentración de la DBO que contenga el agua residual, siendo mayor para las aguas residuales industriales que para las de tipo municipal.

A medida que disminuye la concentración de la DBO, o lo que es lo mismo, se recorren las distintas etapas de tratamiento, la velocidad de rotación óptima decrece.

⁴⁴Ver Anexo 1.

Características del efluente

Los sistemas de biodiscos se pueden diseñar para llevar a cabo tratamientos secundarios o avanzados. En los casos en que sea necesario producir un efluente nitrificado, los biodiscos se pueden utilizar para el tratamiento conjunto de la DBO y del amoníaco, o para nitrificar por separado el efluente de tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

En casos particulares, las características de los efluentes son establecidos de acuerdo a la calidad del agua residual que se desea obtener. Esto influye en la determinación del área de tratamiento y el número de etapas. En la tabla 5.27 se señalan los intervalos de los parámetros de calidad de los efluentes de los sistemas de discos biológicos rotatorios (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Elemento	Nivel de tratamiento		
	Secundario	Nitrificación combinada	Nitrificación en etapas separadas
Carga hidráulica, $m^3/m^2 \cdot h$	0.08 - 0.16	0.03 - 0.08	0.04 - 0.10
Carga orgánica			
g DBO _s /m ² •d	3.70 - 9.80	2.45 - 7.35	0.49 - 1.47
g DBO _T /m ² •d	9.80 - 17.15	7.35 - 14.70	0.98 - 2.94
Carga máxima sobre la primera etapa			
g DBO _s /m ² •d	19.6 - 29.4	19.6 - 29.4	-----
g DBO _T /m ² •d	39.2 - 58.8	39.2 - 58.8	-----
Carga de NH ₃ , g/m ² •d	-----	0.74 - 1.47	-----
Tiempo de detención hidráulica, θ , h	0.7 - 1.5	1.5 - 4.0	1.2 - 2.9
DBO ₅ del efluente, mg/l	15 - 30	7 - 15	7 - 15
NH ₃ en el efluente, mg/l	-----	< 2	< 2

^a Temperatura del agua superior a los 13°C

^b DBO_s = DBO soluble

^c DBO_T = DBO total

Tabla 5.27 Información típica para el proyecto de discos biológicos rotatorios (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Temperatura del agua residual

En diversos estudios se ha demostrado que al decrecer la temperatura del agua residual por debajo de los 13°C disminuye la eficiencia de tratamiento. Una forma de compensar la diferencia de temperatura es operar el sistema con cargas hidráulicas bajas y/o con relaciones volumen - superficie mayores en el tanque. Cuando el grado de remoción del nitrógeno amoniacal aumenta, disminuye el grado de inhibición de tratamiento debido a las bajas temperaturas.

5.11 LAGUNAS

Una laguna de tratamiento básicamente consiste en una excavación hecha en el suelo, en la cual es colocada el agua residual que se desea tratar mediante la actividad bacteriana, la acción purificadora de vegetales (por ejemplo algas) u otro tipo de organismos presentes en el sistema (por ejemplo bacterias). La diversidad biológica de una laguna es sumamente variada y depende, básicamente, del tipo y calidad del agua que se busca tratar. Las lagunas pueden ser clasificadas como aerobias, facultativas, anaerobias, aireadas y de maduración. La aplicación de un sistema lagunar depende del tipo de agua residual a tratar, el área disponible y la calidad del efluente requerido. Debido a que los tiempos de retención son bastante largos en este sistema, se pueden lograr altas remociones de organismos patógenos (Ouano, *op. cit.*).

Los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos, comparados con otros sistemas, pero las áreas requeridas son bastante grandes. La eliminación de lodos producidos puede variar de unos pocos años (2 a 4) hasta períodos mayores (8 a 10 años) y básicamente depende del volumen de sedimentación usado en el diseño de la laguna (Ouano, *op. cit.*).

5.11.1 Lagunas Aerobias

Este tipo de lagunas son diseñadas en función de la cantidad máxima de oxígeno disponible y/o de la producción de algas (Ouano, *op. cit.*). Una laguna aeróbica dispone de oxígeno disuelto a cualquier profundidad. Las condiciones aerobias permanecen en todos los puntos de la laguna, la cual es poco profunda, ya que va de 0.3 a 0.4 m. Este sistema permite la eliminación del 80 al 95% del DBO₅ soluble. El agua residual no filtrada que sale de la laguna puede tener concentraciones mayores de DBO₅ que el del agua residual que entró al sistema. Esto se debe a que la elevada concentración de algas elevan en forma significativa el DBO₅ por lo que se recomienda que todas las evaluaciones del DBO₅ en el agua residual tratada sean hechas con efluentes previamente filtrados (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

5.11.2 Lagunas Facultativas

Las lagunas facultativas se distinguen de las de tipo aerobio, en que las primeras tienen oxígeno disuelto en la zona superior mientras que no hay disponibilidad de éste en la zona inferior (Reynolds & Richards, *op. cit.*); esto origina que exista una variedad de bacterias facultativas, anaerobias y aerobias (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

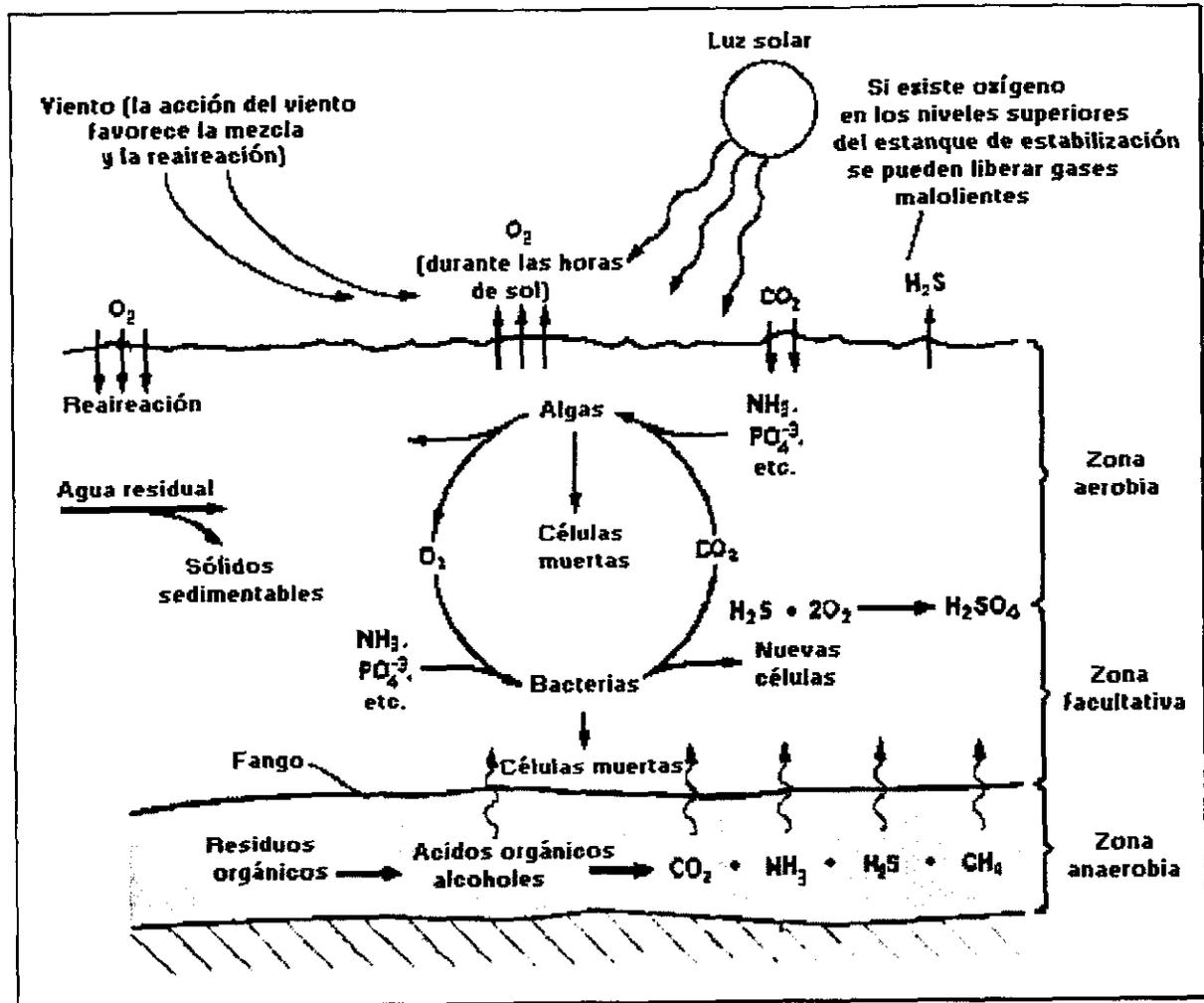


Figura 5.29 Diagrama esquemático de una laguna. Se muestran las reacciones que tienen lugar en la zona aerobia, anaerobia y facultativa (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

En este tipo lagunas existen 3 zonas (Figura 5.29) (Metcalf & Eddy, *op. cit.*):

- 1) Una zona superficial en la que existen bacterias aerobias y algas en una relación simbiótica.
- 2) Una zona inferior anaerobia en la que se descomponen activamente los sólidos acumulados por acción de las bacterias anaerobias, y
- 3) Una zona intermedia, que es parcialmente aerobia y parcialmente anaerobia, en la que la descomposición de los residuos orgánicos la llevan a cabo las bacterias facultativas.

La cantidad de oxígeno presente en una laguna facultativa depende de la carga orgánica y de la intensidad de la luz solar. Puede existir variación diurna en la concentración de oxígeno disuelto en la zona superior, llegando a ser mayor durante el verano. Durante la noche la cantidad de oxígeno disuelto puede ser menor debido a que la población microbiana y algunas algas lo consumen. Después de la salida del sol el proceso fotosintético empieza a producir oxígeno por lo cual la concentración de oxígeno disuelto empieza a incrementarse, alcanzando un valor máximo a la mitad del día. Poco después de la puesta de sol el proceso fotosintético se detiene por lo que la producción de oxígeno cesa, originando que la concentración de oxígeno disuelto disminuya debido a su consumo por parte de la población de algas y microorganismos presentes. La concentración de oxígeno disuelto varía y es afectada por diversos factores como son el grado de insolación, la hora del día y la temporada del año⁴⁵.

En las lagunas facultativas pueden presentarse condiciones anaerobias en zonas intermedias durante días nublados. Los malos olores no causan problemas bajo condiciones de viento que origina ondas o pequeñas olas en la superficie. En ocasiones se usan aireadores de superficie por lo cual la presencia de algas puede no ser necesaria para mantener condiciones aerobias en la superficie. La ventaja de usarlos es que pueden aumentarse las cargas orgánicas, teniendo cuidado en que no debe superarse la cantidad de oxígeno suministrado y que no debe producirse un mezclado completo del contenido de la laguna, ya que en este caso se pierden las ventajas derivadas de la descomposición anaerobia (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Tanto las algas como las células microbianas que mueren se rompen, originando que los fragmentos celulares se sedimenten en el fondo de la laguna y posteriormente se degraden a través de procesos anaerobios. Para lagunas facultativas la acumulación de lodo es muy lenta pudiendo ser de algunos milímetros por año. Aproximadamente de una tercera parte a la mitad de la carga orgánica del influente de la laguna es utilizada en los procesos de síntesis de las células microbianas y de las algas presentes (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

En muestras de efluente filtrado la DBO₅ removida puede ser de 80 a 90%. Para efluentes no filtrados la remoción de DBO₅ es de 45 a 85%. La remoción de coliformes en muestras no filtradas es comúnmente de 85 a 95% (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

Las profundidades de las lagunas facultativas varían entre 0.91 a 2.44 m, con valores típicos de 0.91 a 1.83 m. Cuando se realiza la conversión de una laguna facultativa a una de tipo aeróbico, la profundidad de la laguna puede modificarse para permitir la colocación de aireadores de superficie. La profundidad de 1 m es recomendable para controlar el crecimiento de la vegetación que pueda llegar a crecer. Si la laguna es demasiado profunda, la acción fotosintética de las algas en las regiones inferiores de

⁴⁵ Por ejemplo, para la parte sur y sudoeste de los Estados Unidos, el oxígeno disuelto puede variar de 2 a 3 mg/l durante la noche llegando a ser de 14 a 16 mg/l durante el día (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

la laguna puede ser incompleta, además de que puede presentarse el fenómeno de estratificación durante períodos de enfriamiento o calentamiento natural del agua contenida.

Algunas recomendaciones de acuerdo a la profundidad de este tipo de lagunas se muestran en la tabla 5.28.

Caso	Profundidad (m)	Condiciones Relacionados
1	1.0	Condiciones ideales; temperatura muy uniforme en climas tropicales o subtropicales; mínima sedimentación de sólidos.
2	1.25	Condiciones ideales; temperatura muy uniforme en climas tropicales o subtropicales; cantidad pequeña de sólidos sedimentables. El cálculo del área superficial basada en profundidades de 1 m y con una profundidad de almacenamiento de sólidos de 0.25 a 1m.
3	1.5	Las condiciones son semejantes a las del caso 2 excepto cuando existen variaciones estacionales fuertes en cuanto a temperatura así como cambios fuertes en los flujos. La superficie de diseño se basa en profundidades de 1m.
4	2 m o superior	Para compuestos contaminantes solubles que son biodegradados de forma muy lenta y para los cuales los tiempos de retención son muy controlados.

Tabla 5.28 Guías de diseño para la profundidad de lagunas de estabilización (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

El diseño de las lagunas de estabilización se recomienda que sea en conjunto, de tal manera que puedan operar en serie o en paralelo. Para lagunas únicas o para lagunas operadas en paralelo las cargas orgánicas son de 28 a 39.2 kg. DBO₅/ha•día (para aguas residuales de tipo municipal). Para lagunas operadas en serie, utilizadas para tratar aguas de tipo municipal, la primera laguna tiene cargas de que varían de 84.1 a 89.7 kg. DBO₅/ha•día; la última laguna tiene carga semejante a las operadas en paralelo (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

La ubicación de las lagunas debe tomar en consideración la dirección de los vientos dominantes de la zona para evitar que acarreen malos olores a zonas habitadas cercanas. El fondo de la laguna debe ser de material impermeable; en caso de suelos porosos se recomienda colocar una capa de arcilla con la finalidad de proteger el subsuelo contra posibles infiltraciones que puedan ocurrir (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

Los elementos de entrada a la laguna deben ser diseñados de tal manera que el líquido se distribuya de manera uniforme. Las estructuras de salida deben contar con baffles que impidan que materiales flotantes salgan con el efluente. La forma

geométrica más adecuada es la circular, aunque la geometría puede ser modificada de acuerdo a las necesidades del terreno en el cual se desea colocar (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

Para aguas residuales que contienen cantidades considerables de sólidos biodegradables sedimentables se recomienda que una laguna de tipo anaerobio preceda a una laguna facultativa de estabilización. Para determinar las cargas orgánicas de aguas residuales de tipo industrial, para las cuales no existen valores reportados de coeficientes de biodegradabilidad o de temperatura, investigadores como Gloyna (1976) y Eckenfelder & Ford (1970) han desarrollado procedimientos de laboratorio usando lagunas de estabilización a escala de laboratorio.

5.11.3 Lagunas Anaerobias

Este tipo de lagunas son utilizadas para tratar agua residual que tenga alto contenido orgánico y/o un alto contenido de sólidos (Metcalf & Eddy, *op. cit.*). Son mucho más profundas que las facultativas alcanza profundidades de hasta 9 metros (Metcalf & Eddy, *op. cit.*). Por esta razón la cantidad de oxígeno suministrado por la atmósfera es insuficiente para mantener condiciones aerobias excepto para una capa de agua muy superficial. La formación de una capa de espuma encima del agua residual previene contra la formación de algas ya que estas necesitan que se les proporcione luz solar y oxígeno (Ouano, *op. cit.*).

Los subproductos de la degradación anaerobia, incluyen ácido sulfídrico y gas metano, los cuales son responsables de los malos olores que se pueden presentar. Para minimizar estos problemas se puede recurrir a varias soluciones como controlar la carga orgánica que ingresa a la laguna o recircular el efluente de una laguna facultativa a una anaerobia. Un método químico utilizado para la reducción de los malos olores consiste en adicionar cal (Ca(OH)_2) para promover la formación de sales ya que ésta se combina con el ácido sulfídrico (Ouano, *op. cit.*).

La carga orgánica que ingresa a la laguna depende de la alcalinidad del agua residual. La rapidez a la que el ácido sulfídrico se forma depende de la temperatura⁴⁶, carga de DBO_5 y la concentración inicial de sulfatos en el agua residual de entrada. El lodo sedimentado en el fondo de la laguna es descompuesto mediante procesos de digestión anaerobia, la cual en general es mucho más lenta que la reacción aerobia. Con buenas condiciones de operación se pueden obtener rendimientos de eliminación de DBO_5 de hasta un 70%. En aquellos casos en que las condiciones de operación son óptimas la eficiencia de tratamiento puede ser de hasta un 80% (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

⁴⁶Debido a la gran profundidad de estas lagunas la energía calorífica del sistema permanece más o menos constante (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.11.4 Lagunas Aireadas

En aquellos casos en que el terreno disponible es limitado y se requiera un estricto control de los olores generados, el oxígeno necesario para que se lleven a cabo los procesos de descomposición biológica puede ser proporcionado en forma mecánica mediante el uso de aireadores o difusores de aire. A este proceso se le conoce como lagunas aireadas (Ouano, *op. cit.*).

Debido a que los tiempos de retención para este tipo de sistema es mucho menor que el de una laguna facultativa; la diversidad biológica del sistema es restringida encontrándose sobre todo especies microbianas. Para evitar en lo posible la salida de la comunidad bacteriana del sistema, se recomienda que el tiempo de retención hidráulica sea como mínimo de 1.5 días en zonas templadas (trópicos) y de 3 días en climas fríos (Ouano, *op. cit.*).

5.11.5 Lagunas de Maduración

Una lagunas de maduración tiene profundidades de hasta 5 metros y recibe los efluentes de lagunas facultativas o anaerobias con la finalidad de remover, con la mayor eficiencia posible, los organismos coliformes presentes en el agua residual (Ouano, *op. cit.*), además de permitir la degradación de DBO_5 o incluso la nitrificación de los efluentes (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Este tipo de sistemas resultan más eficaces para la remoción de organismos coliformes que los sistemas de lodos activados o de filtros rotatorios (Ouano, *op. cit.*). Su mecanismo implica la respiración endógena de los sólidos biológicos residuales y la conversión del amoniaco en nitrato mediante el oxígeno suministrado por reaireación superficial y por la presencia de algas. Los tiempos mínimos de retención son de 18 a 20 días para conseguir una respiración endógena completa de los sólidos que se encuentran en el agua residual; las cargas orgánicas aplicadas deben ser muy bajas con la finalidad de conservar las condiciones aerobias (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Para aguas residuales industriales en donde no hay rastros de contaminación por organismos patógenos, no es necesario hacer uso de lagunas de maduración. Para sitios en donde hay extensiones muy limitadas los procesos de cloración resultan más adecuados (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.11.6 Diseño de Lagunas Facultativas

Oxígeno disponible

La cantidad de oxígeno disponible, tanto por la acción del viento como por reacciones fotosintéticas, es proporcional al área superficial de la laguna. La cantidad

de oxígeno consumido por la eliminación de DBO_5 es proporcional a la cantidad de DBO_5 que entra al sistema. Para mantener condiciones aerobias en el sistema es necesario que exista un balance entre el oxígeno que ingresa al sistema y el que es consumido. De esta manera, la cantidad de oxígeno consumido (O_r) por el sistema se calcula como (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$O_r = K_1 * W_1 \quad [\text{kg O}_2/\text{día}] \quad (5.102)$$

donde

W_1	peso de DBO_5 que entra al sistema	[kg. $\text{DBO}_5/\text{día}$]
K_1	constante experimental	[adimensional]

Asimismo, la cantidad de oxígeno que ingresa al sistema (O_i) puede calcularse mediante la siguiente ecuación:

$$O_i = K_2 * A_s \quad [\text{kg O}_2/\text{ha} * \text{día}] \quad (5.103)$$

donde

A_s	área superficial de la laguna	[ha]
K_2	constante experimental	[kg. $\text{O}_2/\text{ha} * \text{día}$]

Si se considera que O_r es igual a O_i :

$$O_i = O_r = K_2 * A_s = K_1 * W_1 \quad (5.104)$$

Rearreglando la ecuación (5.104):

$$\frac{K_2}{K_1} = \frac{W_1}{A_s} = A_L \quad (5.105)$$

donde

A_L	carga orgánica superficial	[kg. $\text{DBO}_5/\text{ha} * \text{día}$]
-------	----------------------------	--

Debe tomarse en cuenta que el consumo de oxígeno es proporcional a la cantidad de DBO_5 aplicado por día solo cuando el DBO_5 del efluente es muy pequeño y la laguna no se encuentra dividida en lagunas más pequeñas que sean operadas en serie (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

Carga Orgánica Superficial

La carga orgánica superficial depende de la ubicación de la laguna. A medida que se encuentra más cerca del Ecuador se incrementan los procesos fotosintéticos, la producción de oxígeno y su consumo por parte de las bacterias.

Ouano (*op. cit*) reporta una ecuación que permite calcular el máximo valor de la carga orgánica superficial (A_L) para lagunas facultativas:

$$A_L = 60.26 (1.099)^T \quad (5.106)$$

donde

T temperatura [°C]

Por otro lado McGarry & Pescod (en Ouano, *op. cit*) proponen la siguiente ecuación para determinar la velocidad de remoción por área (A_r), para una temperatura de 30°C:

$$A_r = 0.725 * A_L + 10.75 \quad (5.107)$$

Remoción de DBO₅ en el Efluente

Para calcular la concentración DBO₅ del efluente en función de la carga orgánica de área, A_L , se puede utilizar la siguiente expresión (Ouano, *op. cit*):

$$\frac{C_o - C_e}{C_o} = 0.725 + \frac{10.75}{A_L} \quad (5.108)$$

donde

C_o concentración de DBO₅ inicial [mg/l]
 C_e concentración de DBO₅ en el efluente [mg/l]

De la ecuación (5.108), la remoción de DBO₅ de una laguna facultativa está limitada a un 73% cuando A_L excede los 200 kg. DBO₅/ha*día.

En aquellos casos en que se requiera utilizar una serie de lagunas facultativas en serie, el cálculo de la concentración de DBO₅ en el efluente (C_e) puede realizarse mediante la siguiente ecuación:

$$C_e = \frac{C_o}{\left(1 + \frac{k_t * V}{n * q}\right)^n} \quad [\text{mg/l}] \quad (5.109)$$

donde

k_t constante de la velocidad de degradación a la temperatura, t [día⁻¹]
 V volumen total de la laguna [m³]
 n número de lagunas facultativas operadas en serie [adimensional]
 q flujo que ingresa a la laguna facultativa [l/día]

El valor de k_t , en la ecuación (5.109) puede ser calculado para distintas temperaturas siempre y cuando se conozca el valor de k_t para 20°C, tal y como se muestra en la siguiente ecuación:

$$k_t = k_{20} (1.05)^{t-20} \quad (5.110)$$

donde

$$k_{20} \quad \begin{array}{l} \text{constante de la velocidad de degradación} \\ \text{a 20°C} \end{array} \quad [\text{día}^{-1}]$$

Volumen de la Laguna

El cálculo del volumen total (V) es posible determinarlo de la ecuación (5.109) a partir de la cual se obtiene la (5.111):

$$V = \frac{n * q}{k_t} \left[\left(\frac{C_o}{C_e} \right)^{1/n} - 1 \right] \quad (5.111)$$

Lagunas Facultativas en Serie

Para determinar independientemente el área de cada laguna (A_i) se puede usar la siguiente ecuación (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$A_i = \frac{V}{h_i * n} \quad [\text{m}^2] \quad (5.112)$$

donde

$$h_i \quad \text{profundidad de cada laguna} \quad [\text{m}]$$

El volumen particular de cada laguna (V_i) se calcula de la siguiente manera:

$$V_i = \frac{V}{n} \quad [\text{m}^3] \quad (5.113)$$

Condiciones de Insolación

Una expresión muy simplificada (Ecuación 5.102) permite determinar la cantidad de oxígeno transferido a la laguna facultativa por medio de la acción del viento y el oxígeno producido en el proceso fotosintético de las algas. La difusión del oxígeno del aire es dependiente del área superficial de la laguna y de las características del viento de la región. En el caso del oxígeno producido por la fotosíntesis de las algas,

éste depende de la energía solar que pasa a través del área superficial de la laguna; una parte de éste se escapa hacia la atmósfera.

Oxígeno Fotosintético

Las algas convierten el 6% de la energía solar a producción celular. Por cada kilogramo de masa de algas, son necesarias 6 millones de calorías de energía solar y se producen 1.6 kg. de oxígeno por acción del proceso fotosintético. De esta forma, la cantidad de oxígeno producido por día en una hectárea de terreno puede ser calculada de acuerdo a (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

$$O_i = \frac{\lambda_s * 0.06 * 1.6 E + 8 \quad \text{cal/ha} * \text{día}}{6 E + 6 \quad \text{cal/kg}} \quad (5.114)$$

donde

$$\lambda_s \quad \text{energía solar} \quad [\text{cal/cm}^2 * \text{día}]$$

La ecuación anterior puede ser simplificada como se indica a continuación:

$$O_i = 1.6 * \lambda_s \quad (5.115)$$

En la tabla 5.29 se muestran los valores de la energía solar disponible (λ_s) para diferentes meses del año y latitudes.

Latitud grados N o S	Radiación Solar (cal/cm ² *día)	Meses											
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
0	máx	225	266	271	266	249	236	238	252	269	265	256	253
	min	210	219	206	188	182	103	137	167	207	203	202	195
10	máx	223	244	264	271	270	262	265	266	266	248	228	225
	min	179	184	193	183	192	129	158	176	196	181	176	162
20	máx	183	213	246	271	284	284	282	272	252	224	190	182
	min	134	140	168	170	194	148	172	177	176	150	138	120
30	máx	136	176	218	261	290	296	289	271	231	192	148	126
	min	76	96	134	151	184	163	178	166	147	113	90	70
40	máx	80	130	181	181	286	298	288	258	203	152	95	66
	min	30	53	95	125	162	173	172	147	112	72	42	24
50	máx	28	70	141	210	271	297	280	236	166	100	40	26
	min	10	19	58	97	144	176	155	125	73	40	15	7
60	máx	7	32	107	176	249	294	268	205	126	43	10	5
	min	2	4	33	79	132	174	144	100	38	26	3	1

^a Valores de radiación solar, λ , en cal/cm²*día

^b Para determinar el valor promedio de λ , $\lambda_{prom} = \lambda_{min} + P (\lambda_{max} - \lambda_{min})$ en donde P es el total de horas de insolación dividido entre el total de horas posibles de insolación.

Tabla 5.29 Valores mensuales (máximos y mínimos) probables de la energía solar disponible como una función de latitud y mes (Ouano, *op. cit*).

$$\frac{10^{-3} * q * C_o}{A_s} = 1.07 * \lambda_s = A_L \quad [\text{kg. DBO}_5/\text{ha}] \quad (5.120)$$

La radiación solar disponible es dependiente de la nubosidad de la región así como del número de horas de insolación. La radiación solar promedio, λ_{prom} , es calculada mediante la siguiente ecuación:

$$\lambda_{\text{prom}} = \lambda_{\text{min}} + P(\lambda_{\text{máx}} - \lambda_{\text{min}}) \quad [\text{cal}/\text{cm}^2 * \text{día}] \quad (5.121)$$

donde

P fracción de las horas de insolación comparadas
con el número total de horas posibles de insolación [adimensional]

5.12 DESINFECCIÓN

5.12.1 Generalidades

La desinfección consiste en la destrucción de microorganismos patógenos, en donde se presenta una compleja interacción de factores como (Reynolds & Richards, *op. cit*):

- 1) las características fisico-químicas del desinfectante,
- 2) la naturaleza citoquímica y el estado físico de los patógenos,
- 3) la interacción entre los puntos 1) y 2), y
- 4) los efectos cuantitativos de los factores anteriores en el medio de reacción, como:
 - a. temperatura
 - b. pH
 - c. electrolitos
 - d. sustancias interferentes

Los desinfectantes pueden ser clasificados como:

- 1) agentes oxidantes (ozono, halógenos y compuestos halogenados)
- 2) cationes de metales pesados (plata, oro, mercurio)
- 3) compuestos orgánicos
- 4) sustancias gaseosas, y
- 5) agentes físicos (calor, radiación ultravioleta y ionización, pH)

Un desinfectante "*ideal*" debe cumplir con una serie de características las cuales se muestran en la tabla 5.30. Su acción se puede explicar por cuatro distintos mecanismos (Metcalf & Eddy, *op. cit*):

- 1) daño en la pared celular,
- 2) alteración de la permeabilidad de las células,
- 3) alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma, y
- 4) la inhibición de la actividad enzimática.

Reynolds & Richards (*op. cit*) y Ouano (*op. cit*) sugieren que la disminución del número de microorganismos patógenos (velocidad de destrucción) puede describirse en función de una reacción de primer orden, como lo indica la siguiente expresión:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad [\text{núm. microorganismos/min}] \quad (5.122)$$

donde

- | | | |
|---|--|----------------------|
| k | constante de la velocidad de reacción | [min ⁻¹] |
| N | número de microorganismos remanentes al tiempo t | |

Características	Propiedades / Respuesta	Cloro	Hipoclorito de sodio	Hipoclorito de calcio	Dióxido de cloro	Cloruro de bromo	Ozono	Radiación UV
Toxicidad para los microorganismos	Debe ser altamente tóxico a altas concentraciones	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Solubilidad	Debe ser soluble en agua o en tejido celular	Ligera	Alta	Alta	Alta	Ligera	Alta	N/A
Estabilidad	La pérdida de acción germicida con el tiempo debe ser baja	Estable	Ligeramente estable	Relativamente estable	Inestable, debe generarse a medida que se consume	Ligeramente inestable	Inestable, debe generarse a medida que se consume	Debe generarse a medida que se consume
No tóxico para las formas de vida superiores	Debe ser tóxico para los microorganismos y no tóxico para el hombre y otros animales	Altamente tóxico para las formas de vida superiores	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Homogeneidad	La disolución debe ser uniforme en su composición	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	N/A
Interacción con materias extrañas	No debe ser absorbido por otra materia orgánica que las células bacterianas	Oxida la materia orgánica	Oxidante activo	Oxidante activo	Alta	Oxida la materia orgánica	Oxida la materia orgánica	-----
Toxicidad a temperatura ambiente	Debe ser efectivo en el intervalo de temperaturas ambiente	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Penetración	Debe tener la capacidad de penetrar a través de las superficies	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Moderado
No corrosivo y no colorante	No debe atacar la metales ni teñir la ropa	Muy corrosivo	Corrosivo	Corrosivo	Muy corrosivo	Corrosivo	Muy corrosivo	N/A
Capacidad desodorante	Debe desodorizar a la vez que desinfectar	Alta	Moderado	Moderado	Alta	Moderado	Alta	N/A
Disponibilidad	Debe estar disponible en grandes cantidades y a un precio razonable	Costo bajo	Costo moderadamente bajo	Costo moderadamente bajo	Costo moderadamente bajo	Costo moderadamente bajo	Costo moderadamente elevado	Costo moderadamente bajo

Tabla 5.30 Comparación entre las características ideales y prácticas de los desinfectantes químicos normalmente usados (Metcalf & Eddy, op. cit).

El valor de la constante, k , depende de la(s) especie(s) y forma de los microorganismos que se desea destruir, el tipo y naturaleza del desinfectante, la concentración del desinfectante y factores ambientales como pH y temperatura. Reynolds & Richards (*op. cit*) proponen una ecuación empírica que relaciona la concentración de un desinfectante (C) con respecto a su tiempo de contacto:

$$C^n t_c = K \quad \text{al tiempo } t=0 \quad [\text{mg/l}] \quad (5.123)$$

donde

t_c tiempo de contacto requerido para eliminar a un porcentaje dado de microorganismos [min]
 K, n constantes experimentales

Los valores de K y n dependen del tipo y naturaleza del desinfectante utilizado. Si n es mayor a 1, la acción del desinfectante depende en gran medida de su concentración. Si n es menor a 1 la acción del desinfectante depende del tiempo de contacto. El valor de K depende de los tipos de microorganismos que se desea eliminar y de factores como pH y temperatura. A medida que aumenta la temperatura se incrementa la acción del desinfectante (Reynolds & Richards, *op. cit*).

El diseño del sistema de desinfección depende de diversos factores como son (Reynolds & Richards, *op. cit*):

- el tipo y características del medio de desinfección seleccionado,
- las características del agua tratada,
- la generación de cloraminas,
- la facilidad de obtención, almacenamiento y dosificación del desinfectante,
- y
- las medidas de seguridad del sistema de desinfección

5.12.2 Desinfección con Cloro

El cloro es el desinfectante más comúnmente usado debido a que tiene alta efectividad aún aplicado a bajas concentraciones, es barato y tiene efecto residual si es aplicado en dosis adecuadas. Puede ser aplicado como gas o en forma de hipoclorito.

Puede ser extraído de los tanques o cilindros de almacenamiento en forma de gas o líquido. Si se extrae en forma de gas, la evaporación del líquido en el contenedor conduce a la formación de una escarcha que limita las velocidades de extracción a 18 kg/d para cilindros de 68 kg. y a 205 kg/d para contenedores de 1 tonelada a 21°C. En aquellos casos en que es necesario extraer más de 180 kg/d de los contenedores de 1 tonelada, es necesario hacer uso de evaporadores. Para aquellos

casos en que se requiere obtener una cantidad superior a los 680 kg/d es casi obligado el uso de evaporadores (Heredia, 1995).

Los evaporadores de cloro están disponibles en diversos tamaños, con capacidades entre 1.818 kg/d y 4.545 kg/d, mientras que los decoloradores pueden tener capacidades desde 227 hasta 4545 kg/d (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La capacidad desinfectante del cloro se debe a su alto poder oxidante, provocando la oxidación de las enzimas de las células microbianas que son esenciales para sus procesos metabólicos (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

La forma más común de aplicación es como gas, aunque requiere medidas de seguridad estrictas para evitar fugas que puedan ocasionar daño al personal (Kawamura, *op. cit.*).

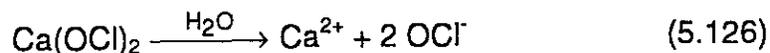
El cloro actúa formando ácido hipocloroso al reaccionar con el agua, tal y como lo indica la siguiente ecuación:



Para soluciones diluidas y con pH mayor a 3, la reacción se desplaza hacia el lado de productos por lo que muy pocas moléculas de cloro gaseoso permanecen disueltas y sin reaccionar. Una vez que el ácido hipocloroso ha sido formado, éste se disocia para formar al ión hipoclorito (Ecuación 5.125). La distribución relativa del ácido hipocloroso y el ión hipocloroso depende del pH.



Por otro lado, las sales de hipoclorito pueden también ser utilizadas, con la ventaja de que se encuentran en estado sólido (hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$)) o en estado líquido (hipoclorito de sodio (NaOCl)). El estado físico sólido del hipoclorito de calcio lo convierte en un reactivo barato y fácil de uso debido a su facilidad de disolverse en agua, tal y como lo muestra la ecuación (5.126):



La cantidad del desinfectante usado depende de la cantidad de material que se desea oxidar así como de la cantidad de cloro residual que debe permanecer. Para determinar dichas cantidades se lleva a cabo un procedimiento experimental de cloración para determinar el "punto de quiebre". Este punto se observa en forma gráfica en la Figura 5.30 (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

La adición de cloro más allá del *punto de quiebre* produce un aumento de cloro libre disponible directamente proporcional al cloro añadido (hipoclorito sin reaccionar) lo cual asegura que se alcanzará la desinfección (Reynolds & Richards, *op. cit.*; Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Ya que la desinfección se lleva a cabo en agua residual tratada, esta generalmente contiene nitrógeno en forma de amoníaco o en forma de nitrato⁴⁷. Debido al alto poder oxidante del ácido hipocloroso, éste reacciona con el amoníaco que se encuentra en el agua residual tratada, originando tres tipos de cloraminas, tal y como se muestra en las ecuaciones siguientes:

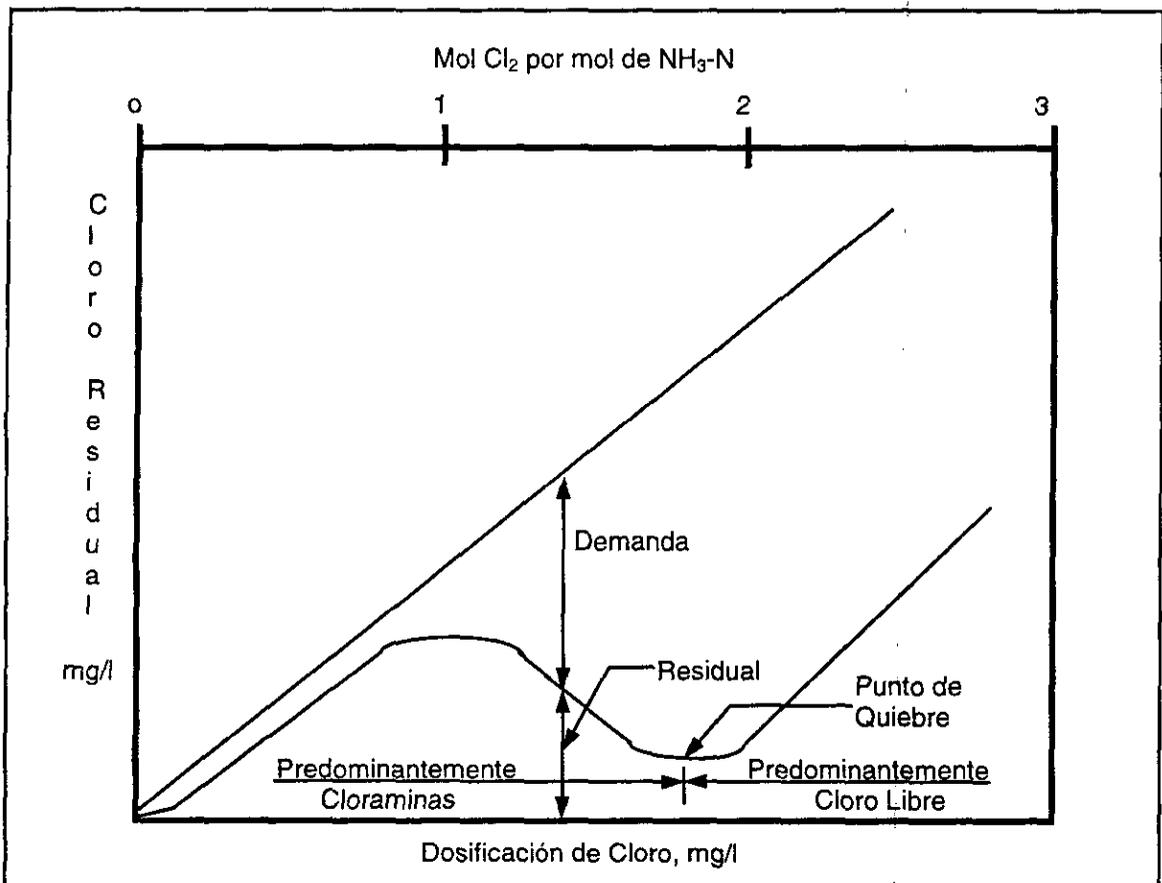


Figura 5.30 Gráfica que muestra la demanda de cloro, la cantidad de dosificación, el cloro residual y el punto de quiebre (Reynolds & Richards, *op. cit.*).

En aquellos casos en que existe nitrógeno amoniacal presente en el agua tratada, la cantidad de cloro consumido es mayor que la cantidad usada solo para la eliminación de microorganismos patógenos. Para efectos prácticos la relación estequiométrica

⁴⁷La formación de nitratos depende si la planta tiene procesos de nitrificación (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

entre el cloro residual y el nitrógeno amoniacal se encuentra en un rango de 8:1 a 10:1. El cloro que debe añadirse para tener una cierta cantidad residual recibe el nombre de *demanda de cloro*. Para medir el cloro residual (libre y combinado) se puede emplear el método amperométrico (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Mediante diversos estudios se ha demostrado que cuando permanecen constantes todos los parámetros físicos que controlan el proceso de desinfección, su eficiencia germicida, medida a partir de la supervivencia bacteriana, depende principalmente del cloro bactericida residual presente, R , y del tiempo de contacto, t . Se ha comprobado también que al aumentar el valor de una de estas variables (R ó t), y disminuyendo al mismo tiempo el valor de la otra, el grado de desinfección que se logra es aproximadamente el mismo.

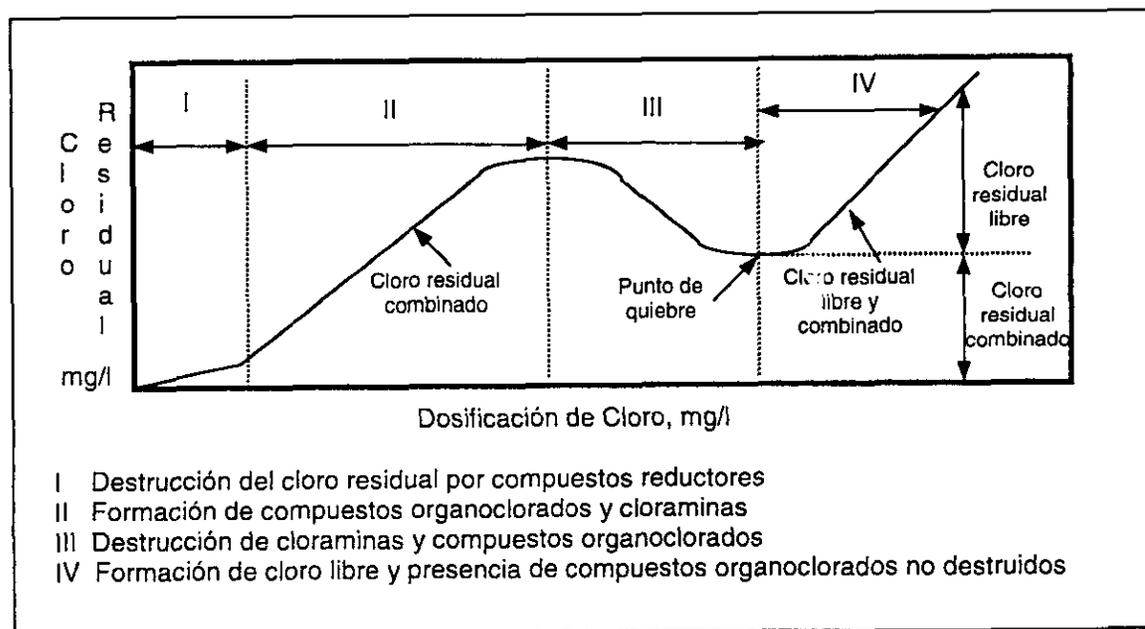


Figura 5.31 Curva generalizada obtenida durante la cloración al punto de quiebre (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Se puede calcular la reducción del número de microorganismos del efluente clorado de un proceso de tratamiento primario usando la siguiente ecuación:

$$\frac{N_t}{N_0} = (1 + 0.23 \cdot C_t \cdot t)^{-3} \quad (5.130)$$

donde:

- N_t número de organismos coliformes en el instante t
- N_0 número de organismos coliformes en el instante t_0
- C_t cloro residual medido amperométricamente en el instante de tiempo t [mg/l]

t tiempo de permanencia

[min]

La determinación del número de organismos coliformes antes y después del proceso de desinfección puede llevarse a cabo mediante el método estadístico del número más probable o NMP (APHA, *op. cit.*).

En cuanto a las dosis que deben ser aplicadas para cada tipo de agua residual, lo más recomendable es que ésta debe determinarse de forma experimental. Sin embargo, existen ciertas recomendaciones generales, algunas de las cuales se muestran en la tabla 5.31 (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Aplicación	Intervalo de Dosis [mg/l]
Agua residual bruta (precloración)	6 - 25
Efluente primario	5 - 20
Efluente del proceso de precipitación química	2 - 6
Efluente de plantas de filtros percoladores	3 - 15
Efluente del proceso de lodos activados	2 - 8
Efluente filtrado (a continuación del proceso de lodos activados)	1 - 5

Tabla 5.31 Dosis recomendadas de cloro para desinfección de agua residual tratada (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

5.12.3 Diseño del Tanque de Cloración

Un sistema de cloración con cloro gas / dióxido de cloro se muestra en el diagrama de flujo de la Figura 5.32. Se recomienda que al menos el 80 ó 90% del agua permanezca dentro del tanque de cloración durante el tiempo de contacto especificado. La mejor forma de lograrlo es utilizar un tanque de laberinto del tipo de flujo pistón o bien una serie de tanques interconectados o con distintos compartimientos (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

El tiempo de contacto se determina por los organismos usados como control y puede variar entre 15 y 45 minutos, siendo habitual un tiempo de contacto de 15 minutos a caudal máximo. Cuando no se cuenta con la información suficiente, la cantidad de cloro residual puede calcularse mediante la ecuación 5.128.

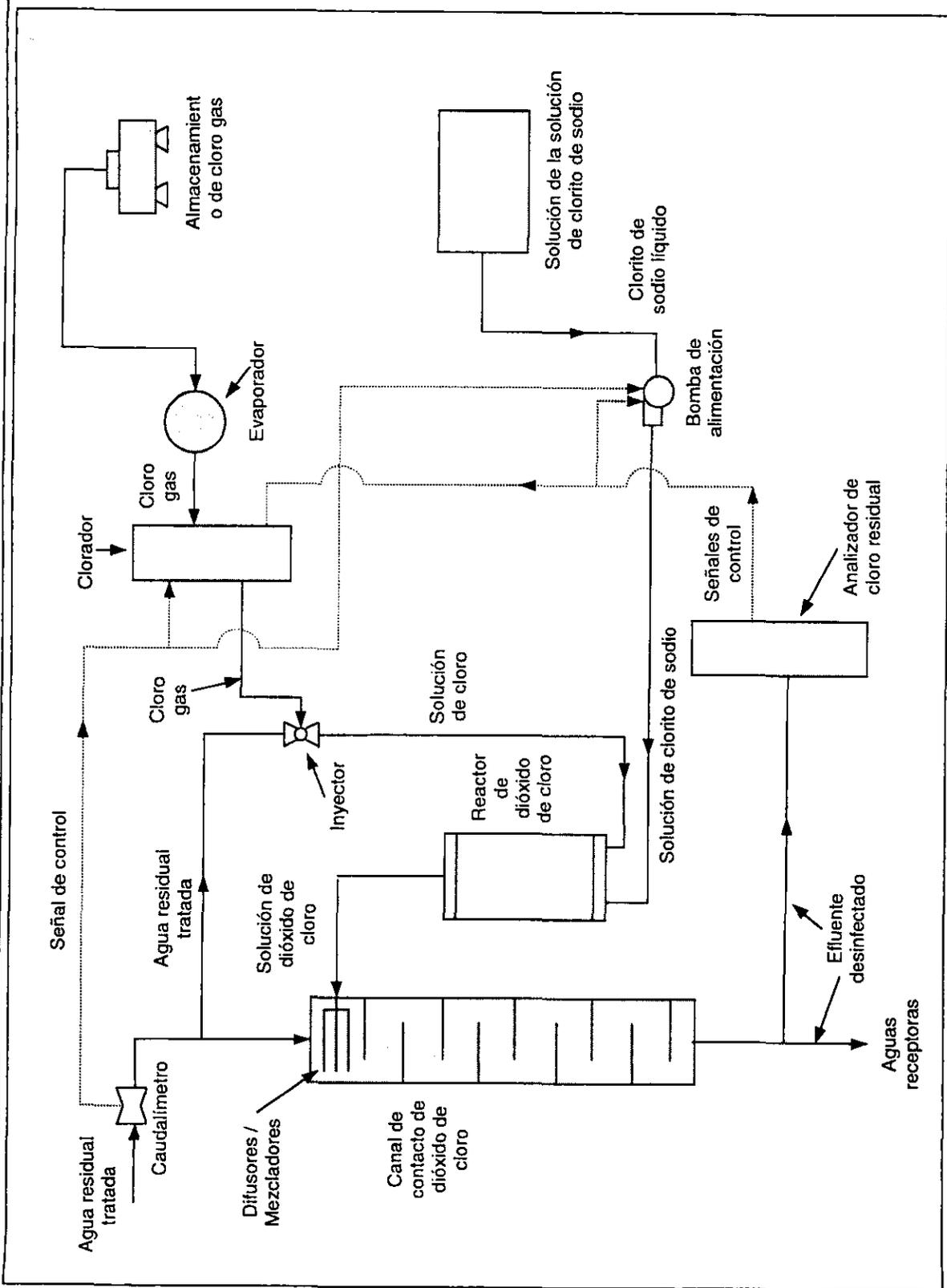


Figura 5.32 Diagrama de flujo esquemático del proceso de cloración con cloro gas / dióxido de cloro (Metcalf & Eddy, op. cit).

Los tanques de cloración de flujo pistón construidos en forma de laberinto, cuando se usan relaciones de largo - ancho mayores a 10:1, y especialmente del orden de 40:1 minimizan los cortocircuitos. Otra forma de minimizar los cortocircuitos es disminuir la velocidad del agua residual que entra al tanque de cloración (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

En algunos sistemas de cloración pueden encontrarse sólidos que hayan escapado del sistema de sedimentación. La acumulación de estos sólidos debe evitarse, por lo cual se recomienda que la velocidad horizontal dentro del sistema sea de 2 a 4.5 m/min como mínimo (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

CAPÍTULO 6

SIDIPTARI: SISTEMA DE DISEÑO PRELIMINAR DE UNIDADES DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

El uso de sistemas computacionales para el diseño de equipos de proceso es de vital importancia, tanto para proyectos nuevos como para modificar o actualizar a los ya existentes.

En este capítulo se revisará la forma en que se elaboró el sistema computacional para el diseño preliminar de los procesos de tratamiento para las aguas residuales de la industria papelerá, procesadora de alimentos del mar y petrolera. El sistema, denominado SIDIPTARI (**S**istema de **D**iseño **P**reliminar de unidades de **T**ratamiento de **A**gua **R**esidual **I**ndustrial) está formado por un conjunto de módulos, algunos de los cuales proporcionan información acerca de las industrias estudiadas y otros más permiten el diseño de los sistemas de tratamiento que sean seleccionados por el usuario.

Tal y como se aclaró en el capítulo 5 de éste trabajo, los procesos de tratamiento usados en SIDIPTARI no son los únicos que existen o que son usados para la depuración de las aguas residuales ya que existe una amplia variedad de ellos. La selección de los procesos y los métodos de cálculo utilizados en la programación fue hecha en base a investigaciones publicadas para el tratamiento de las aguas residuales a que se refiere esta investigación (véase Capítulo 2) así como en las recomendaciones hechas por algunos de los muchos especialistas que existen en el área.

6.1 Programación del Sistema

Para elaborar el sistema SIDIPTARI se usó como herramienta computacional a la Programación Orientada a Objetos (de aquí en adelante POO) la cual permite un manejo relativamente sencillo de pantallas, ventanas, gráficas y algoritmos, además de proporcionar un ambiente de fácil acceso y manejo para el usuario. En este tipo de programación los "objetos" son relativamente fáciles de definir, realizar y mantener porque reflejan la modularidad natural de una aplicación (Winblad *et. al*, 1993).

Un sistema de cómputo que usa la POO proporciona rendimiento, flexibilidad y funcionalidad, elementos necesarios para las aplicaciones prácticas. Sus principales ventajas son la mejora de la gestión de la complejidad y el aumento de la productividad del programador. La POO mejora no sólo el proceso de desarrollo del software sino también la flexibilidad y utilidad resultante. El proceso de diseño se convierte en algo más intuitivo e inspeccionable porque los elementos del software se corresponden con los elementos del ámbito real de la aplicación (Winblad *et. al*, *op. cit*).

El diseño de cualquier sistema de cómputo requiere del uso de una metodología determinada. Una de las más utilizadas es la conocida como Yourdon, la cual consta de diversos pasos o fases, de las cuales la primera es la definición de la naturaleza del sistema, como en la mayoría de las otras metodologías orientadas a la

construcción de sistemas. Otras etapas de esta metodología van desde la definición del entorno del sistema (diagramas de contexto) hasta las especificaciones de mantenimiento, de las cuales la construcción de diagramas de flujo de datos (DFD) y de entidades para el almacenamiento de datos son fases fundamentales en el análisis y diseño de sistemas.

Los DFD son una herramienta gráfica en el análisis estructurado y se usan comúnmente, aunque no están restringidos estrictamente a la aplicación de los sistemas de cómputo (Yourdon, 1978).

Una vez elaborados los DFD y seleccionadas las entidades con las cuales se elabora el sistema, se lleva a cabo el diseño de las pantallas.

Una pantalla es el medio de comunicación entre el usuario y el sistema de cómputo y cuando está bien diseñada y definida garantiza entonces el almacenamiento y obtención de información adecuada y necesaria para el diseño de los equipos de proceso a que se refiere este trabajo.

Los expertos en el área de cómputo recomiendan los siguientes lineamientos para el diseño de formas con el fin de que éstas tengan la máxima utilidad (Senn, 1992):

1. Diseñe formas fáciles de llenar.
2. Asegúrese que las formas cumplan con el propósito para la cual fue diseñada.
3. Diseñe formas que aseguren un llenado preciso.
4. Mantenga las formas atractivas al usuario.

Las pantallas de SIDIPTARI fueron diseñadas en forma tal que se presentan botones de comandos, cajas para la captura de datos y para mostrar los resultados y, en algunos casos, gráficas asociadas a estos últimos.

Las herramientas de análisis y diseño ayudan a definir las especificaciones y características del sistema tal como pantallas, procesos y unidades de almacenamiento de información. A partir de estas especificaciones, la construcción del sistema puede llevarse a cabo eligiendo una herramienta de programación y manejo de información adecuado. Para el caso particular de SIDIPTARI se seleccionó a la herramienta de cómputo Visual Basic ya que permite crear sistemas para ser utilizados en ambiente Windows, actualmente una de las herramientas computacionales más extendidas y de mayor uso entre los usuarios de computadoras. Además, el Visual Basic permite integrar el diseño de pantallas, la programación estructurada, el manejo e inserción de gráficas, y en caso de que sea necesario el uso de bases y tablas de datos.

6.2 Descripción del Sistema

La finalidad de SIDIPTARI es proporcionar una herramienta para el diseño de alternativas de equipos necesarios para el tratamiento de aguas residuales procedentes de las industrias papeleras, procesadora de alimentos del mar y petrolera. También ofrece información acerca de los sistemas de tratamiento preliminar, primario y secundario.

Para cada industria se presentan distintos tipos de tratamiento, los cuales fueron seleccionados de acuerdo a las recomendaciones hechas por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, *op. cit*), Metcalf & Eddy (*op. cit*) y la Comisión Nacional de Agua (CNA, 1995), entre otros. Éstos procesos de depuración no son los únicos que son utilizados en las plantas de tratamiento

Se proporciona la posibilidad para que el usuario pueda seleccionar una o varias de las unidades de tratamiento para un mismo tipo de industria, lo cual permite comparar cual es el proceso más adecuado de acuerdo a una serie de datos proporcionados como son: los caudales, cargas orgánicas, sólidos suspendidos, el espacio del cual se dispone para llevar a cabo la instalación del equipo ó las características deseadas del efluente.

6.3 Manejo básico de SIDIPTARI

6.3.1 Instalación

Para hacer la instalación del sistema es necesario contar con una computadora PC o compatible con procesador 486SX o superior, 4 Mb de memoria RAM y al menos un espacio disponible en disco duro de 5Mb además de que es muy recomendable disponer de un monitor a color. La versión de Windows que debe estar instalada debe ser Windows 95 o superior.

SIDIPTARI se encuentra contenido en 3 discos de 3.5" de alta densidad. Para su identificación se encuentran numerados del 1 al 3. El disco uno es el que contiene el programa de instalación (SETUP.EXE) el cual debe ser ejecutado desde el Explorador de Windows. En forma automática se inicia el copiado de archivos de sistema y se realiza la actualización de éstos en caso de que sea necesario, siendo tarea del usuario cambiar los discos cada vez que se solicite en pantalla. En caso de que el usuario desee suspender la instalación de SIDIPTARI se debe seleccionar el botón Cancelar que aparece en pantalla. Una vez terminada la instalación SIDIPTARI aparece como programa ejecutable desde el menú principal de Windows.

6.3.2 Entrada

Ya que el programa de instalación crea un ícono de acceso directo en el menú principal de Windows el usuario debe seleccionarlo para iniciar con la ejecución del programa.

Iniciada la ejecución del programa, debe proporcionarse la clave de acceso (password), tal y como se muestra en la Figura 6.1.

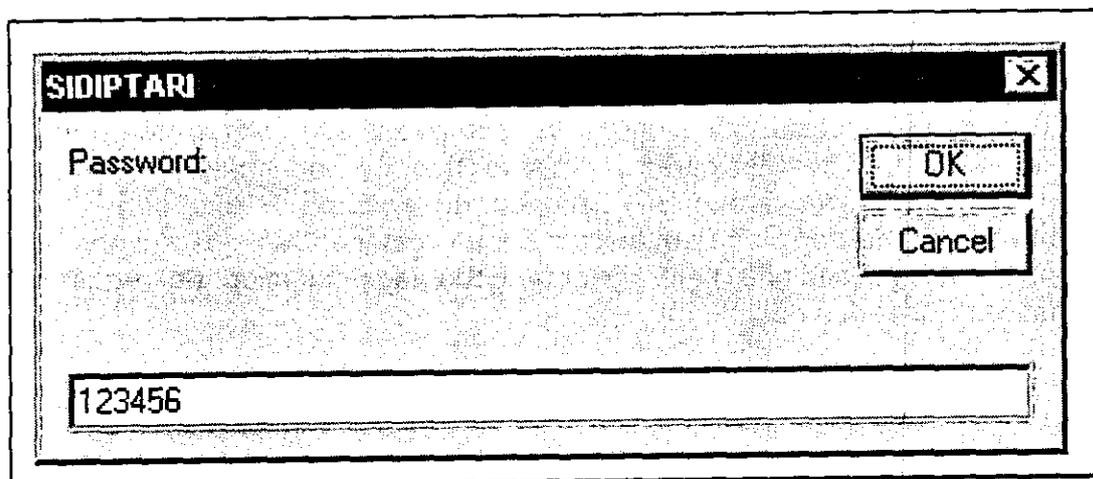


Figura 6.1 Pantalla de clave de acceso de SIDIPTARI.

La clave de acceso es particular para cada usuario. Al ingresar la clave el usuario tiene hasta 3 oportunidades de escribirla correctamente, en caso de que no suceda así el acceso será denegado y regresara a Windows.

6.3.3 Menú Principal

El paquete SIDIPTARI presenta un Menú General dividido en las siguientes secciones (Figura 6.2):

- Tratamiento
- Industria de Celulosa y Papel
- Industria Petrolera
- Industria Procesadora de Alimentos del Mar
- Terminar

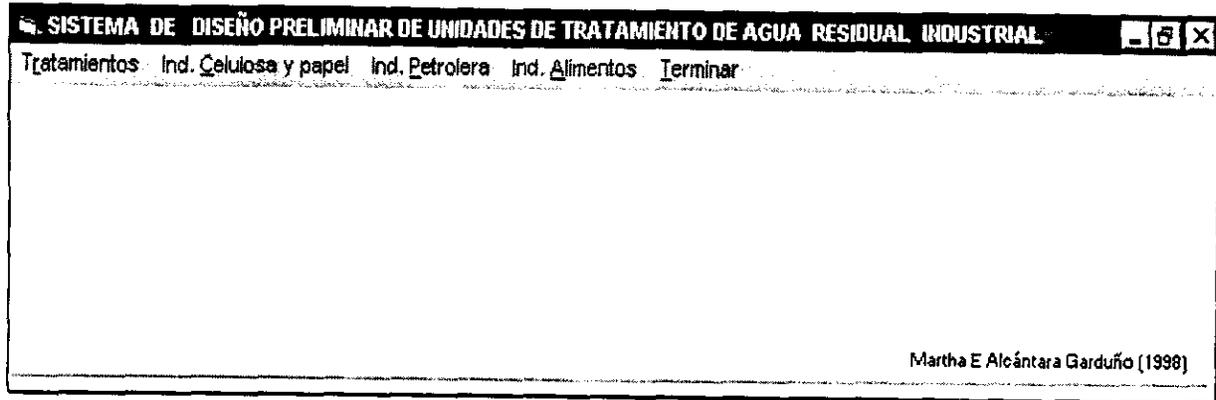


Figura 6.2 Menú principal de SIDIPTARI.

El diagrama de flujo del sistema computacional que representa las secciones indicadas se muestra en la Figura 6.3:

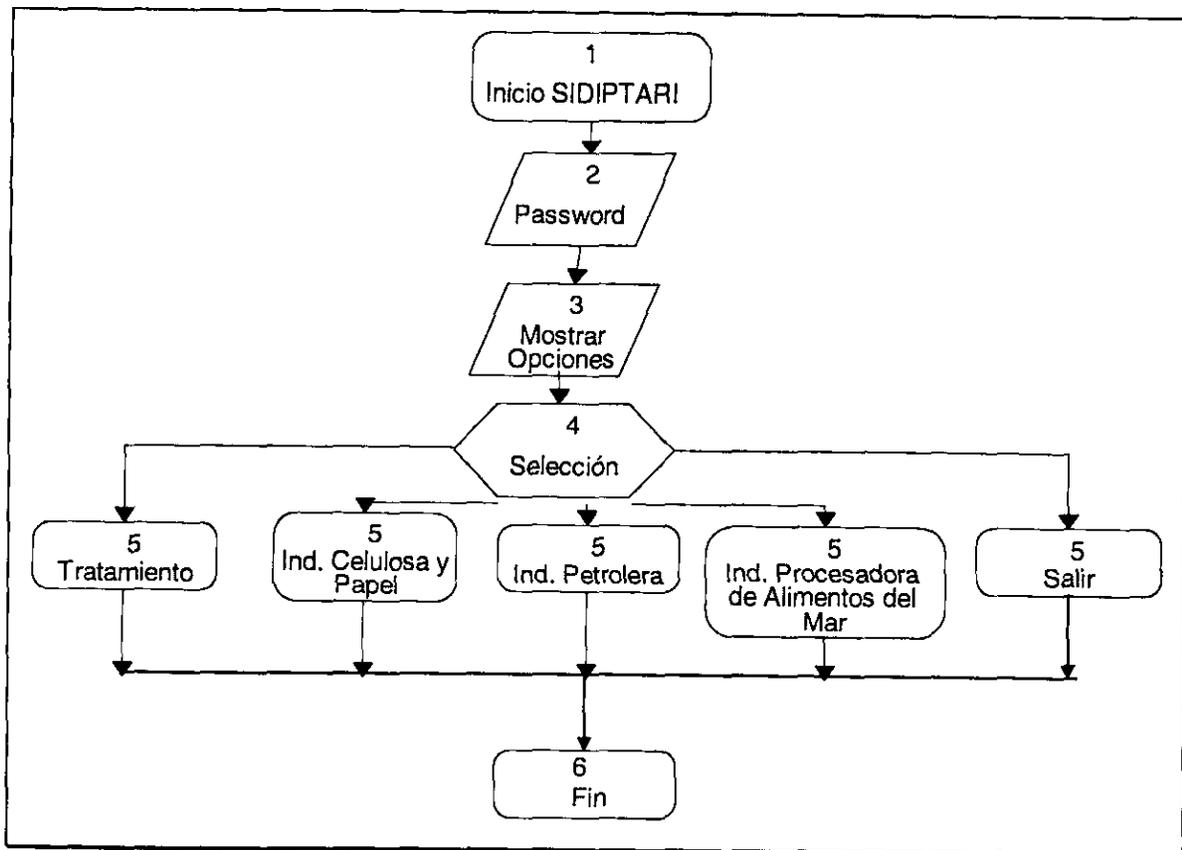


Figura 6.3 Diagrama de flujo general para el sistema computacional SIDIPTARI.

6.3.4 Tratamiento

Esta sección se encuentra dividida como se indica a continuación:

- Tratamiento**
 - ⇒ Pretratamiento
 - ⇒ Primario
 - ⇒ Secundario

Cada una de estas partes tiene como finalidad indicar las características generales de los procesos de tratamiento indicados. El texto de que consta se presenta en forma de un cuadro con barras desplazables. La información es de solo lectura, por lo que no debe ser modificada por el usuario. Un ejemplo de pantalla se presenta en la Figura 6.4.

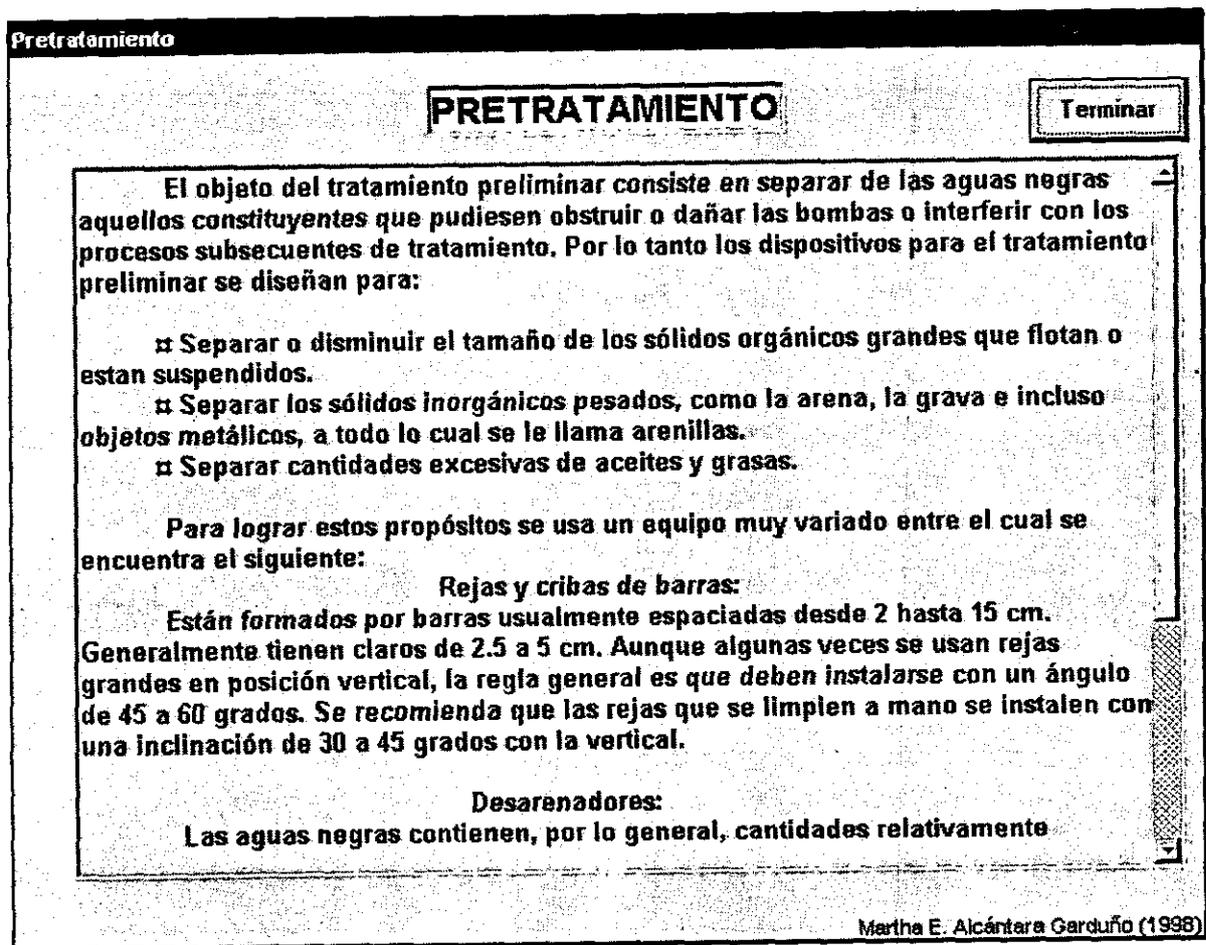


Figura 6.4 Despliegue de información sobre los métodos de tratamiento disponibles.

Una vez consultada la información se puede regresar al menú principal seleccionando el botón "Terminar".

6.3.5 Industria de Celulosa y Papel

Esta parte del programa contiene a su vez los siguientes elementos:

- ☐ **Industria de Celulosa y Papel**
 - ⇒ Características
 - ⇒ Proceso
 - ☆ Medición de caudales
 - ☆ Rejillas
 - ☆ Tanque de igualación
 - ☆ Sedimentador primario
 - ☆ Discos rotatorios
 - ☆ Filtros rotatorios
 - ☆ Sedimentador secundario
 - ☆ Desinfección

La Figura 6.5 muestra la pantalla que permite seleccionar al proceso de tratamiento:

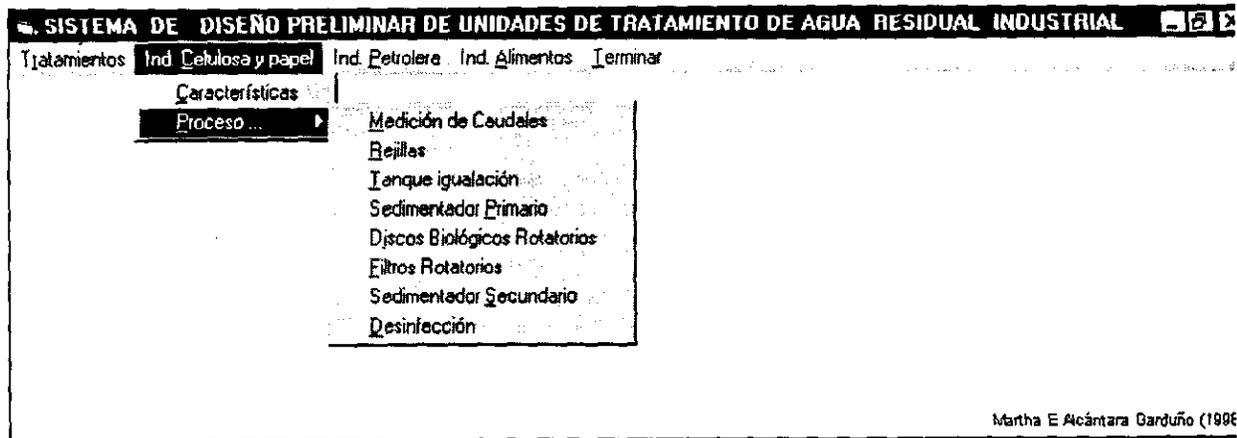


Figura 6.5 Unidades de tratamiento que pueden ser utilizadas para la Industria de Celulosa y Papel.

- A) **Características:** se mencionan las particularidades de las aguas residuales procedentes de este tipo de industria así como los procesos de tratamiento recomendados por distintas entidades como CNA o EPA
- B) **Proceso:** en esta parte, el usuario lleva a cabo la selección de la unidad o unidades de tratamiento que desea diseñar. Cada una se calcula en forma independiente.

6.3.6 Industria Petrolera

Para la Industria Petrolera algunos de los procesos de tratamiento son diferentes a los mencionados en la Industria de Celulosa y Papel. En este caso las unidades de tratamiento considerados son los siguientes:

- **Industria Petrolera**
 - ⇒ Características
 - ⇒ Proceso
 - ☆ Medición de caudales
 - ☆ Desarenador
 - ☆ Tanque de igualación
 - ☆ Neutralización
 - ☆ Eliminador de grasas tipo API
 - ☆ Sedimentador primario
 - ☆ Discos rotatorios
 - ☆ Lodos activados
 - ☆ Sedimentador secundario
 - ☆ Lagunas de oxidación

La Figura 6.6 muestra la pantalla correspondiente a esta Industria.

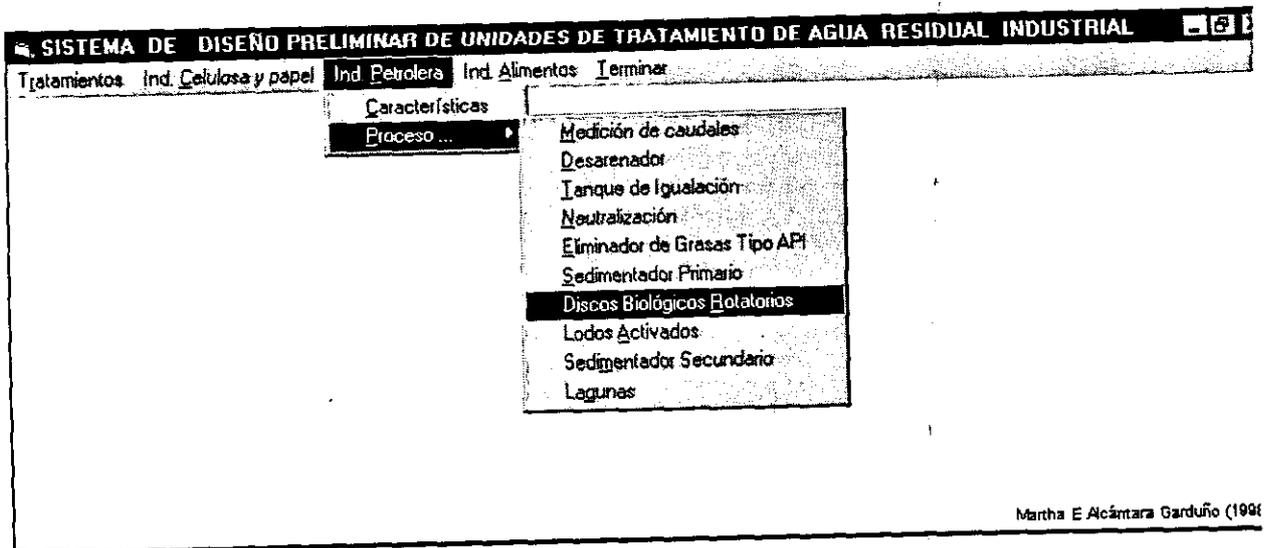


Figura 6.6 Unidades de tratamiento disponibles para la Industria Petrolera.

6.3.7 Industria Procesadora de Alimentos del Mar

En la Industria Procesadora de Alimentos del Mar se utiliza una combinación de los métodos de tratamiento usados por las dos industrias anteriormente mencionadas. Las unidades de tratamiento que pueden ser utilizados son los siguientes:

- ☐ **Industria Procesadora de Alimentos del Mar**
 - ⇒ Características
 - ⇒ Proceso
 - ☆ Medición de caudales
 - ☆ Rejillas
 - ☆ Tanque de igualación
 - ☆ Sedimentador primario
 - ☆ Flotación por aire disuelto (DAF)
 - ☆ Lodos activados
 - ☆ Sedimentador secundario
 - ☆ Lagunas de oxidación

La Figura 6.7 muestra la pantalla de las unidades indicadas.

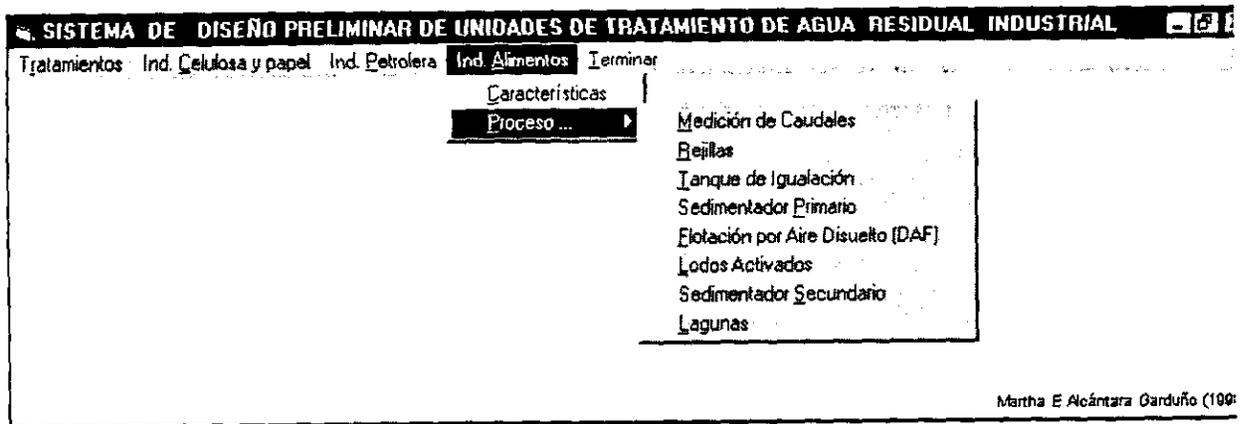


Figura 6.7 Procesos de tratamiento disponibles para la Industria Procesadora de Alimentos del Mar.

6.3.8 Salida del Sistema

Para salir de SIDIPTARI seleccione la opción "Salir" que se encuentra en la ventana "Terminar" de la pantalla principal. De esta forma se regresa a Windows para continuar trabajando en cualquier otra aplicación (Figura 6.8).

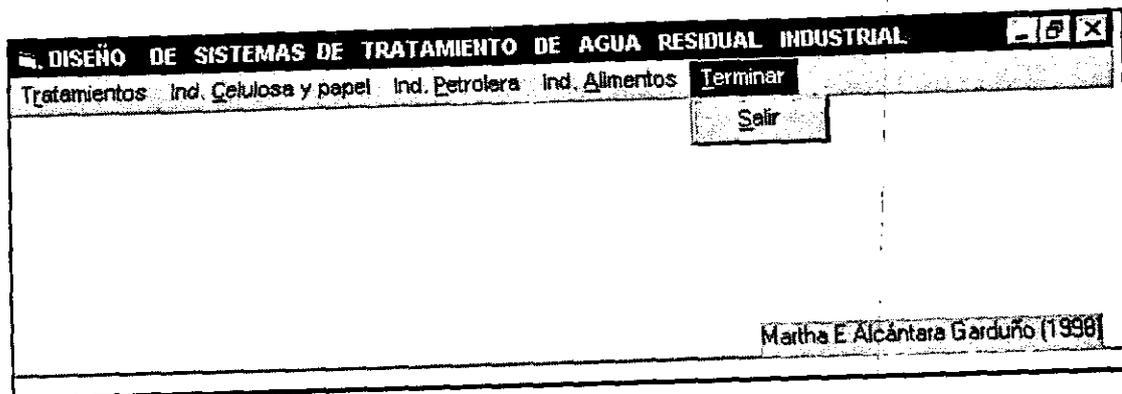


Figura 6.8 Salida del SIDIPTARI.

6.4 Unidades de Tratamiento

Para cada industria se cuenta con distintos tipos de tratamiento que forman el sistema de depuración. En las unidades de tratamiento, SIDIPTARI solicita en pantalla los datos básicos de diseño tal y como se mostrara más adelante. El ingreso de estos datos se lleva a cabo en un cuadro de variables (o *frame*⁴⁸) mientras que los resultados son mostrados en forma independiente. En caso de que alguno o algunos de los datos proporcionados por el usuario se encuentren fuera de los valores válidos, en la pantalla aparecerá un cuadro de texto (aviso) indicando que algún error ha ocurrido, de tal manera que puedan ingresarse los datos correctos del equipo a diseñar.

6.4.1 Medición de Caudales

SIDIPTARI permite diseñar dos tipos de equipo de medición de caudales:

- ◇ Medidor Parshall
- ◇ Vertedor Triangular

La selección de uno u otro medidor de caudales se lleva a cabo en la parte superior de la pantalla (Figura 6.9). Para diseñar el medidor Parshall los datos de entrada que deben ser proporcionados y los intervalos de validez de los valores se indican en la tabla 6.1.

⁴⁸Un *frame* es un marco que se coloca en la pantalla de programación; su función es la de agrupar diversos elementos como mensajes, cuadro de lectura de datos o de impresión de resultados, listas desplegables, imágenes o cualquier otro elemento necesario para el programa.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal mínimo	litro / segundo (lps)	Mayor a cero
Caudal máximo	litro / segundo (lps)	Menor a 3949
Caudal (de diseño)	litro / segundo (lps)	Debe encontrarse entre caudal mínimo y caudal máximo
Ancho del canal	metros (m)	Mayor a cero
Ancho de garganta	pies	Fijado por la tabla desplegada
Altura del nivel de agua	metros (m)	Mayor a cero
Perdida de carga	pies	Mayor a cero y menor o igual a 1

Tabla 6.1 Datos de entrada requeridos para el diseño de un Medidor Parshall, indicando las unidades y valores válidos.

MEDIDOR DE CAUDALES

Mostrar Resultados

Dimensionamiento del Medidor de Caudales

Medidor de Caudales

Medidor Parshall
 Vertedor Triangular

Datos de Diseño: Medidor Parshall

Caudal mínimo (lps)

Caudal máximo (lps)

Caudal (lps)

Ancho del canal (m)

Ancho de garganta (pies)

Altura máxima del nivel de agua (m)

Perdida de carga (pies)

Martha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.9 Datos de entrada para el diseño de un Medidor Parshall.

Para observar los resultados seleccione el botón "Mostrar Resultados" que se encuentra en la parte superior izquierda de la pantalla; de esta forma se despliega la *frame* correspondiente, tal y como se muestra en la Figura 6.10.

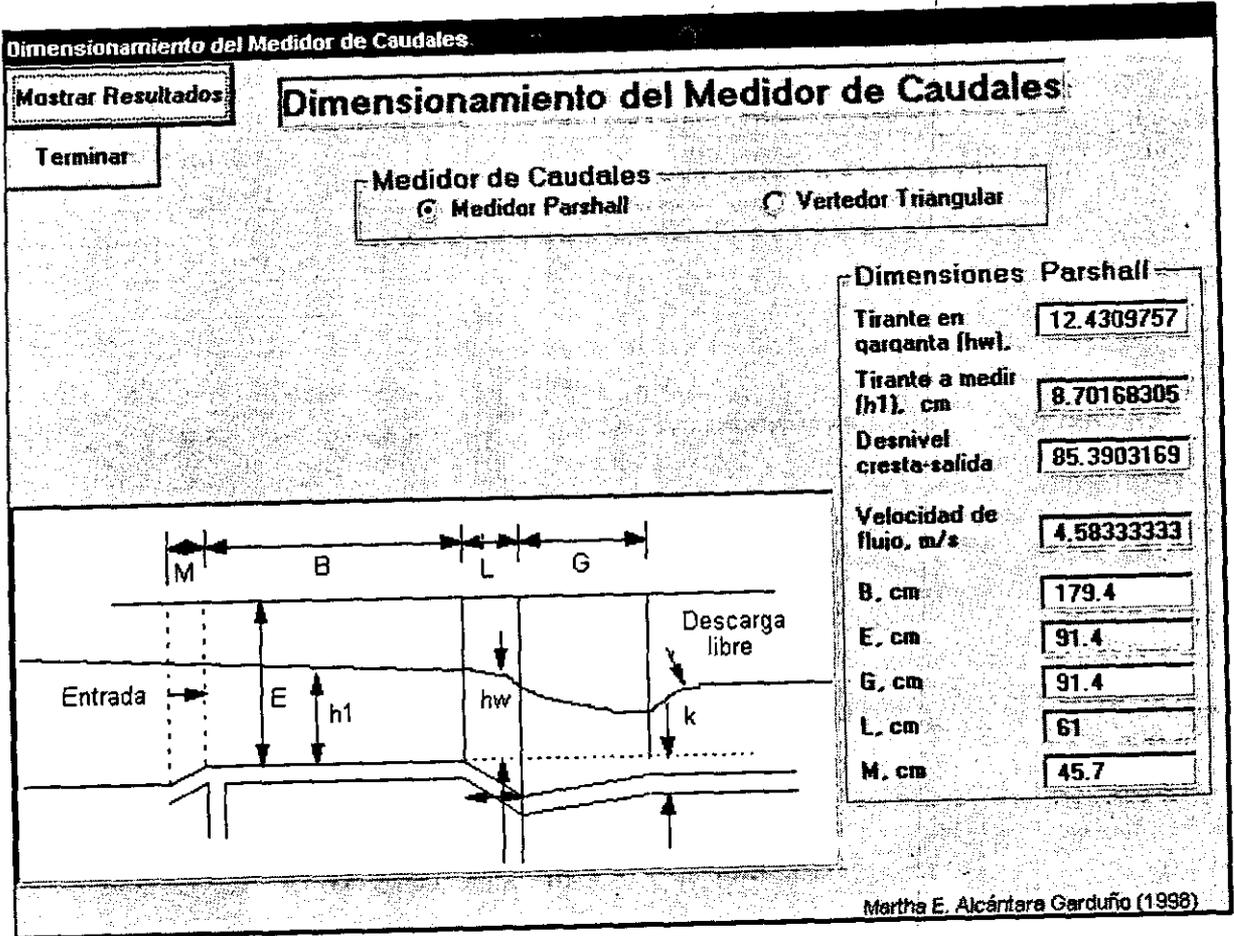
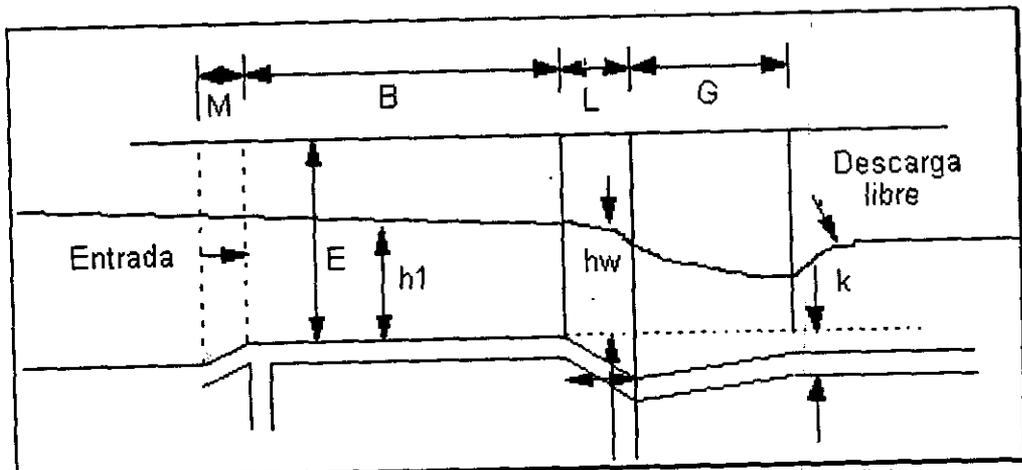


Figura 6.10 Resultados de diseño del Medidor Parshall.

Los resultados obtenidos se muestran con detalle en la Figura 6.11.



Tirante de la garganta (h_w),
 Desnivel cresta - salida en el punto de descarga libre (K),
 Largo del dispositivo (B),
 Largo de la expansión (G),
 Tirante a medir en la sección convergente (h_1),
 Velocidad de flujo (v),
 Altura total del canal (E),
 Largo de la garganta (L),
 Largo de la entrada al medidor (M)

Figura 6.11 Geometría de un canal Parshall (González y González, *op. cit.*)

En el diseño del Vertedor Triangular se solicitan como datos de entrada el caudal de diseño y el ángulo del vertedor (Tabla 6.2). La pantalla de entrada de datos es mostrada en la Figura 6.12.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal (de diseño)	litro / segundo (lps)	Mayor a cero
Angulo del vertedor	grados	Fijado por la tabla desplegada

Tabla 6.2 Datos de entrada requeridos para el diseño de un Vertedor Triangular, indicando las unidades y valores válidos.

Figura 6.12 Datos de entrada para el diseño de un Vertedor Triangular.

La Figura 6.13 muestra la pantalla que despliega los resultados obtenidos por SIDIPTARI; ésta presenta también un esquema de las dimensiones del canal.

Para salir del diseño del medidor de caudales seleccione el botón "Terminar" con lo cual regresará a la pantalla principal de SIDIPTARI.

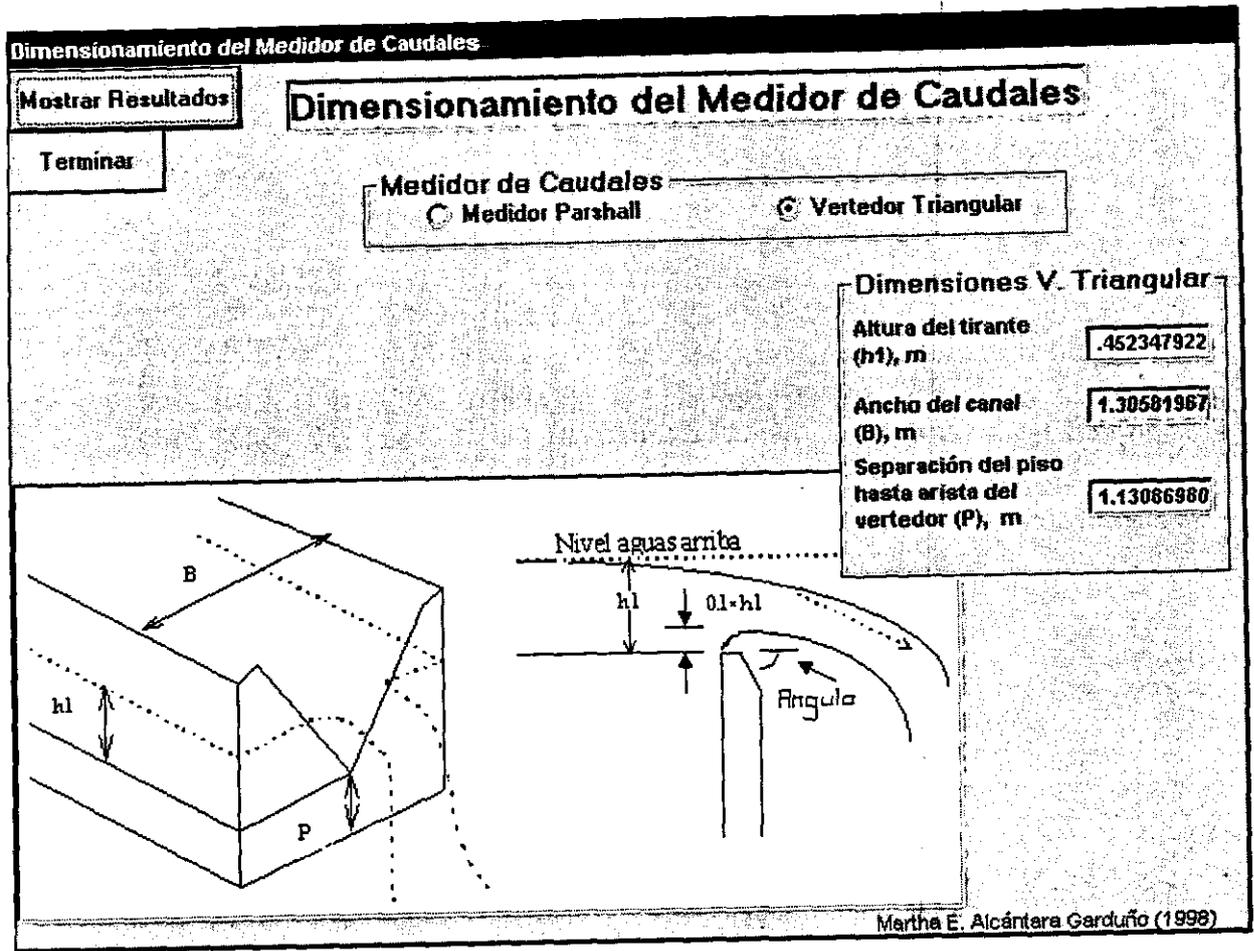


Figura 6.13 Resultados de diseño del Vertedor Triangular.

6.4.2 Rejillas

El dimensionamiento de las rejillas se puede realizar para sistemas de limpieza manual o automática. La selección de uno u otro es hecha en el *frame* que se encuentra en la parte superior de la pantalla (Figura 6.14).

En el caso de rejillas de limpieza automática, el intervalo de valores válidos para los datos de entrada se indican en la tabla 6.3.

REJILLAS

Mostrar Resultados	Terminar
Mostrar Tipo Rejillas	Ocultar Tipo Rejillas

Rejillas: Tipo de Limpieza

Manual Automática

Datos de entrada: Limpieza Manual

Gasto (<50 lps)

Ancho del Canal (cm)

Tipo de rejilla

Inclinación de la rejilla

Espesor de las barras, mm (entre 3 y 300 mm)

Espacio libre entre las barras, cm (entre 2 y 100 cm)

Velocidad a través de la rejilla (cm/s)

Martha E. Alcántara Garduño [1998]

Figura 6.14 Diseño del sistema de Rejillas.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Gasto (de diseño)	litro / segundo (lps)	Mayor a cero y menor a 50
Ancho del canal	metros (m)	Fijado por la tabla desplegada
Tipo de rejilla	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Inclinación de la rejilla	grados	Fijado por la tabla desplegada
Espesor de las barras	milímetros (mm)	Entre 3 y 300
Espacio libre entre las barras	milímetros (mm)	Entre 2 y 100
Velocidad a través de la rejilla	centímetro / segundo (cm/s)	Recomendación: mayor a 0.9 ⁴⁹

Tabla 6.3 Datos de entrada requeridos para el diseño de las rejillas con limpieza manual, indicando las unidades y valores válidos.

El tipo de rejillas (A...G) se refiere a la geometría de éstas. Para que el usuario relacione cada letra con la geometría correspondiente se puede desplegar una gráfica de ellas al seleccionar el botón "Mostrar Tipo Rejillas" que se encuentra en la parte superior izquierda de la pantalla (Figura 6.15).

⁴⁹ La velocidad debe ser mayor a 0.9 cm/s con la finalidad de evitar sedimentación en el dispositivo (ver Capítulo 5).

Dimensionamiento de Rejillas

Mostrar Tipo Rejillas Ocultar Tipo Rejillas Mostrar Resultados Terminar

Tipo de Limpieza

Manual Automática

Datos de entrada: Limpieza manual

Gasto (<50 lps)

Ancho del Canal, cm

Tipo de rejilla

FORMAS DE BARRAS DISPONIBLES

TIPO	A	B	C	D	E	F	G
							
RADIO	---	5	5	5	5	2.5 - 1.5	5
ANCHO	10	10	10	10	10	10	10

aduño (1998)

Figura 6.15 Despliegue del tipo de barras disponibles.

Para ocultar la gráfica se debe seleccionar el botón "Ocultar Tipo Rejillas".

Una vez proporcionados todos los datos que se solicitan el *frame* con los resultados del diseño aparecerán después de seleccionar el botón "Mostrar Resultados" (Figura 6.16).

Dimensionamiento de Rejillas

Mostrar Tipo Rejillas Ocultar Tipo Rejillas **Mostrar Resultados** Terminar

Tipo de Limpieza

Manual Automática

Datos de entrada: Limpieza manual

Gasto (<50 lps) 48

Ancho del Canal, cm 200.0

Tipo de rejilla A

Inclinación de la rejilla 40.0

Espesor de las barras, mm (entre 3 y 300 mm) 50

Espacio libre entre las barras, cm (entre 2 y 100 cm) 20

Velocidad a través de la rejilla, cm/s 90

Resultados del Dimensionamiento de las Rejillas

Núm. de barras 8

Espaciamento entre rejillas (ajustado), mm 177.7778

Ancho total de la rejilla, m 560

Velocidad antes de rejilla, cm/s 72

Diferencia de alturas antes y despues de la reia, cm .7573671

Martha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.16 Despliegue de resultados del diseño de rejillas con limpieza manual.

En caso de seleccionar el diseño de rejillas con limpieza automática, los datos requeridos por SIDIPTARI se muestran en la tabla 6.4.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Gasto (de diseño)	litro / segundo (lps)	Mayor a 50
Tipo de rejilla	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Inclinación de la rejilla	grados	Fijado por la tabla desplegada

Tabla 6.4 Datos de entrada requeridos para el diseño de las Rejillas con limpieza automática, indicando las unidades y valores válidos.

La pantalla correspondiente a este tipo de diseño se muestra en la Figura 6.17.

Dimensionamiento de Rejillas

Mostrar Tipo Rejillas Ocultar Tipo Rejillas **Mostrar Resultados** Terminar

Tipo de Limpieza

Manual Automática

Datos de entrada: Limpieza Automática

Gasto (≥ 50 lps)

Tipo de rejilla

Inclinación de la rejilla

Martha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.17 Datos requeridos para el diseño de rejillas con limpieza automática.

Después de seleccionar el botón "Mostrar Resultados" aparecen los resultados del diseño, como se muestra en la Figura 6.18.

Dimensionamiento de Rejillas

Mostrar Tipo Rejillas Ocultar Tipo Rejillas **Mostrar Resultados** Terminar

Tipo de Limpieza

Manual Automática

Datos de entrada: Limpieza Automática

Gasto (≥ 50 lps)

Tipo de rejilla

Inclinación de la rejilla

Resultados del Dimensionamiento de las Rejillas

Núm. de barras

Espaciamiento entre rejillas (ajustado), mm

Ancho total de la rejilla, m

Velocidad antes de rejilla, cm/s

Diferencia de alturas antes y después de la reja, cm

Martha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.18 Resultados del diseño de rejillas con limpieza automática.

6.4.3 Desarenador

El desarenador diseñado por SIDIPTARI es del tipo de canal rectangular con flujo horizontal. Una vez seleccionado este dispositivo del menú principal, se despliega en pantalla el *frame* de captura de datos de diseño (Figura 6.19).

DESARENADOR

Gráfica de Velocidad de Sedimentación Ocultar gráfica **Mostrar Resultados** Terminar

Desarenador de Flujo Horizontal

Datos: Desarenador Horizontal

Caudal (diseño) (lps)	<input type="text"/>
Densidad de la arena (gm/cm ³)	<input type="text"/>
Tipo de material	Arena ▼
Diámetro del material (cm)	0.100 ▼
% de separación de las partículas (1 a 100)	<input type="text"/>
Velocidad de sedimentación (cm/s)	<input type="text"/>
¿Densidad a usar?	Recomen ▼
¿Velocidad a usar?	Recomen ▼
Relación Ancho-Largo	A=1, L=4 ▼

Martha E Alcántara Garduño (1988)

Figura 6.19 *Frame* de datos de diseño para el desarenador.

Para este dispositivo en particular el usuario puede ingresar los datos de densidad y velocidad de sedimentación del material o bien puede escoger dichos valores de las listas de datos que están contenidas en el *frame*.

Los datos solicitados, en este caso, así como el intervalo de valores válidos se muestran en la tabla 6.5.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
Densidad de la arena	gramos /cm ³ (gr/cm ³)	Mayor a cero
Tipo de material	adimensional	Fijado de la tabla
Diámetro del material	centímetro (cm)	Fijado de la tabla
Porcentaje de separación de las partículas	adimensional	Mayor a cero y menor a 100
Velocidad de sedimentación	centímetros/segundo (cm/seg)	Mayor a cero
Densidad a usar	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Velocidad a usar	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Relación ancho - largo	adimensional	Fijado por la tabla desplegada

Tabla 6.5 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del desarenador.

En la variable "Tipo de material" se realiza la selección del tipo de material que puede ser arena, carbón y material.

El diámetro del material a separar se considera que es homogéneo. Este valor debe ser seleccionado de la lista que contiene los valores de 0.005, 0.010, 0.050, 0.1, 0.2, 0.5 y 1.0 centímetros.

La velocidad de sedimentación de las partículas puede ser proporcionado por el usuario o asignado por el programa. En caso de que el material a eliminar sea arena, la velocidad puede ser leída de la gráfica que aparece al seleccionar el botón "Gráfica de Velocidad de Sedimentación" (Figura 6.20). La velocidad depende del diámetro de la partícula y de la temperatura del agua. Si se desea que el valor de sedimentación sea el fijado por el programa se debe seleccionar el "Tipo de Material" a eliminar y en la variable "¿Velocidad a usar?" el dato "Recomendado".

Para los valores de densidad, puede proporcionarlos el usuario o ser asignados por el propio programa. Al seleccionar el "Tipo de material" el sistema en forma automática asigna la densidad del material y solo en aquel caso en que se quiera usar el valor del usuario se debe seleccionar "Usuario" de la variable "¿Densidad a usar?".

Una vez proporcionados todos los datos solicitados los resultados se muestran al seleccionar el botón "Mostrar resultados" (Figura 6.21).

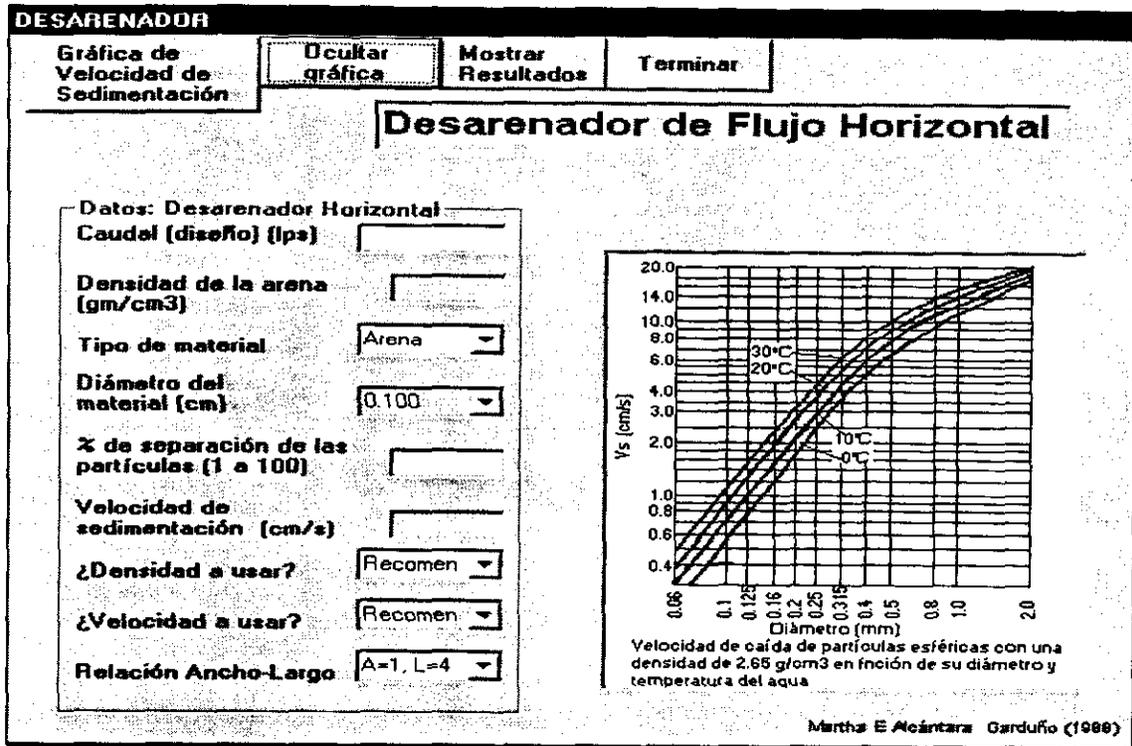


Figura 6.20 Gráfica de velocidad de sedimentación de arena en función de su diámetro y temperatura del agua.

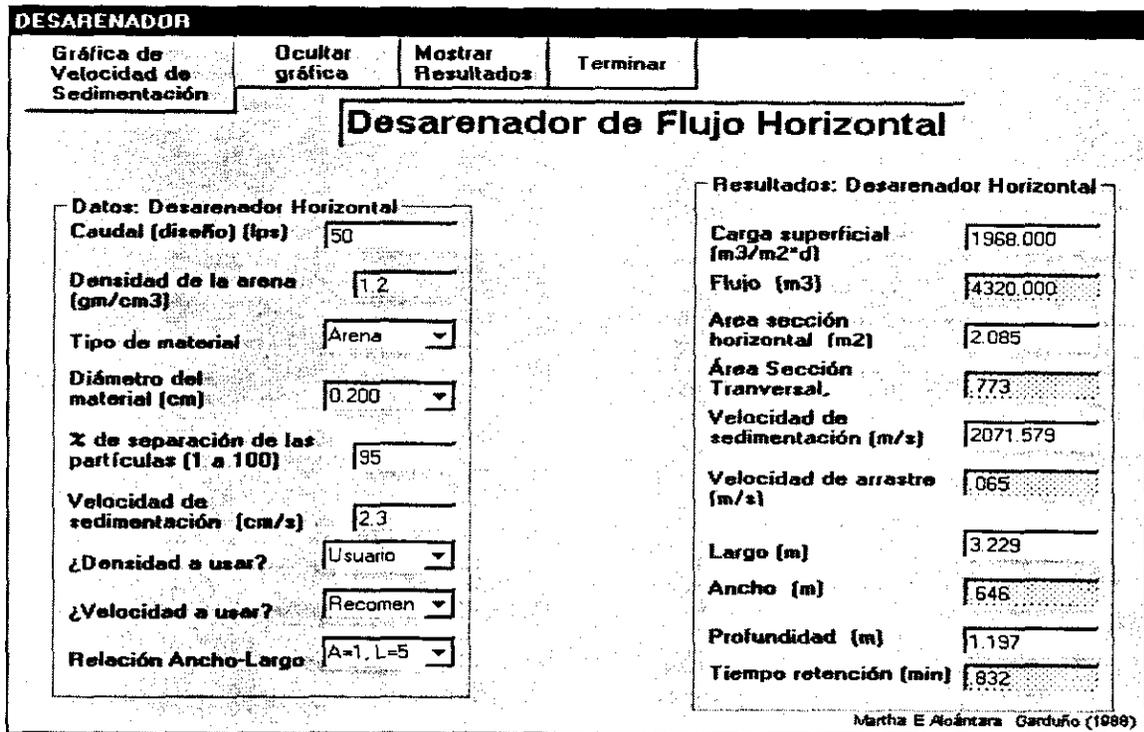


Figura 6.21 Resultados de diseño del desarenador de flujo horizontal.

6.4.4 Tanque de Igualación de Caudales

El diseño del tanque de igualación de caudales se hace en función de un flujo promedio horario para 24 horas de medición usando el método gráfico que fue analizado en el capítulo 5 de este trabajo. La pantalla de diseño del tanque así como el *frame* de captura de datos se muestran en la Figura 6.22.

TANQUE DE IGUALACION DE CAUDALES

Mostrar Resultados

Terminar

Tanque de Regulación de Caudales

Datos de Diseño: tanque de regulación

Gastos Horario Promedio (m³/h)

Hora	Hora	Hora
1	9	17
2	10	18
3	11	19
4	12	20
5	13	21
6	14	22
7	15	23
8	16	24

Profundidad máxima (m)

Forma del tanque

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.22 Datos de entrada para el diseño del tanque de igualación de caudales.

Los datos de entrada así como el intervalo de valores válidos se muestran en la tabla 6.6.

Se recomienda que la profundidad mínima sea mayor a 1 metro. Las formas disponibles del tanque son rectangular, cúbica o cilíndrica.

Los resultados del dimensionamiento se muestran al seleccionar el botón "Mostrar Resultados" (Figura 6.23).

Variable	Unidades	Valores Válidos
Gasto horario promedio (1 a 24 horas)	m ³ / hora (m ³ /h)	Mayor o igual a cero
Profundidad máxima	metros (m)	Mayor a cero
Forma del estanque	adimensional	Fijado por la tabla desplegada

Tabla 6.6 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de igualación de caudales.

TANQUE DE IGUALACION DE CAUDALES

Mostrar Resultados

Terminar

Tanque de Regulación de Caudales

Datos de Diseño: tanque de regulación

Gastos Horario Promedio (m3/h)

Hora	Hora	Hora			
1	2.7	9	15.12	17	7.74
2	2.16	10	10.44	18	7.02
3	2.16	11	10.44	19	7.02
4	2.16	12	9.00	20	7.74
5	2.16	13	12.78	21	5.22
6	2.70	14	9.72	22	5.22
7	3.06	15	7.74	23	4.14
8	20.52	16	8.28	24	1.50

Profundidad máxima (m) ⁴

Forma del tanque Rectangul ▼

Características del Tanque

Volumen del tanque (m3)

Caudal promedio (m3/s)

Profundidad (m)

Ancho (m)

Longitud (m)

Diámetro del tanque (m)

Tiempo de residencia (promedio) (hr)

Martha E Alcántara Garduño (1994)

Figura 6.23 Resultados de diseño del tanque de igualación de caudales.

En el caso de que la forma del tanque sea rectangular se calcula el ancho y la longitud, utilizando como dato de diseño la profundidad que fue seleccionada por el usuario. Para el tanque con forma cúbica, el ancho, longitud y profundidad sólo son función del volumen del tanque. Para tanques cilíndricos se determina el diámetro del mismo en función del volumen del tanque y la profundidad seleccionada por el usuario.

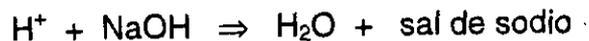
6.4.5 Neutralización

Los cálculos de la neutralización de caudales que lleva a cabo SIDIPTARI es lo referente a la cantidad de ácido o base que es necesario utilizar para alcanzar un valor de pH de 7.0. Las bases consideradas son lechos de caliza, cal y sosa cáustica; el ácido que puede ser usado es el ácido sulfúrico.

La cantidad de ácido ó base requerida fue determinada en función de las ecuaciones estequiométricas correspondientes.

a) Neutralización de soluciones ácidas usando sosa cáustica (NaOH)

La neutralización de una solución ácida usando sosa cáustica es la siguiente:



Esta ecuación indica que por cada hidronio (H^+) a neutralizar se requiere utilizar una molécula de NaOH. La concentración de hidronio de una solución es determinada a partir de su valor de pH:

$$pH = -\log [H^+]$$

$$[H^+] = 10^{-pH}$$

En cualquier reacción química no se alcanzan eficiencias de reacción del 100% por lo que este valor, junto con la pureza del reactivo que se utiliza se debe considerar en el cálculo correspondiente.

En el caso de neutralización con sosa cáustica los datos requeridos por SIDIPTARI son los indicados en la tabla 6.7.

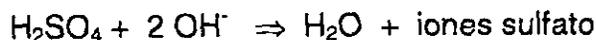
Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
pH	adimensional	Mayor a cero y menor a 7
% de Eficiencia de la reacción	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
% de Pureza del reactivo	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100

Tabla 6.7 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de neutralización de solución ácida usando sosa cáustica.

Los resultados obtenidos son los mismos que los determinados para neutralización usando sosa cáustica y lechos de caliza.

d) Neutralización de soluciones básicas usando ácido sulfúrico (H_2SO_4).

La neutralización de soluciones básicas se puede llevar a cabo usando ácidos, preferentemente fuertes, como el H_2SO_4 o el HCl. La reacción de neutralización de aguas alcalinas es la indicada a continuación:



En esta reacción se puede observar que por cada dos iones oxhidrilo (OH^-) se requiere utilizar una molécula de H_2SO_4 .

El valor de la concentración de OH^- puede ser determinada a partir del pH:

$$pOH = 14 - pH$$

$$pOH = -\log [OH^-]$$

$$[OH^-] = 10^{-pOH}$$

Los datos para la neutralización con ácido sulfúrico se indican en la tabla 6.8. La pantalla de captura de datos se muestra en la Figura 6.26.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
pH	adimensional	Mayor a 7 y menor o igual a 14
% de Eficiencia de la reacción	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
% de Pureza del reactivo	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100

Tabla 6.8 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del tanque de neutralización de solución básica usando ácido sulfúrico.

Los resultados obtenidos de la neutralización son el flujo diario (m^3/d), así como la cantidad de reactivo necesario (kg.) para tanto diario como semanal. La pantalla de resultados se muestra en la Figura 6.27.

NEUTRALIZACIÓN DE CAUDALES

Mostrar Resultados Terminar

Neutralización de Caudales

Tipo de Neutralización

Ácida

Sosa Cal H₂SO₄

Lecho de caliza

Básica

H₂SO₄

Datos: Neutralización con H₂SO₄

Caudal (lps)

pH

% Reactividad del ácido (1 a 100)

% de Pureza (1 a 100)

Martha E Alcántara Garduño [1998]

Figura 6.26 Frame de datos de diseño para el tanque de neutralización usando ácido sulfúrico.

NEUTRALIZACIÓN DE CAUDALES

Mostrar Resultados Terminar

Neutralización de Caudales

Tipo de Neutralización

Ácida

Sosa Cal H₂SO₄

Lecho de caliza

Básica

H₂SO₄

Datos: Neutralización con H₂SO₄

Caudal (lps)

pH

% Reactividad del ácido (1 a 100)

% de Pureza (1 a 100)

Resultados: Ácido Sulfúrico

Caudal (m³/d)

Cantidad H₂SO₄ (kg) (100% puro)

día

semanal

Cantidad de H₂SO₄ 60.0 % de pureza

día

semanal

Martha E Alcántara Garduño [1998]

Figura 6.27 Resultados de diseño para el tanque de neutralización usando ácido sulfúrico.

6.4.6 Eliminador de Grasas Tipo API

La eliminación de grasas y aceites puede llevarse a cabo mediante separadores tipo API. El diseño de este equipo fue hecho de acuerdo a las recomendaciones de la *American Petroleum Institute* (API), de la cual provienen las siglas usadas en el nombre del desgrasador.

En el diseño se incorporan tanto características del agua residual como la de los aceites y/o grasas contenidas en ella. La pantalla de captura de datos se muestra en la Figura 6.28.

The screenshot shows a software window titled "ELIMINADOR DE GRASAS TIPO API". Inside, there is a sub-window titled "Separador Gravimétrico Tipo API". At the top left of the sub-window are two buttons: "Mostrar Resultados" and "Terminar". Below these is a section titled "Datos de Diseño" containing a list of design parameters, each with an input field:

- Caudal de diseño (lps)
- Concentración de aceite en el influente (ppm)
- Concentración de aceite en el efluente (ppm)
- Viscosidad del agua residual (poise)
- Densidad del agua residual (g/cm³)
- Densidad del aceite (g/cm³)
- Diámetro de la partícula a eliminar (micras)
- Densidad de la partícula a eliminar (g/cm³)
- % de agua que acompaña al aceite recuperado (1 a 100)
- Número de Fosas en Operación
- Profundidad de la fosa (m)
- Relación Ancho-Profundidad (with a dropdown menu showing "Prof=1, Anc=")

At the bottom right of the sub-window, there is a small text credit: "Martha E. Alcántara Garduño (1998)".

Figura 6.28 *Frame* de datos de diseño para el separador gravimétrico tipo API.

Los datos de diseño solicitados y el intervalo de valores válidos se muestra en la tabla 6.9.

El valor de la "Densidad de la partícula a eliminar" involucra a las partículas sólidas (usualmente arena) que no hayan sido eliminadas previamente por desarenadores y

que entren al desgrasador; por esta razón el valor de su densidad debe ser mayor que la del agua o el aceite.

El porcentaje de agua que acompaña al aceite recuperado varía según la eficiencia del sistema (entre 40 y 80%) (API, *op. cit.*). Entre mayor sea el valor de este porcentaje, mayor será el tamaño del cárcamo de aceite que se requiera para su almacenamiento. En cuanto al valor de la profundidad del desgrasador y a la profundidad mínima se recomienda que sea de 0.91 m y su valor máximo de 2.4 m.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
Concentración de aceite en el influente	partes por millón (ppm)	Mayor a cero
Concentración de aceite en el efluente	partes por millón (ppm)	Mayor a cero y menor a la concentración del influente
Viscosidad del agua residual	poise	Mayor a cero
Densidad del agua residual	gramos / cm ³ (g/cm ³)	Mayor a cero
Densidad del aceite	gramos / cm ³ (g/cm ³)	Mayor a cero y menor a la densidad del agua residual
Diámetro de la partícula a eliminar	micras	Mayor a cero
Densidad de la partícula a eliminar	gramos / cm ³ (g/cm ³)	Mayor a cero y mayor a la densidad del agua residual
% de agua que acompaña al aceite recuperado (porcentaje)	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
Número de fosas en operación	adimensional	Números enteros mayores a cero
Profundidad de la fosa	metro (m)	Mayor a cero
Relación ancho - profundidad	adimensional	Fijados por la tabla desplegada

Tabla 6.9 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del separador gravimétrico tipo API.

En cuanto a los valores de la relación ancho - profundidad, se puede seleccionar en la lista valores (1:3, 1:4 y 1:5). La API recomienda una relación 1:3 para minimizar costos de construcción y operación; la relación 1:5 es la más costosa pero en la que se obtienen los mejores resultados de separación (API, *op. cit.*).

Después de proporcionar los datos de diseño y seleccionar el botón "Mostrar Resultados" éstos aparecerán en pantalla, tal y como se muestra en la Figura 6.29.

ELIMINADOR DE GRASAS TIPO API

Mostrar Resultados

Terminar

Separador Gravimétrico Tipo API

Datos de Diseño

Caudal de diseño (lps)

Concentración de aceite en el influente (ppm)

Concentración de aceite en el efluente (ppm)

Viscosidad del agua residual (poise)

Densidad del agua residual (g/cm³)

Densidad del aceite (g/cm³)

Diámetro de la partícula a eliminar (micras)

Densidad de la partícula a eliminar (g/cm³)

% de agua que acompaña al aceite recuperado (1 a 100)

Número de Fosas en Operación

Profundidad de la fosa (m)

Relación Ancho-Profundidad

Dimensiones del Separador

Gasto por fosa (m³/min)

Velocidad de ascenso (m/min)

(m/hr)

Relación V_h / V_a

Factor de turbulencia (F)

Area mínima horizontal por fosa (m²)

Area mínima transversal por fosa (m²)

Largo (m)

Ancho (m)

Tirante (m)

Diam máx partícula a eliminar (micras)

Ángulo entrada tubo desnatador (grado)

Distancia tubo entrada-desnatador (m)

Aceite recuperado, m³/d

Volumen del cárcamo de aceite (m³)

Diario Semanal

(1998)

Figura 6.29 Resultados de diseño para el separador gravimétrico tipo API.

El valor de la "Relación V_h / V_a" se refiere a la relación existente entre la velocidad de recorrido horizontal de la partícula y la velocidad de ascenso de la misma.

El "Diámetro de la partícula que puede ser eliminada" representa el diámetro máximo de las partículas que son retiradas del agua residual, tanto porque son sedimentadas en el fondo del separador como aquellas que son eliminadas al salir acompañando al aceite.

El ángulo de entrada del tubo desnatador tiene su valor en grados. En forma teórica este valor logra que exista la mayor eficiencia en la eliminación de grasas y aceites del influente.

El "Volumen del cárcamo de aceite" se calcula tanto para almacenamiento diario como semanal (para 7 días).

6.4.7 Flotación por Aire Disuelto (FAD)

La flotación por aire disuelto se usa para separar sólidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La separación se lleva a cabo introduciendo un gas (normalmente aire) en la fase líquida, en forma de burbujas. La fase líquida se somete a un proceso de presurización para alcanzar una presión de funcionamiento que oscila entre 2 y 4 atmósferas, en presencia del aire suficiente para conseguir la saturación de aire en agua.

SIDIPTARI determina el área transversal y la presión de operación del equipo, y para ello se requieren como datos de entrada los indicados en la tabla 6.10.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
Sólidos suspendidos en el influente	miligramos / litro (mg/l)	Mayor a cero
Relación aire - sólido (experimental)	gramos aire / gramos sólido (g aire / g sólido)	Mayor a cero
Sólidos suspendidos en el efluente (experimental)	miligramos / litro (mg/l)	Mayor a cero y menor a los sólidos suspendidos del influente
Factor de saturación (f)	adimensional	Mayor a cero
Temperatura del agua	grados centígrados (°C)	Mayor a cero
Solubilidad del aire a la temperatura de diseño	centímetro cúbico / litro (cm ³ /l)	Mayor a cero
Carga hidráulica superficial	m ³ / m ² *h	Mayor a cero
Tipo de operación	adimensional	Fijados por la tabla desplegada

Tabla 6.10 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del flotador por aire disuelto (FAD).

El valor de la "Relación aire - sólido" debe ser determinada experimentalmente y su valor sólo es válido a cierta temperatura, la cual en los datos solicitados corresponde a la variable "Temperatura del agua".

El "Factor de saturación (f)" se refiere al valor de la saturación real de aire que se tiene con respecto a la saturación teórica, lo cual sería equivalente a un factor de saturación incompleta de aire en el agua residual. Su valor se encuentra entre 0.5 y 0.8 (Ramalho, *op. cit.*).

La "Solubilidad del aire a la temperatura de diseño"⁵⁰ se ve afectada por factores como temperatura, presión y tipo de agua residual, entre otros; por ello su valor debe ser evaluado experimentalmente, aunque para cálculos rápidos se puede considerar

⁵⁰Para el diseño del flotador se consideró que la densidad del aire tiene un valor medio de 1.2 mg/cm³, lo cual corresponde a condiciones de 1 atm y 20°C (Ramalho, *op. cit.*).

que la solubilidad de aire en agua residual disminuye de un 10 a un 15% con respecto a su valor en agua limpia (Quintero, 1993).

La "Carga hidráulica superficial" para este tipo de equipo tiene valores que oscilan entre 4.8 y 9.6 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (Ramalho, *op. cit*) y se utiliza para determinar el área de la sección horizontal de la unidad de flotación.

La Figura 6.30 muestra el *frame* de captura de datos para este equipo.

FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO (FAD)

Mostrar Resultados

Flotación por Aire Disuelto (DAF)

Datos: Flotación por Aire Disuelto

Caudal de diseño (lps)	<input type="text"/>
Sólidos suspendidos en el influente (mg/l)	<input type="text"/>
Relación aire/sólido experimental (g aire /g sólido)	<input type="text"/>
Sólidos en el efluente (experimental) (mg/l)	<input type="text"/>
Factor de saturación (f) [adimensional]	<input type="text"/>
Temperatura del agua (°C)	<input type="text"/>
Solubilidad del agua a la temperatura de diseño (cm ³ /l)	<input type="text"/>
Carga hidráulica superficial (m ³ /m ² ·h)	<input type="text"/>
Tipo de Operación	<input style="border: 1px solid black;" type="text" value="Sin recircul."/>

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.30 Datos de diseño para el sistema de flotación por aire disuelto (FAD).

La operación del equipo puede ser con o sin recirculación de líquido clarificado. La ventaja de usar sistemas con reciclado es que se puede obtener una mejor calidad del efluente del proceso (Ramalho, *op. cit*).

En la Figura 6.31 se muestra el *frame* de resultados obtenidos para el diseño de un tanque de flotación sin recirculación.

FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO (FAD)

Mostrar Resultados Terminar

Flotación por Aire Disuelto (DAF)

Datos: Flotación por Aire Disuelto

Caudal de diseño (lps)	45
Sólidos suspendidos en el influente (mg/l)	250
Relación aire/sólido experimental (g aire /g sólido)	0.04
Sólidos en el efluente (experimental) (mg/l)	25
Factor de saturación (f) [adimensional]	0.5
Temperatura del agua (°C)	20
Solubilidad del agua a la temperatura de diseño (cm ³ /l)	18.7
Carga hidráulica superficial (m ³ /m ² *h)	7.32
Tipo de Operación	Sin recirculaci ^o n

Resultados: Flotación por Aire Disuelto

Presión de operación (atm)	3.1
Área superficial(m ²)	22.1

Martha E Alcántara Garduño (1999)

Figura 6.31 Resultados de diseño para el sistema de flotación por aire disuelto (FAD) sin recirculación.

6.4.8 Sedimentador Primario

El sedimentador primario puede seleccionarse de tipo rectangular o circular. La pantalla que permite la captura de los datos de diseño se muestra en la Figura 6.32.

La información solicitada para el diseño así como el intervalo de valores válidos se muestra en la tabla 6.11.

En el tipo de sedimentador rectangular las relaciones largo - ancho - profundidad usadas para el diseño fueron las recomendadas por Metcalf & Eddy (*op. cit*), además de que el ancho se ajusto a múltiplos de 2 pies, ya que el tamaño comercial de las rastras corresponde a dichos valores (González y González, *op. cit*).

Sedimentador Primario: Industria de Celulosa y Papel	
Mostrar resultados	Terminar
Datos de Diseño	
Caudal máximo (lps)	<input type="text"/>
Caudal promedio (lps)	<input type="text"/>
Sólidos suspendidos (mg/l)	<input type="text"/>
Peso específico de los lodos (g/l)	<input type="text"/>
Fracción sólida en peso de sólido (porcentaje: 1 a 100)	<input type="text"/>
Eficiencia de remoción (porcentaje: 1 a 100)	<input type="text"/>
Carga hidráulica superficial caudal máximo (m ³ /m ² *h)	<input type="text"/>
Carga hidráulica superficial caudal promedio (m ³ /m ² *h)	<input type="text"/>
Tipo de sedimentador:	<input type="text" value="Circular"/>
¿Qué tratamiento se usara después del sedimentador primario?	<input type="text" value="Filtros Rotatori"/>
Tiempo de almacenamiento de los lodos (hr)	<input type="text"/>

Figura 6.32 *Frame* de datos de diseño para el sedimentador primario.

El tipo de tratamiento que sigue al sedimentador primario es el que fija los valores límites de las cargas hidráulicas superficiales que son usadas en el cálculo de las dimensiones del equipo. El tipo o tipos de tratamiento que aparecen en la lista desplegable dependen de la industria en donde se lleva a cabo el diseño:

Industria de Celulosa y Papel: Discos biológicos y Filtros rotatorios.
 Industria Petrolera: Lodos activados y Discos biológicos.
 Industria Procesadora de Alimentos: Lodos activados.

Una vez proporcionados los datos de diseño los resultados se despliegan después de seleccionar el botón "Mostrar Resultados" (Figura 6.33).

El ángulo del vertedor se considera como un valor constante en el diseño, por lo que no sufre modificaciones de un diseño a otro. Este ángulo fue seleccionado de acuerdo a recomendaciones bibliográficas (González y González, *op. cit.*).

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal máximo	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
Caudal promedio	litros / segundo (lps)	Mayor a cero y menor a caudal máximo
Sólidos Suspendidos	miligramos / litro (mg/l)	Mayor a cero
Peso específico de los lodos	gramo / litro (g/l)	Mayor a cero
Fracción sólida en peso de sólidos (porcentaje)	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
Eficiencia de remoción (porcentaje)	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
Carga hidráulica superficial a caudal máximo	metro cúbico / metro cuadrado * hora ($m^3/m^2 * h$)	Mayor a cero
Carga hidráulica superficial a caudal promedio	metro cúbico / metro cuadrado * hora ($m^3/m^2 * h$)	Mayor a cero
Tipo de sedimentador	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
¿Qué tratamiento se usará después del sedimentador primario?	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Tiempo de almacenamiento de los lodos	horas (hr)	Mayor a cero y menor a 24

Tabla 6.11 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del sedimentador primario.

Respecto al número de vertedores, éste fue redondeado al entero superior en caso de que el resultado fuera un número fraccionario.

Sedimentador Primario: Industria de Celulosa y Papel

Mostrar resultados

Datos de Diseño		Resultados: Sedimentador Rectangular	
Caudal máximo (lps)	46	Caudal (m3/h)	90.00
Caudal promedio (lps)	25	Área horizontal (m2)	32.39
Sólidos suspendidos (mg/l)	250	Largo (m)	10.63
Peso específico de los lodos (g/l)	1030	Ancho (m)	3.05
Fracción sólida en peso de sólido (porcentaje: 1 a 100)	6	Profundidad (m)	0.98
Eficiencia de remoción (porcentaje: 1 a 100)	60	Carga hidráulica (m3/m2*h)	3.00
Carga hidráulica superficial caudal máximo (m3/m2*h)	6	Volumen de lodos (m3)	5.24
Carga hidráulica superficial caudal promedio (m3/m2*h)	3	Volumen Tolva de lodos (m3)	0.16
Tipo de sedimentador	Rectangular	Número de tolvas	2.00
¿Qué tratamiento se usara después del sedimentador primario?	Discos biológico	Altura de la tolva (m)	0.34
Tiempo de almacenamiento de los lodos (hr)	1.5	Ángulo del vertedor (grados)	90.00
		Altura del vertedor (cm)	4.00
		Número de vertedores	57.00
		Número de placas vertedoras	4.00
		Número de canaletas	2.00

Figura 6.33 Resultados de diseño para el sedimentador primario.

6.4.9 Filtros Rotatorios

Un filtro rotatorio funciona mediante película biológica que se desarrolla sobre un medio fijo el cual puede ser de tipo convencional (piedra o escoria) o sintético (plástico o cerámica, entre otros).

El diseño de los filtros puede hacerse en forma general, usando las ecuaciones NCR (Metcalf & Eddy, *op. cit*) o en forma más específica mediante constantes de degradación de la materia orgánica. Ambos tipos de diseño se encuentran incluidos en SIDIPTARI, y pueden ser seleccionados en el *frame* que se encuentra en parte superior de la pantalla de diseño correspondiente a los filtros rotatorios. La selección de uno u otro tipo de filtro depende de los datos con los cuales cuente el usuario, ya que para el diseño mediante ecuaciones NCR los datos requeridos son muy generales y no se toma en cuenta la velocidad de consumo del sustrato por parte de los microorganismos que forman la película biológica (Figura 6.34).

FILTROS ROTATORIOS

Valores recomendados de constante experimentales	Ocultar valores de constante experimental
Mostrar Resultados	Terminar

Diseño de Filtro Rotatorio

Ecuaciones NCR
 Constantes de Reacción

Datos de Diseño: Ecs. NCR

Caudal (lps)

DBO5 afluente (mg/l)

DBO5 efluente (mg/l)

Profundidad (m)

Núm etapas

Recirculación

Martha E Acántara Garduño (1998)

Figura 6.34 Datos de diseño, mediante ecuaciones NCR, para los filtros rotatorios.

Los datos solicitados así como el intervalo de valores válidos se muestra en la tabla 6.12.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
DBO ₅ del afluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO ₅ del efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO ₅ del afluente
Profundidad	metro (m)	Mayor a cero
Número de etapas	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Recirculación	adimensional	Fijados por la tabla desplegada

Tabla 6.12 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del filtro rotatorio según ecuaciones NCR.

El diseño de los filtros puede hacerse para una o dos etapas, mientras que los valores de recirculación disponibles varían desde 0.5 a 4.0 con incrementos de 0.5.

Los resultados obtenidos para una serie de datos se muestran en las Figuras 6.35 y 6.36. En la primera, los resultados son para un filtro (una etapa) mientras que la segunda muestra los resultados, usando los mismos datos, para uno de dos etapas.

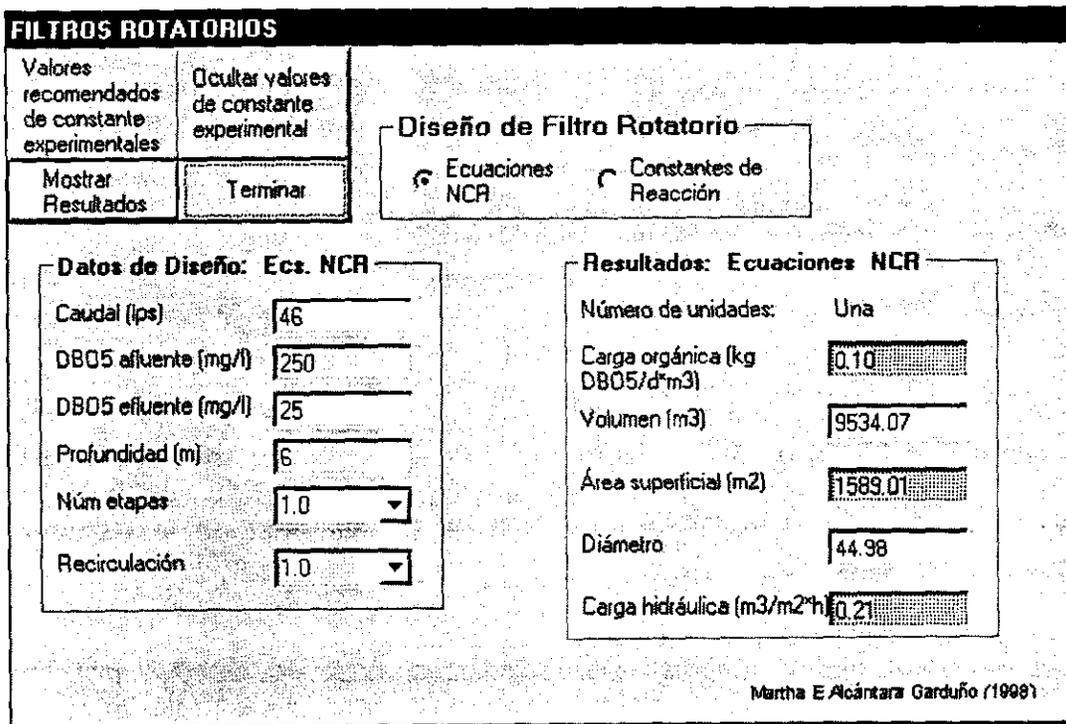


Figura 6.35 Resultados de diseño, mediante ecuaciones NCR, para filtro rotatorio de una etapa.

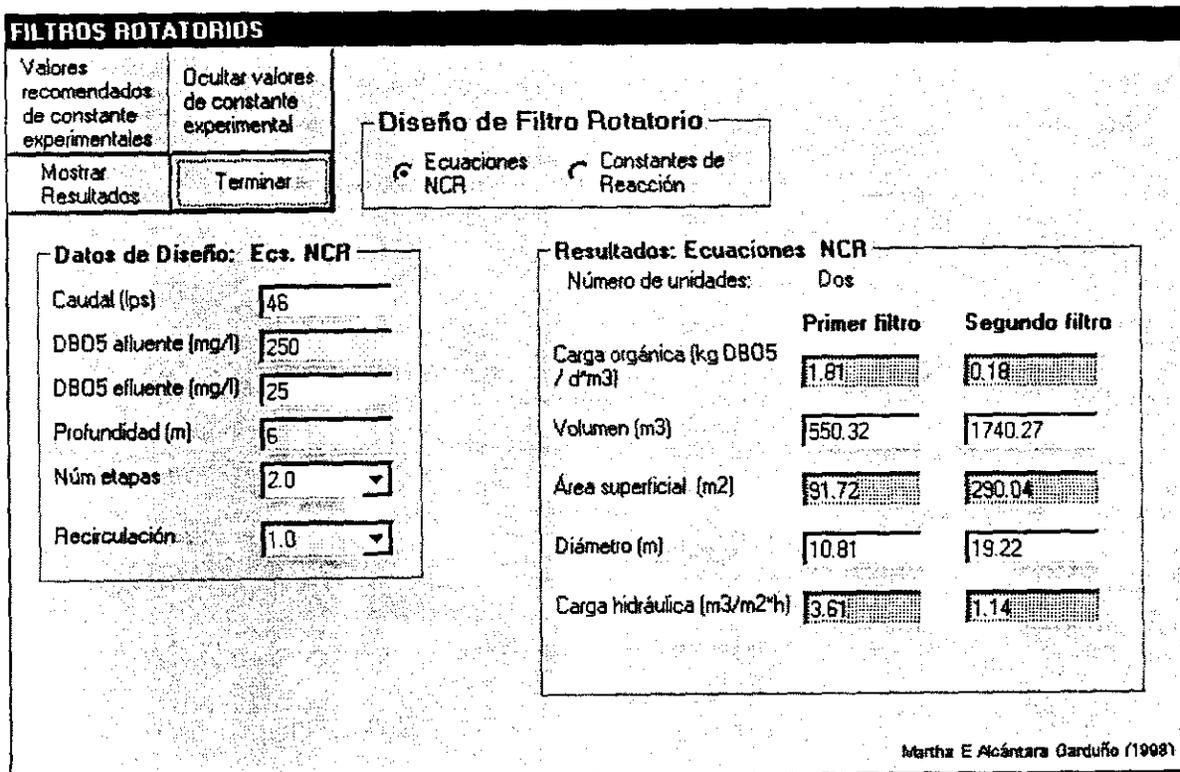


Figura 6.36 Resultados de diseño, mediante ecuaciones NCR, para filtros rotatorios de dos etapas.

El diseño de los filtros, usando valores de constantes de reacción, requiere una mayor cantidad de información, que involucra desde el caudal máximo de diseño y valores de DBO_5 hasta el valor de la constante de tratabilidad del agua residual bajo condiciones experimentales.

El *frame* de captura de datos para este tipo de diseño se muestra en la Figura 6.37.

La Tabla 6.13 indica los datos de entrada solicitados y el intervalo de valores válidos para ellos.

Para este diseño sólo se puede trabajar con material de tipo plástico o rocoso, el cual debe ser seleccionado de la lista correspondiente. En función del tipo de medio la superficie de material varía desde 100 hasta 200 m^2 de superficie / m^3 de material de empaque; este valor se selecciona de la lista desplegable de la variable "Área superficial del material plástico".

FILTROS ROTATORIOS	
Valores recomendados de constante experimental	Ocultar valores de constante experimental
Mostrar Resultados	Terminar

Diseño de Filtro Rotatorio

Ecuaciones NCR
 Constantes de Reacción

Datos de Diseño: Constantes de Reacción

Caudal máximo (lps)

DBO_5 (máximo) afluente (mg/l)

DBO_5 efluente (mg/l)

Temp máxima anual (°C)

Temp mínima anual (°C)

Altura del filtro (m)

Tipo de medio empacado

Área superficial material plástico (m^2/m^3)

Relación de recirculación

Datos experimentales de la constante experimental

Constante de tratabilidad ($(\text{l/s} \sim 0.5)/\text{m}^2$)

Altura de la torre experimental (m)

Temperatura experimental (°C)

Martha E Alcántara Garduño (1988)

Figura 6.37 Datos de diseño, mediante constantes de reacción, para los filtros rotatorios.

El valor de constantes de tratabilidad se obtienen experimentalmente en torres empacadas de una altura fija y a temperaturas específicas. Es importante que estos valores sean lo más precisos posible para que el diseño realizado por SIDIPTARI sea el más adecuado.

En caso de no contar con valores experimentales es posible obtener datos recomendados de la bibliografía. En esta parte del programa se puede desplegar una serie de valores de la constante de tratabilidad oprimiendo el botón "Valores recomendados de constantes experimentales" (Figura 6.38). Estos valores tienen como restricción que fueron determinados en torres de 6 metros de altura y usando como empaque material plástico. Para ocultar la tabla de datos se debe seleccionar el botón "Ocultar valores de la constante experimental".

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal máximo	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
DBO ₅ máximo del afluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO ₅ del efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO ₅ del afluente
Temperatura máxima anual	°C	Sin restricción
Temperatura mínima anual	°C	Sin restricción
Altura del filtro	metro (m)	Mayor a cero
Tipo de medio empacado	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Area superficial del material plástico	metros cuadrados (m ²)	Fijado por la tabla desplegada
Relación de recirculación	adimensional	Fijado por la tabla desplegada
Constante de tratabilidad	(litros/segundo) ^{0.5} /m ² ((l/s) ^{0.5} /m ²)	Mayor a cero
Altura de la torre experimental	metro (m)	Mayor a cero
Temperatura experimental	°C	Sin restricción

Tabla 6.13 Variables de entrada y valores válidos para el diseño del filtro rotatorio según constantes de tratabilidad.

En la Figura 6.39 se muestra la pantalla de resultados obtenidos en el diseño de un filtro rotatorio usando constantes de reacción.

Para este diseño en particular el sistema determina si es o no suficiente el uso de un filtro: en caso de que el valor de la carga hidráulica superficial y/o de la carga orgánica sean superiores a los valores recomendados por la bibliografía (Metcalf & Eddy, *op. cit*) el programa mostrará que se requiere de 2 filtros como mínimo.

FILTROS ROTATORIOS	
Valores recomendados de constante experimentales	Ocultar valores de constante experimental
Mostrar Resultados	Terminar

Diseño de Filtro Rotatorio

Ecuaciones NCR
 Constantes de Reacción

Datos de Diseño: Constantes de Reacción

Caudal máximo (lps)

DBO5 (máximo) afluente (mg/l)

DBO5 efluente (mg/l)

Temp máxima anual (°C)

Temp mínima anual (°C)

Altura del filtro (m)

Tipo de medio empacado

Área superficial material plástico (m²/m³)

Relación de recirculación

Datos experimentales de la constante experimental

Constante de tratabilidad (l/s^{0.5})/m²

Altura de la torre experimental (m)

Temperatura experimental (°C)

Valores Recomendados Constante Experimental

Ctes de Tratabilidad

Condiciones de Aplicación:
Filtros de torre de 6m de altura rellenos con medio plástico y temperatura de 20 °C

Tipo de agua residual	Cte de tratabilidad (K1) /m ² *h ^{0.5}
Domésticas y alimentarias	6.2 a 8.62
Envasado de carnes	3.10 a 5.16
Residuos de papeleras	2.06 a 4.13
Refinerías	2.06 a 7.23

Coefficientes de temperatura-actividad (teta) para filtro rotatorio

Valor recomendado 1.02 a 1.08

Valor típico 1.035

arduffo (1998)

Figura 6.38 Valores recomendados de la constante de tratabilidad.

El área de la chimenea de ventilación (o abertura de ventilación) debe ser proporcional con el área superficial del filtro: por cada 23 m² de superficie del filtro debe existir una superficie de chimenea de 0.10 m² (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

Tanto en este tipo de diseño como en el que se usan a las ecuaciones NCR se considera a los reactores con forma cilíndrica

FILTROS ROTATORIOS

Valores recomendados de constante experimentales	Ocultar valores de constante experimental	Filtro Rotatorio	
Mostrar Resultados	Terminar	Ecuaciones NCR	Constantes de Reacción

<p>Datos de Diseño: Constantes de Reacción</p> <p>Caudal máximo (lps) <input style="width: 80%;" type="text" value="250"/></p> <p>DBO5 (máximo) afluente (mg/l) <input style="width: 80%;" type="text" value="550"/></p> <p>DBO5 efluente (mg/l) <input style="width: 80%;" type="text" value="30"/></p> <p>Temp máxima anual (°C) <input style="width: 80%;" type="text" value="20"/></p> <p>Temp mínima anual (°C) <input style="width: 80%;" type="text" value="10"/></p> <p>Altura del filtro (m) <input style="width: 80%;" type="text" value="9"/></p> <p>Tipo de medio empacado <input style="width: 80%;" type="text" value="Plástico"/></p> <p>Área superficial material plástico (m²/m³) <input style="width: 80%;" type="text" value="200.0"/></p> <p>Relación de recirculación <input style="width: 80%;" type="text" value="2.0"/></p> <p>Datos experimentales de la constante experimental</p> <p>Constante de tratabilidad (l/s^{0.5})/m² <input style="width: 80%;" type="text" value="0.275"/></p> <p>Altura de la torre experimental (m) <input style="width: 80%;" type="text" value="6"/></p> <p>Temperatura experimental (°C) <input style="width: 80%;" type="text" value="25"/></p>	<p>Resultados: Constante experimental</p> <p>Carga orgánica (kg DBO5 /d*m³) <input style="width: 80%;" type="text" value="0.91"/></p> <p>Carga hidráulica (m³/m²*h) <input style="width: 80%;" type="text" value="0.62"/></p> <p>Volumen (m³) <input style="width: 80%;" type="text" value="13083.91"/></p> <p>Área superficial (m²) <input style="width: 80%;" type="text" value="1453.77"/></p> <p>Diámetro (m) <input style="width: 80%;" type="text" value="43.02"/></p> <p>Área de chimenea de ventilación (m) <input style="width: 80%;" type="text" value="6.32"/></p> <p>Se recomienda el uso de <input style="width: 40%;" type="text" value="2.0"/> filtro(s) ya que el valor de la carga hidráulica esta <input style="width: 40%;" type="text" value="BAJA"/> y el valor de la carga orgánica esta <input style="width: 40%;" type="text" value="ALTA"/></p>
---	--

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.39 Resultados de diseño, mediante constantes de reacción, para filtros rotatorios.

6.4.10 Discos Biológicos Rotatorios

El diseño de los discos biológicos rotatorios (o biodiscos) corresponde al tipo de tratamiento de película biológica fija, es decir, aquellos que se desarrollan sobre un medio de soporte.

Los datos de diseño y el intervalo de valores válidos son indicados en la tabla 6.14, mientras que la pantalla de diseño y el *frame* de captura de datos se muestran en la Figura 6.40.

Para este tipo de equipos el valor del DBO₅ (total) del influente, para tratamiento secundario, puede variar de 9.80 a 17.15 g DBO₅ /m²*d. En cuanto al valor del DBO₅ del efluente puede llevar a valores de 15 a 30 mg/l (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal máximo	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
DBO ₅ influente a temperatura de operación	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO ₅ influente a 20°C	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO ₅ efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO ₅ del influente
Carga hidráulica superficial	m ³ / m ² * d	Mayor a cero
Número de etapas	adimensional	Fijada por el programa: 4
Área disponible de crecimiento biológico por unidad	metro cuadrado (m ²)	Mayor a cero

Tabla 6.14 Variables de entrada y valores válidos para el diseño de discos biológicos rotatorios.

La "Carga hidráulica superficial" que puede ser aplicada en el diseño del equipo, considerando tratamiento secundario, puede variar desde 0.08 hasta 0.16 m³/ m² * d.

DISCOS BIOLÓGICOS ROTATORIOS

Mostrar Resultados

Discos Biológicos Rotatorios

Datos de Diseño: Discos Biológicos

Caudal (lps)

DBO₅ influente a temperatura de operación (mg/l)

DBO₅ influente a 20°C (mg/l)

DBO₅ efluente (mg/l)

Carga hidráulica superficial (m³/d*m²)

Número de etapas

Área disponible de crecimiento biológico por unidad (m²)

Maha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.40 Datos de diseño para discos biológicos rotatorios.

El valor del "Número de etapas" esta fijada por el programa ya que en diversas referencias se señala que con dicho número se puede lograr la máxima remoción de contaminantes para este proceso de tratamiento (Ramalho, *op. cit*; Metcalf & Eddy, *op. cit*; González y González, *op. cit*).

El "Área disponible de crecimiento biológico por unidad" depende de si el material es de baja, media o alta densidad. Los medios de baja densidad, con una superficie de 9,290 m² (longitud del eje 8.23 m) tienen mayor espacio entre cada lámina, y se puede usar para las primeras etapas de tratamiento. Los medios de media o alta densidad tienen superficies variables entre 11,150 y 16,750 m² (longitud del eje 8.23 m) y se suelen usar para etapas medias y finales del tratamiento (Metcalf & Eddy, *op. cit*). Los valores precisos de área de cada unidad son fijados por los fabricantes de estos equipos.

La pantalla de resultados para este tratamiento se presenta en la Figura 6.41.

DISCOS BIOLÓGICOS ROTATORIOS

Mostrar Resultados Terminar

Discos Biológicos Rotatorios

Datos de Diseño: Discos Biológicos	Resultados: Discos Biológicos
Caudal (lps) <input style="width: 80%;" type="text" value="45"/>	Caudal (m3/d) <input style="width: 80%;" type="text" value="3888.00"/>
DBO5 influente a temperatura de operación (mg/l) <input style="width: 80%;" type="text" value="250"/>	Eficiencia total del sistema (adimensional) <input style="width: 80%;" type="text" value="90.38"/>
DBO5 influente a 20°C (mg/l) <input style="width: 80%;" type="text" value="260"/>	Área requerida para el crecimiento biológico (m2) <input style="width: 80%;" type="text" value="904.19"/>
DBO5 effluente (mg/l) <input style="width: 80%;" type="text" value="25"/>	Número de unidades (adimensional) <input style="width: 80%;" type="text" value="1.00"/>
Carga hidráulica superficial (m3/d*m2) <input style="width: 80%;" type="text" value="4.3"/>	Volumen del tanque (m3) <input style="width: 80%;" type="text" value="46.00"/>
Número de etapas <input style="width: 80%;" type="text" value="4"/>	Tiempo de retención (min) <input style="width: 80%;" type="text" value="0.17"/>
Área disponible de crecimiento biológico por unidad (m2) <input style="width: 80%;" type="text" value="9200"/>	

Maths E. Alcántara Garduño (1996)

Figura 6.41 Resultados de diseño para discos biológicos rotatorios.

El "Volumen del tanque" se calculó considerando que el volumen óptimo de los tanques en los que se instalan los discos biológicos es de 4.9 litro/m² de superficie del medio de soporte.

6.4.11 Lodos Activados

El sistema de lodos activados que es diseñado por SIDIPTARI corresponde a un sistema completamente mezclado de flujo continuo que usa aireadores como medio para dosificar aire⁵¹.

Los datos de diseño y el intervalo de valores válidos se indican en la tabla 6.15.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
DBO ₅ del influente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO ₅ del efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO ₅ del influente
Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM)	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
Relación SSVLM / Sólidos suspendidos del líquido mezclado	adimensional	Mayor a cero y menor a 1
Tiempo de residencia celular promedio	día	Mayor a cero y menor a 24
% de sólidos biodegradables	adimensional	Mayor a cero y menor a 100
Concentración de sólidos biológicos en el efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO ₅ del influente
Coeficiente de producción máxima (Y)	kg de biomasa producida / kg de sustrato consumido	Mayor a cero
Oxígeno (O ₂) consumido por mg de células oxidadas	mg de O ₂ / mg de célula	Mayor a cero
Constante de degradación del sustrato (degradación endógena) (K _d)	1/día (1/d)	Mayor a cero
Eficiencia de transferencia del equipo de aireación (porcentaje)	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100. Los valores típicos se encuentran entre 5 y 15%
Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la línea de retorno	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero. Regularmente es un valor mayor que el de los Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM)
Eficiencia de los aireadores (porcentaje)	adimensional	Mayor a cero y menor o igual a 100
Altura máxima del tanque	metro (m)	Mayor a cero

Tabla 6.15 Variables de entrada y valores válidos para el diseño de un sistema de lodos activados de mezcla completa.

⁵¹En el programa se consideró que el aire contiene un 21% de oxígeno en volumen, lo cual corresponde a valores reportados en tablas de datos experimentales.

Los datos anteriores se proporcionan al sistema mediante el *frame* de captura que se muestra en la Figura 6.42.

Los valores de las constantes de producción de biomasa (Y) y degradación del sustrato (K_d) se deben determinar en forma experimental para cada tipo de agua residual, aunque se pueden encontrar valores recomendados en la bibliografía, los cuales se deben considerar con las reservas del caso.

Lodos Activados

Mostrar Resultados	Terminar
--------------------	----------

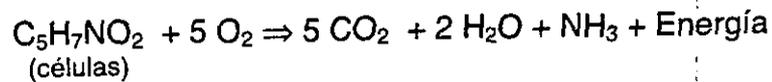
Datos de Diseño: Lodos Activados

Caudal (lps)	<input type="text"/>	Coeficiente de Producción máxima (Y) (kg biomasa producida/kg sustrato consumido)	<input type="text"/>
DBO5 influente (mg/l)	<input type="text"/>	O ₂ consumido/mg células oxidadas (mg O ₂ /mg célula)	<input type="text"/>
DBO5 efluente (mg/l)	<input type="text"/>	Constante de degradación del sustrato (degradación endógena) (K_d) (1/d)	<input type="text"/>
Sólidos Suspendedos Volátiles en el licor mezclado (SSVLM) (mg/l)	<input type="text"/>	Eficiencia de transferencia del equipo de aireación (1 a 100)	<input type="text"/>
Relación SSVLM/Sólidos suspendidos del líquido mezclado	<input type="text"/>	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la línea de retorno (mg/l)	<input type="text"/>
Tiempo de residencia celular promedio (día)	<input type="text"/>	Eficiencia de los aireadores (1 a 100)	<input type="text"/>
% de sólidos biodegradables (1 a 100)	<input type="text"/>	Altura máxima del tanque (m)	<input type="text"/>
Concentración de sólidos biológicos en el efluente (mg/l)	<input type="text"/>		

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.42 Datos de diseño para un sistema de lodos activados de mezcla completa.

El valor de miligramos de oxígeno (O₂) consumido por miligramo de células oxidadas se determina en forma experimental o pueden utilizarse valores recomendados (éstos últimos se pueden usar siempre y cuando se hagan las consideraciones adecuadas). A partir de resultados obtenidos en plantas de tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas se ha podido comprobar que el requerimiento de oxígeno se encuentra entre 0.7 y 1.42 veces la cantidad de DBO₅ eliminada. Metcalf & Eddy (*op. cit*) indican que para la respiración endógena se utiliza 1.42 mg de oxígeno por cada miligramo de células oxidadas de acuerdo a la siguiente ecuación:



miligramos iniciales	113	160
equivalencia	1	1.42

En cuanto al valor de la "Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la línea de retorno", éste es generalmente mayor que el valor de los "Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM)", ya que el primero toma en consideración a los lodos que son recirculados desde el sistema de sedimentación secundaria.

Ya introducidos los datos de diseño y después de seleccionar el botón "Mostrar resultados" éstos aparecerán en un nuevo *frame* (Figura 6.43).

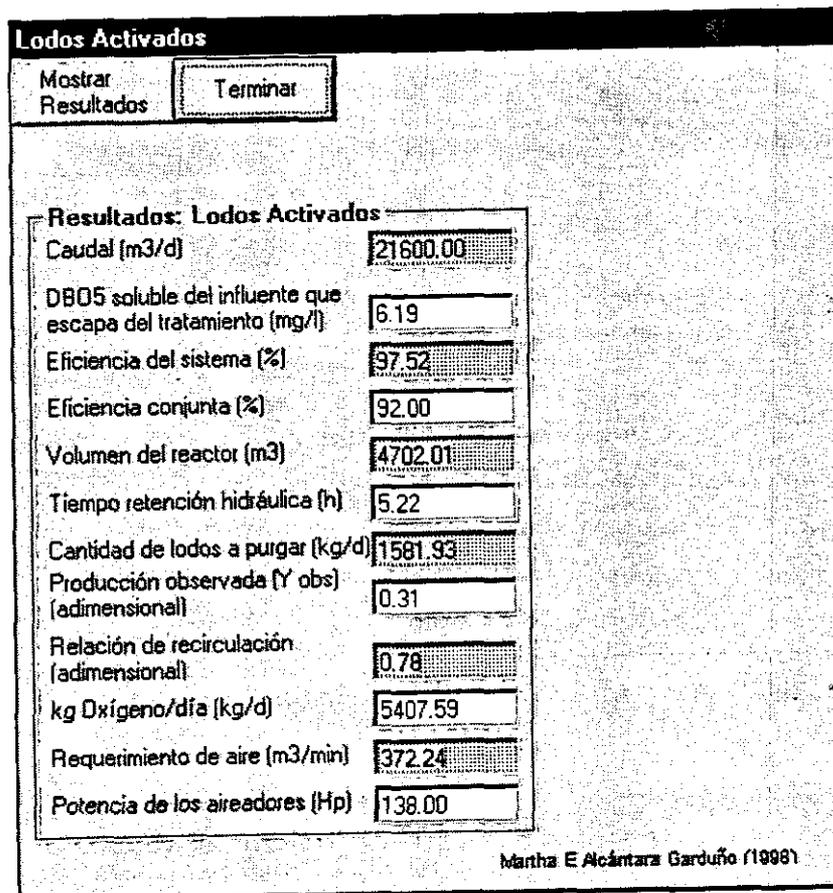


Figura 6.43 Resultados de diseño para el sistema de lodos activados de mezcla completa.

6.4.12 Lagunas Aireadas

El tipo de lagunas diseñadas por SIDIPTARI es de tipo aerobio que usa aireadores de superficie. La pantalla principal para este sistema de tratamiento así como el *frame* de captura de datos se muestran en la Figura 6.44. Las variables de diseño, las unidades e intervalos de valores válidos para ellas se muestran en la Tabla 6.16.

En el diseño de las lagunas aireadas es necesario proporcionar varios valores de constantes experimentales:

“Constante de producción máxima (Y)” se refiere a la cantidad (en kilogramos) de biomasa que es producida por los microorganismos por cada unidad de masa de sustrato que es consumido.

Lagunas Aireadas

Mostrar Resultados
Terminar

Lagunas Aireadas

Datos de Diseño: Lagunas Aireadas

Caudal (lps)	<input type="text"/>	% de Sólidos totales producidos	<input type="text"/>
DBO5 soluble influente (mg/l)	<input type="text"/>	Temperaturas (°C)	
DBO5 soluble efluente (mg/l)	<input type="text"/>	Agua residual	<input type="text"/>
Sólidos suspendidos influente (mg/l)	<input type="text"/>	Verano	<input type="text"/>
Sólidos suspendidos efluente (mg/l)	<input type="text"/>	Invierno	<input type="text"/>
Coefficiente de Producción máxima (Y) (kg biomasa producida/kg sustrato consumido)	<input type="text"/>	Coefficiente de temperatura (adimensional)	<input type="text"/>
Constante de velocidad (Ks) (concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento) (mg/l)	<input type="text"/>	Constantes de aireación	
Constante de degradación del sustrato (degradación endógena) (Kd) (1/d)	<input type="text"/>	Alfa	<input type="text"/>
Constante de tasa de eliminación de DBO5 soluble (k) (1er orden) (1/d)	<input type="text"/>	Beta	<input type="text"/>
		Tiempo promedio de retención celular (día)	<input type="text"/>
		Profundidad máxima de la laguna (m)	<input type="text"/>

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.44 Datos de diseño para lagunas aireadas.

“Constante de velocidad (K_s)” se refiere a la concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento celular de los microorganismos⁵².

“Constante de degradación del sustrato (K_d) (degradación endógena)” es un valor de corrección de la tasa de crecimiento que toma en cuenta la energía necesaria para el mantenimiento celular, así como la muerte y degradación de los microorganismos.

“Constante de tasa de eliminación de DBO_5 soluble (k) (1er orden)” se define como la tasa máxima de utilización de sustrato por unidad de masa de microorganismos.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Caudal	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
DBO_5 soluble del influente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
DBO_5 soluble del efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor al DBO_5 soluble del influente
Sólidos suspendidos del influente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
Sólidos suspendidos del efluente	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero y menor a los sólidos suspendidos del influente
Coefficiente de producción máxima (Y)	kg de biomasa producida / kg de sustrato consumido	Mayor a cero
Constante de velocidad (K_s)	miligramos/ litro (mg / l)	Mayor a cero
Constante de degradación del sustrato (degradación endógena) (K_d)	1/día (1/d)	Mayor a cero
Constante de tasa de eliminación del DBO_5 soluble (k)	1/día (1/d)	Mayor a cero
% de sólidos totales producidos	adimensional	Mayor a cero y menor a 100
Temperatura del agua residual	°C	Mayor a cero
Temperatura de verano	°C	Mayor a cero
Temperatura de invierno	°C	Mayor a cero
Coefficiente de temperatura - actividad	adimensional	Mayor a cero. Valores recomendados en tabla 6.13

Tabla 6.16 Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño de lagunas aireadas.

⁵²La tasa de crecimiento es determinada mediante la ecuación de Monod: $\mu = \mu_m \frac{S}{S + K_s}$ donde

S = concentración del sustrato que limita el crecimiento (mg/l), μ = tasa de crecimiento específico (1/d), μ_m = máxima tasa de crecimiento específico (1/d) (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

Variable	Unidades	Valores Válidos
Constante de aireación Alfa (α)	adimensional	Mayor a cero y menor a 1. Valores recomendados en tabla 6.14
Constante de aireación Beta (β)	adimensional	Mayor a cero. Valores típicos entre 0.92 y 0.98
Tiempo promedio de retención celular	día	Mayor a cero y menor a 24
Profundidad máxima de la laguna	metro (m)	Mayor a cero y menor a 3.7.

Tabla 6.16 (Continuación) Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño de lagunas aireadas.

El valor de estas constantes se debe determinar experimentalmente o bien pueden utilizarse valores reportados en la bibliografía tomando las consideraciones y reservas necesarias para cada caso.

El "Coeficiente de temperatura" permite ajustar el valor de la constante de velocidad de la reacción biológica que se lleva. Este factor tiene una gran importancia en el programa ya en él se toma en cuenta el valor final de transferencia de oxígeno, el cambio de actividad metabólica de la población microbiana y las características de sedimentación de los sólidos biológicos (Metcalf & Eddy, *op. cit*). Algunos valores del coeficiente de temperatura - actividad se muestran en la tabla 6.17.

Proceso	Coeficiente Temperatura -Actividad	
	Intervalo	Valor Típico
Lodos activados	1.00 - 1.08	1.04
Lagunas aireadas	1.04 - 1.10	1.08
Filtros percoladores	1.02 - 1.08	1.035

Tabla 6.17 Coeficientes de temperatura - actividad para diversos procesos biológicos de tratamiento (Metcalf & Eddy, *op. cit*).

El valor de la constante de aireación Alfa (α) es un factor de corrección de la transferencia de oxígeno en el agua residual y depende de elementos tales como el tipo de agua residual a tratar y el valor de la DBO₅ (influyente y efluente) (Tabla 6.18).

En el diseño de éste tipo de lagunas se consideró que existe un mezclado total, es decir, que en todos los puntos de la laguna existe la misma concentración de elementos como DBO₅, oxígeno disuelto o número de microorganismos.

	DBO ₅ (mg/l)		Factor Alfa (α)	
	Influyente	Efluente	Influyente	Efluente
Aguas residuales urbanas	180	3	0.82	0.98
Papeleras	187	50	0.68	0.77
Papel Kraft	150 - 300	37 - 48	0.48 - 0.68	0.7 - 1.1
Papel blanqueado	250	30	0.83 - 1.98	0.86 - 1.0

Tabla 6.18 Valor del factor alfa (α) para los distintos tipos de agua residual (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

El valor del factor Beta (β) resulta de la relación existente entre la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual (C_{sr}) y la concentración de oxígeno disuelto (mg/l) en agua corriente (C_s), ambos evaluados en condiciones de saturación (Ramalho, *op. cit.*):

$$\beta = C_{sr} / C_s \quad (6.2)$$

El valor de β puede determinarse experimentalmente para cada tipo de agua residual, pero puede considerarse que los valores típicos se encuentran entre 0.92 y 0.98.

La "Profundidad máxima de la laguna" se recomienda que sea menor a 3.7 metros ya si es mayor a este valor es necesario utilizar sistemas de aireación mediante difusores o aireadores con campanas de aspiración (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La pantalla de resultados para este proceso se muestra en la Figura 6.45.

LAGUNAS AIREADAS	
Mostrar Resultados	Terminar
Mostrar Datos	

Lagunas Aireadas

Resultados: Lagunas Aireadas

Volumen de la laguna (m3)

Superficie (m2)

DBO5 (real) efluente (mg/l)

Verano Invierno

Sólidos Suspendidos en el efluente (antes de la sedimentación) (mg/l)

Sólidos purgados (kg/día)

Kg Oxígeno/día (kg/d)

Requerimiento de aire (m3/min)

Potencia de los aireadores mecánicos (Hp)

Tiempo de retención hidráulica (días)

Martha E Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.45 Resultados de diseño para lagunas aireadas.

6.4.13 Desinfección

SIDIPTARI tiene la opción de diseño de un sistema de desinfección mediante cloración usando gas cloro almacenado en tanques de 68 kg. o en cilindros de 908 kg. La pantalla de captura de los datos para el proceso de desinfección se muestra en la Figura 6.46.

En la tabla 6.19 se indican los datos de diseño solicitadas así como sus unidades y los intervalos de valores válidos.

SISTEMA DE DESINFECCIÓN

Mostrar Resultados Terminar

Tanque de Desinfección

Datos Sist. de Desinfección

Gasto de Diseño (lps)

Método de Desinfección

Cantidad de desinfectante requerida (mg/l)

Almacenamiento del desinfectante en: kg

Tiempo de retención (min)

Tirante máximo del agua en el canal (m)

Número recomendado de canales

Ancho máximo permitido para el canal (m)

Martha E. Alcántara Garduño (1998)

Figura 6.46 Datos de diseño para el sistema de desinfección.

Variable	Unidades	Valores Válidos
Gasto de diseño	litros / segundo (lps)	Mayor a cero
Método de desinfección	adimensional	Fijado por tabla desplegada
Cantidad de desinfectante requerida	miligramos / litro (mg/l)	Mayor a cero
Almacenamiento del desinfectante en:	kilogramo (kg)	Fijado por tabla desplegable
Tiempo de retención	minutos (min)	Mayor a cero
Tirante máximo del agua en el canal	metros (m)	Mayor a cero
Número recomendado de canales	adimensional	Entero y mayor a cero
Ancho máximo permitido para el canal	metro (m)	Mayor a cero

Tabla 6.19 Variables de entrada e intervalo de valores válidos para el diseño del sistema de desinfección.

La "Cantidad de desinfectante" que se solicita es la cantidad experimental determinada a punto de quiebre más el residual que se busca que permanezca después de un cierto período de tiempo (el cual conoce el usuario).

El "Almacenamiento del desinfectante en:" se refiere al peso del tanque usado para el desinfectante, en este caso cloro gaseoso. Las opciones posibles es usar tanques de 68 kg o cilindros de 908 kg. La selección de ésta variable determina el número de tanques que deben tenerse en servicio, en paso y en almacenamiento, para un mes de operación.

El "Tiempo de retención" se recomienda que esté entre 20 y 45 minutos con la finalidad de asegurar la máxima desinfección (Metcalf & Eddy, *op. cit.*). En cuanto al "Tirante máximo del agua" este debe tener como máximo un valor de 1.5 metros con la finalidad de tener flujo turbulento y máximo contacto entre el cloro y el agua tratada para asegurar el proceso de desinfección.

En función del valor del "Ancho máximo del canal" se dimensiona el largo del mismo tomando en cuenta la recomendación de ancho:largo que debe ser 1:10 a 1:40 (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

La pantalla que muestra los resultados del diseño se muestra en la Figura 6.47.

SISTEMA DE DESINFECCIÓN	
Mostrar Resultados	Terminar
Mostrar Gráfica Tanque Desinfección	Ocultar Gráfica

Tanque de Desinfección

Datos Sist. de Desinfección		Sistema de Desinfección	
Gasto de Diseño (ps)	120	Caudal de diseño (m ³ /hr)	432.000
Método de Desinfección	Cloración	Tiempo de retención (hr)	0.333
Cantidad de desinfectante requerida (mg/l)	7	Cantidad de desinfectante requerido	
Almacenamiento del desinfectante en:	68.0 kg	Día (kg)	72.6
Tiempo de retención (min)	20	Semana (kg)	508.0
Tirante máximo del agua en el canal (m)	1.5	Mes (kg)	2177.3
Número recomendado de canales	5	Forma de almacenamiento recomendado en tanques con capacidad de	68 kg
Ancho máximo permitido para el canal (m)	1.2	Tanques en:	
		Servicio	5
		Tránsito	14
		Reserva	14

Dimensiones del Tanque:	
Tirante (m)	1.500
Área superficial (m ²)	96.000
Largo del canal (m)	12.000
Ancho de cada canal (m)	1.143
Ancho total (m)	9.120
Relación Largo-Ancho del canal	10.500
Número de canales	7.000
Volumen del área de contacto (m ³)	144.000

Figura 6.47 Resultados de diseño para el sistema de desinfección.

La cantidad de cloro gaseoso necesario para la desinfección se determina para requerimientos diarios, semanales y mensuales. Esta cantidad determina el número mínimo de tanques (o cilindros según el caso) que deben utilizarse para el proceso. Así, de un tanque de 68 kg. se puede extraer hasta 16 kg. de cloro por día de operación, mientras que para un cilindro de 908 kg. la extracción puede ser hasta de 80 kg./día.

Los requerimientos de cloro son los que determinan el número de tanques que deben mantenerse en servicio, en tránsito y en reserva para la administración del desinfectante al tanque. El número de tanques para tránsito y servicio son para un mes de operación, mientras que el

El valor del "Ancho total" considera el valor de las paredes de los canales internos del tanque (10 cm) y de la pared exterior del tanque (15 cm).

El botón "Mostrar Gráfica del Tanque de Desinfección" despliega en pantalla un esquema general del tanque tipo carrusel que fue diseñado (Figura 6.48). Para ocultar el esquema indicado se debe seleccionar el botón "Ocultar Gráfica".

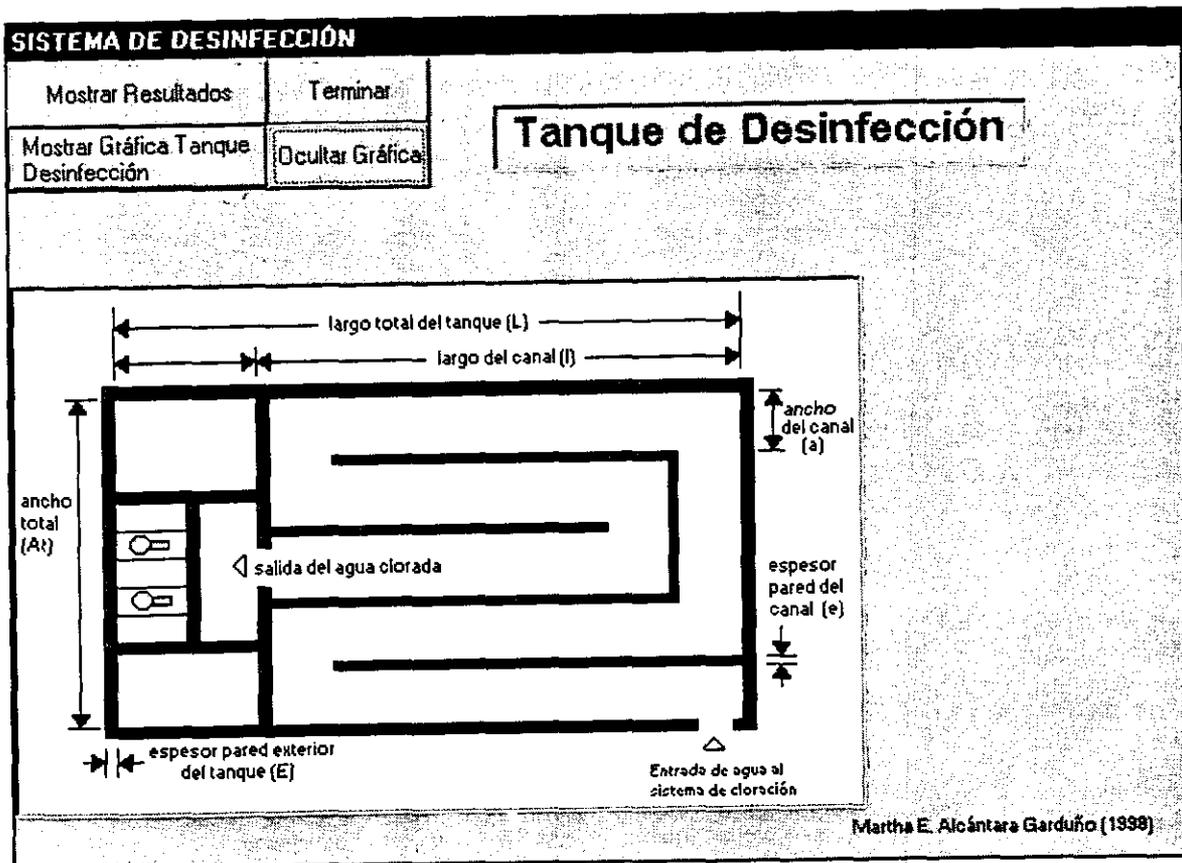


Figura 6.48 Esquema del tanque de desinfección.

CAPÍTULO 7

**BENEFICIOS OBTENIDOS DEL
TRATAMIENTO DADO A LAS AGUAS
RESIDUALES VERTIDAS A CUERPOS
RECEPTORES**

Todos los procesos de tratamiento de las aguas residuales implican una inversión, en ocasiones demasiado costosa, que involucran desde el costo de los estudios preliminares hasta la operación y mantenimiento de la planta. Sin embargo, los beneficios obtenidos tanto para el medio ambiente como para los habitantes de una determinada zona superan el valor de las inversiones realizadas.

En México la CNA ha realizado diversos estudios para evaluar tanto el tipo de descargas, los tratamientos usados para ellas y los diversos beneficios obtenidos para la población y el medio ambiente.

7.1 COSTOS INVOLUCRADOS EN EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

Para determinar los costos involucrados en el tratamiento de las aguas residuales deben tomarse en consideración los costos de inversión, operación y mantenimiento. Estos costos dependen de una serie de factores, entre los cuales se encuentran los siguientes:

- Selección del tipo de aguas residuales así como de las características físicas, químicas y biológicas.
- Cálculo de los costos unitarios de aquellos conceptos que son comunes a todas las plantas de tratamiento (energía eléctrica, mano de obra y productos químicos utilizados).
- Definición del proceso de tratamiento a utilizar, indicando en forma específica la serie de procesos que lo conforman.
- Cálculo de los costos asociados con el proceso de tratamiento para el gasto de diseño típico, el cual se determina usando datos conocidos.

La CNA tiene registradas las descargas más importantes, correspondiente a 15 giros industriales. Del caudal registrado, cinco giros concentran el 71.23% del volumen (SACDAR, 1995), que en orden decreciente son los siguientes:

Industria	Caudal en miles [m ³ /día]
Azucarera	3866
Química	935
Celulosa y el papel	602
Petrolera	461
Hierro y acero	49
Total	5913

Tabla 7.1 Caudal de aguas residuales generadas por los cinco principales rubros industriales del país (SACDAR⁵³, 1995).

⁵³SACDAR: Sistema de Actualización de Descargas de Aguas Residuales (CNA, op. cit).

La CNA llevó a cabo una evaluación de los costos asociados con los cinco giros industriales antes mencionados; para ello se usaron varios caudales de diseño⁵⁴, y se fijó el tipo de tratamiento aplicado. Los resultados de la evaluación realizada se muestran en la tabla 7.2.

Giro Industrial	Número de industrias	Tipo de tratamiento aplicado	Costo de Operación y Mantenimiento Millones \$/año	Costo de capital Millones \$/año
Azucarera	65	Lagunas de estabilización de dos pasos Lagunas aireadas mecánicamente Lodos activados convencionales Filtros biológicos	171	4,339
Química	106	Rejillas o cribas mecánicas Sedimentación Neutralización Filtros biológicos	60	1,016
Celulosa y papel	48	Rejillas o cribas mecánicas Neutralización Sedimentadores primarios Filtros rociadores Desinfección	45	937
Petrolera	70	Desarenadores Filtración para remoción de aceite Neutralización Homogeneización Flotación por aire disuelto (DAF) Filtros biológicos Lagunas aireadas Lagunas de estabilización	50	548
Hierro y acero	7	Rejillas o cribas mecánicas Desarenadores Sedimentación Neutralización Homogeneización Tratamiento químico Sedimentación secundaria	5	35
Otras	1,100	Varios, dependiendo de la industria de la cual se trate	134	2,778
Total	1,396		466	9,653

Tabla 7.2 Costos de capital, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en México (CNA, 1996).

⁵⁴Para la evaluación de los costos la CNA utilizó el programa de cómputo CAPDET-PC elaborado por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (US Corps of Engineers, 1991).

Para el desarrollo de los proyectos, su construcción, la etapa de pruebas y puesta en operación transcurre un determinado tiempo al final del cual podrán apreciarse los beneficios obtenidos. La CNA calcula aproximadamente dos años para el desarrollo del proyecto, su construcción y etapa de pruebas; al tercer año se pone en operación la planta. Al principio del cuarto año empiezan a verse los beneficios en los cuerpos receptores en donde son vertidas las aguas tratadas.

7.2 EVALUACIÓN DE BENEFICIOS

Para la evaluación de los beneficios que llevan consigo los proyectos ambientales es importante considerar el aspecto de costo-efectividad, dado que se busca optimizarlo en función del número de obras, asumiendo de antemano que determinada tecnología es suficiente para garantizar la calidad ambiental deseada.

En el caso de los sistemas de tratamiento de aguas residuales se analiza el valor de uso, que incluye la evaluación de beneficios por costos al evitarse daños y pérdidas al medio ambiente, así como compensaciones, por ser el más objetivo de los métodos. Entre los beneficios cuantificables se encuentran los siguientes:

- Disminución de mortalidad y morbilidad por enfermedades gastrointestinales
- Disminución de sustancias tóxicas
- Sustitución de cultivos
- Ahorro por potabilización
- Incremento en el valor de los terrenos alrededor de embalses y ríos
- Exención de pago de derechos de uso de agua clara

7.2.1 Disminución de mortalidad y morbilidad por enfermedades gastrointestinales

Este beneficio depende del nivel de tratamiento de las aguas residuales. El aplicar tratamientos de purificación a las aguas residuales constituye un medio para reducir las muertes ocasionadas por enfermedades gastrointestinales y enfermedades irreversibles asociadas a la contaminación con tóxicos.

A través del tratamiento dado a las aguas residuales es posible, además, reducir la tasa de morbilidad ocasionada por enfermedades gastrointestinales, y obtener así un ahorro en el gasto familiar o el gasto público al evitar costos de atención médica y medicamentos así como los días de incapacidad médica otorgados durante su recuperación⁵⁵. El IMSS, en 1992, reportó 3.6 millones de notificaciones anuales⁵⁶ por

⁵⁵Esta incapacidad es de aproximadamente de tres días en promedio.

⁵⁶La "notificación" se refiere a los días de incapacidad laboral otorgada a los pacientes.

enfermedades gastrointestinales; el costo promedio aproximado por cada paciente es de \$455.00⁵⁷, por lo que los costos totales son de 1,638 millones de pesos anuales.

7.2.2 Disminución de sustancias tóxicas

Uno de los riesgos de consumir agua contaminada es que ésta contenga sustancias tóxicas, como los metales pesados, en concentraciones dañinas para la salud, que provocan enfermedades irreversibles, como cáncer y malformaciones congénitas.

Disminuir o incluso eliminar en su totalidad el contenido de las sustancias tóxicas en las aguas residuales tratadas permite que puedan ser vertidas a los cuerpos receptores sin peligro de que los organismos (vegetales o animales) los ingieran y sufran envenenamiento o mutaciones genéticas en ellos mismos o bien en los organismos que siguen en la cadena trófica.

7.2.3 Sustitución de cultivos

En el país existen 22 millones de hectáreas cultivadas, de las cuales 5.68 millones corresponden a zonas de riego⁵⁸ y el resto es cultivo de temporal. El volumen de las aguas residuales municipales es de 160 m³/s⁵⁹. De acuerdo con el SACDAR el volumen generado por las industrias, incluyendo a las termoeléctricas, asciende a 356 m³/s. Por lo tanto, el volumen total de descargas de aguas residuales es de 516 m³/s. De este caudal, 49% se aprovecha en riego y 15% en reuso para industrias, es decir, 252 m³/s se aprovechan para cultivos. Considerando una lámina bruta de riego promedio de dos metros con este volumen se irrigan alrededor de 398,680 ha con aguas residuales, lo que equivale al 7% de la superficie de riego del país.

Por lo anterior, tratar las aguas residuales destinadas a riego permite incrementar el rendimiento de los mismos cultivos e inclusive sustituir los cultivos actuales por otros que sean más redituables económicamente debido a un aumento de la calidad del agua de la cual se dispone. Este aumento en las utilidades se ve reflejado en la relación *precio de mercado-costo de producción*.

La sustitución de los tipos de cultivo no es posible para todos los casos, ya que depende de su oferta y demanda, así como de las características propias de los suelos. Según la CNA (CNA, 1997) se estima que es posible sustituir cultivos en 70% de los distritos que riegan con mayor concentración de aguas residuales crudas: el 03 (Tula), el 030 (Valsequillo), el 100 (Alfajayucan) y el 088 (Chiconautla-Chalco), que representan 29% de la superficie que se riega con aguas residuales:

⁵⁷Costo reportado por el IMSS para el año de 1996.

⁵⁸CNA, 1989-1994

⁵⁹CNA, 1994

Distrito	Superficie (ha)	Maíz (%)	Alfalfa (%)	Frijol (%)
Tula	48,000	43.90	34.70	6.25
Alfajayucan	28,900	52.75	52.75	2.16
Valsequillo	33,800	42.95	27.81	10.13
Chiconautla-Chalco	4,300	67.48	16.28	-
Total	115,000	46.72	23.42	6.13

Tabla 7.3 Superficie de cada distrito y áreas sembradas en 1994.

7.2.4 Ahorro por potabilización

En muchos casos las aguas residuales son descargadas a cuerpos receptores e inclusive pueden infiltrarse hacia los acuíferos. Esta situación provoca que las aguas residuales contaminen las fuentes de agua utilizada para consumo humano aumentando así los costos por su potabilización.

Si un acuífero o fuente superficial de una ciudad son contaminados por las descargas de sus aguas residuales y las fuentes de agua potable no se encuentran disponibles en áreas cercanas, se debe recurrir a fuentes de abastecimiento más lejanas, aumentando con ello los costos del abastecimiento del agua para la población.

Por lo anterior, si las aguas residuales producidas se tratan antes de ser descargadas se obtendrá un beneficio económico en cuanto a los costos de potabilización y transporte del agua potable. Este beneficio puede ser calculado como:

$$\text{Costo fuente futura} - \text{Costo fuente actual}$$

Al preservar la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento se puede pasar de un sistema de potabilización convencional (coagulación, floculación, sedimentación, filtración y cloración) a un sistema de filtración directa.

7.2.5 Incremento en el valor de los terrenos alrededor de embalses y ríos

La descarga de aguas residuales crudas a cuerpos receptores como lagos, lagunas, ríos y presas provocan eutrofización, aparición y desarrollo incontrolado de malezas indeseables y lirio acuático, malos olores, deterioro del aspecto estético, disminución o eliminación de las actividades recreativas y deportivas, contaminación con metales pesados o compuestos químicos y la aparición de enfermedades gastrointestinales en la población que vive cerca de las zonas contaminadas. Estos elementos provocan que disminuya el valor de los terrenos aledaños a estas zonas.

Entre las zonas del país que presentan las características antes indicadas se encuentran los siguientes:

- Morelia, Mich. cuyas aguas residuales se descargan al lago Cuitzeo.
- Puebla, Pue. y su zona conurbada, que descargan a los ríos Atoyac y Alseseca que confluyen finalmente en la presa Valsequillo.
- Zona conurbada de Tampico-Madero-Altamira, Tamps., que descargan tanto a la laguna de Chairel y al río Pánuco.
- En el Estado de México los parques industriales de Atenco, Tianguistenco y Lerma-Toluca, así como las localidades de Almoloya, Calpulhuac, Ocoyoacac y Toluca, las cuales envían sus descargas en el río Lerma el cual descarga en la presa Solís.
- Las ciudades de Querétaro, Qro., Celaya, Hgo., Villagrán, Cortázar y Salamanca (provenientes de la refinería de PEMEX y de la planta termoeléctrica) y Guanajuato, Gto., descargan las aguas residuales al río de la Laja el cual llega a la presa derivadora Markazuza.
- León, Gto, envía sus descargas de aguas residuales en el río Turbio.
- Las aguas residuales de Zacapu, Mich., se descargan en el río Angulo.
- El río Lerma en las inmediaciones de la Piedad. Mich., recibe las descargas hechas por las granjas porcícolas e industrias procesadoras de carne. Aguas abajo, el río Lerma recibe las aportaciones de Yurécuaro, Briseñas, Mich. y la Barca, Jal., las cuales confluyen finalmente al lago de Chapala.

7.2.6 Exención de pago de derechos de uso de agua clara

La Ley Federal de Derechos de Agua establece que los usuarios que utilicen agua residual tratada estarán exentos del pago de derechos por su uso y aprovechamiento. Con esta medida, se busca fomentar el reuso de las aguas tratadas. Con base en la Ley indicada, los derechos de uso de aguas claras con fines de riego se indica en la tabla 7.4.

Número de distritos	Porcentaje (%)	Derecho de uso (\$/m ³)	Derechos uso ponderado (\$/m ³)
14	25	0.00175	0.0020
15	29	0.016350	0.0047
5	9	0.081750	0.0074
20	36	0.163500	0.0589
2	1	2.77950	0.0278
Promedio			0.0202

Tabla 7.4 Derechos de uso de agua clara por distrito de riego.

Al tratar las aguas residuales y hacer uso de estas para fines de riego agrícola, puede incrementarse la superficie regada con aguas tratadas lo cual implica una disminución de los pagos de uso de agua clara para dicha actividad.

La **CNA** indica que la superficie que se riega con aguas residuales asciende a 398,680 hectáreas lo que representa aproximadamente el 50% de aprovechamiento de éstas aguas. Al tratar las aguas residuales su porcentaje de aprovechamiento aumenta al 65% lo que permite el riego de 518,000 hectáreas. De acuerdo a la disminución en el gasto de derechos de uso de agua clara, los usuarios de los distritos de riego tendrán ahorros significativos los cuales dependerán del distrito en el cual se ubiquen sus terrenos

De acuerdo a lo revisado en éste capítulo, se conocen los distintos beneficios que se obtiene del tratamiento de las aguas residuales generadas tanto industrial como municipalmente. Estos beneficios son tanto en la salud pública de los pobladores como en el uso posterior que puede ser dada al agua tratada, ya sea porque sustituya el uso de agua clara para fines agrícolas o porque permita la sustitución de ciertos tipos de cultivos que son más rentables para los agricultores.

En México, la **CNA** determina los beneficios obtenidos por el tratamiento dado a las aguas residuales. Algunos de ellos son calculados en función del ahorro que se obtiene por la sustitución de agua clara por agua tratada, mientras que en otros casos se determina en forma indirecta, tal como sucede en la disminución de morbilidad causada por enfermedades gastrointestinales.

CAPÍTULO 8

**DISCUSIÓN DE RESULTADOS
Y
CONCLUSIONES**

8.1 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En el desarrollo académico y para estar acorde con el desarrollo tecnológico actual es necesario contar con herramientas que permitan evaluar de una forma rápida y sencilla distintas unidades de tratamiento de agua residual. Al conocer las bases teóricas sobre el diseño de un sistema de tratamiento particular (las cuales se encuentran en el capítulo 5 de este trabajo) el manejo de SIDIPTARI es relativamente sencillo y su uso permite aumentar el criterio de selección acerca de las ventajas que presenta uno u otro proceso de depuración.

Hasta antes de contar con SIDIPTARI los estudiantes de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería (DEPFI) que contemplaban en su curricula el tratamiento de aguas residuales no contaban con un sistema de cómputo que les permitiera evaluar de una forma rápida y sencilla distintas unidades de tratamiento ya sea para agua de tipo municipal ó industrial. Esto se debe en gran medida al alto costo de adquisición de software especializado que puede ser mayor a los cinco mil dólares, tal y como sucede con el programa, para tal fin, creado por la EPA.

El sistema SIDIPTARI permite el diseño de diversas unidades de tratamiento de aguas residuales industriales aunque puede ser utilizado con muy buenos resultados para agua de tipo municipal. La selección de los tres tipos de industrias (procesadora de alimentos del mar, petrolera y papelera) fue hecha con la finalidad de disponer de una variedad de unidades de tratamiento (ver Capítulo 2) las cuales pueden ser usadas en forma secuencial o independiente creando distintos trenes de tratamiento, los cuales son evaluados por el diseñador para seleccionar entre ellos el que mejor se ajusta al nivel de depuración que debe ser cumplido. Este nivel de depuración se fija por la normatividad vigente, tanto nacional como aquella existente en otros países. Los parámetros de calidad y la normatividad vigente para los tres tipos de industria seleccionados en esta investigación se incluyen en el Capítulo 3.

Una vez que se ha realizado el diseño básico de las unidades de tratamiento, el usuario puede llevar a cabo el diseño de detalle requerido para cada caso en particular.

En la elaboración de SIDIPTARI se procuró que el usuario proporcionará el mínimo de información para los procesos de diseño, lo cual presenta ventajas y desventajas en los resultados obtenidos. En particular SIDIPTARI es de sencillo manejo, rápida velocidad de cálculo y permite tener una amplia variedad de unidades de tratamiento aunque no es posible hacer un diseño detallado de los equipos ya que el tamaño del programa se haría tan grande que requeriría mucho espacio de disco duro y no podría ser transportable.

El sistema no cuenta con una evaluación económica del proceso o procesos

diseñados por lo que es necesario, en caso de que así lo desee el usuario, contar con costos actualizados de los fabricantes de equipo y no realiza la generación de planos de diseño, ya que para ello se requiere contar con herramientas como LISP™ o AUTOCAD™, que no están disponibles para todos los usuarios.

Para cada unidad de tratamiento la información requerida varía y en algunos casos (por ejemplo en el cálculo de las rejillas) el sistema despliega en pantalla información de diseño que de otra forma requeriría ser consultada en la bibliografía. Como en algunos casos la información dada por el usuario debe encontrarse en un intervalo de diseño, SIDIPTARI despliega mensajes de error y los valores válidos para el cálculo. Esto permite eliminar errores posteriores en el proceso de cálculo mejorando así la eficiencia de este Sistema. En otros casos es necesario disponer de constantes experimentales de tratamiento (como las constantes de degradación en el sistema de filtro rotatorio) las cuales deben ser consultadas en la bibliografía o tomadas de estudios experimentales realizados con anterioridad.

Como ya se mencionó en el capítulo 6, la elaboración de SIDIPTARI fue hecha en Visual Basic y para ambiente Windows con la finalidad de que pueda ser usado en cualquier equipo que cuente al menos con Windows 3.11, herramienta de uso común para cualquier usuario de computadoras. Como propuesta para un trabajo posterior, este sistema podría ser modificado incluyendo herramientas como LISP™ y AUTOCAD™ para incluir como la generación de los planos asociados con el diseño de los equipos.

8.2 CONCLUSIONES

1. La selección de los 3 tipos de industrias fue hecha con la finalidad de incluir una diversidad de sistemas de depuración para las aguas residuales industriales, que incluyen tanto sistemas de pretratamiento, primarios y secundarios.
2. Las industrias seleccionadas se encuentran entre las que producen los más altos porcentaje de aguas residuales que se descargan hacia cuerpos receptores, provocando alteraciones considerables al ecosistema acuático y a los organismos que ahí se desarrollan, además de que limitan su uso para otras actividades tales como riego agrícola, abastecimiento de agua potable o usos recreativos.
3. El agua residual generada de cada una de las tres industrias seleccionados tiene características particulares por lo cual los sistemas de tratamiento usados buscan eliminar contaminantes particulares como son grasas y aceites, sólidos (desde sólidos disueltos hasta sólidos fácilmente sedimentables) y carga orgánica (medida como DBO), entre otros.
4. Los tipos de tratamiento usados en la depuración del agua residual generada en las tres industrias seleccionadas son tanto de tipo físico (rejillas, desarenadores, sedimentadores y flotación con aire disuelto, entre otros), químico (neutralización) y biológico (lodos activados, filtros rotatorios, biodiscos y lagunas de aireación).
5. El tren de tratamiento que se desarrolla para tratar a un tipo de agua residual específica, depende en gran medida de la calidad que se quiere alcanzar, bien sea porque se reusa en planta (por ejemplo en sistemas de enfriamiento) o porque se descarga en cuerpos receptores o en sistemas de alcantarillado; para éste último caso, en México se han elaborado diversas normas oficiales que fijan los límites de descarga.
6. Las normatividad que se encuentra actualmente vigente en México, en particular la norma NOM-001-ECOL-1996, permite descargar una mayor cantidad de contaminantes a cuerpos receptores respecto a las normas que fueron sustituidas por ella. Asimismo, la norma mencionada tiene una mayor holgura en la concentración de los contaminantes que son vertidos a cuerpos receptores en comparación con las reglamentaciones, normas o leyes vigentes en otros países.
7. El ingeniero de diseño debe conocer perfectamente los parámetros físicos, químicos y biológicos bajo los que se rige el funcionamiento de un equipo. De esta forma se pueden determinar las variables mínimas de diseño, las cuales varían de un equipo a otro. Para algunos de los procesos se requiere usar constantes experimentales las cuales dependen no sólo del equipo sino de las

características fisicoquímicas y/o biológicas de las aguas residuales que se quiere tratar.

8. Al realizar la investigación de los valores requeridos para el diseño de un equipo de tratamiento, se encontró que en diversos casos no se puede disponer de la totalidad de la información, ya que como se mencionó antes, es necesario determinar el valor de constantes específicas para cada tipo de agua residual. Esto limita el diseño, ajuste y/o optimización de los equipos de tratamiento. El sistema SIDIPTARI cuenta con algunos valores *recomendados*, por la bibliografía, de constantes experimentales para distintos equipos, lo cual permite disminuir el tiempo de búsqueda de información.
9. Al usar un sistema de cómputo para fines específicos, como es el diseño de procesos de depuración de aguas residuales, se agiliza el manejo de información en el cálculo matemático, permitiendo un ahorro de tiempo y un aumento de las posibilidades de análisis y ajustes del propio proceso, a partir de datos generales de diseño.
10. En la programación de SIDIPTARI se eligió al "lenguaje" Visual Basic ya que éste permite el uso de elementos como botones, gráficas, tablas y consultas en pantalla, entre otros, que facilitan el uso del sistema de cómputo por cualquier persona que tenga un manejo mínimo de la computadora. Además, éste "lenguaje" permite que el sistema pueda ser modificado o ajustado para aumentar el número de equipos diseñados o inclusive incluir la generación de planos de diseño.
11. La utilización del sistema computacional SIDIPTARI, muy amigable al usuario, permite agilizar y simplificar el proceso de cálculo, permitiendo un tratamiento individualizado de cada método de diseño. También optimiza el tiempo de diseño usado en el dimensionamiento de los equipos que forman el tren de tratamiento, permitiendo un mayor rendimiento en cuanto al número de opciones evaluadas en un mismo período de tiempo.
12. El Sistema puede ser utilizado con fines didácticos (*software educativo*) para mostrar a los estudiantes las distintas alternativas con que puede ser tratado un mismo tipo de agua residual. SIDIPTARI puede ser utilizado como un simulador de procesos en el entrenamiento de futuros profesionales, sin que se requiera adquirir software con costos elevados o que cuentan solo con un número limitado de opciones de diseño.
13. El costo de sistemas de cómputo especial para el diseño de equipos de tratamiento de agua residual industrial es muy alto por las características especiales que se tienen en cada caso en particular. La mayoría de los sistemas existentes son para el diseño de unidades de tratamiento de aguas residuales de tipo municipal y el costo de estos varía de 1,500 a 5 mil dólares. En comparación, SIDIPTARI es de uso abierto por lo que puede ser utilizado sin ningún costo por cualquier persona.

14. La evaluación de SIDIPTARI fue hecha usando resultados de análisis de algunas industrias instaladas en el país, así como datos reportados de algunas investigaciones previas. Los resultados obtenidos por el sistema de cómputo muestran que las dimensiones de los equipos son bastante congruentes con las dimensiones de los equipos que se encuentran instalados.
15. Un buen diseño de sistemas de tratamiento para aguas residuales industriales permite una mejor operación de los mismos. Además trae diversos beneficios:
 - a) de tipo económico a la industria que hace uso de ellos (por no tener que cubrir multas por sus descargas o por sustituir el uso de agua potable por agua tratada) y a los agricultores que pueden usar agua residual tratada en lugar de agua clara,
 - b) de tipo ecológico al cuerpo receptor o al suelo en donde es descargado, ya que evita la modificación drástica de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del sitio debida a la presencia de sustancias tóxicas,
 - c) de tipo social a la población que puede usar cuerpos de agua como fuentes de agua potable o para fines recreativos, así como la disminución de enfermedades gastrointestinales ocasionados por el consumo de agua contaminada.

8.3 RECOMENDACIONES

Antes de hacer uso de SIDIPTARI debe recordarse que los métodos usados en éste programa, para el diseño de las unidades de tratamiento, no son los únicos que existen ya que distintos autores plantean distintas formas de llevar a cabo el cálculo de los equipos. Por esta razón sería recomendable que SIDIPTARI pudiera ser ampliado para que un mismo equipo dispusiera de distintas metodologías de diseño de tal forma que el usuario pudiera seleccionar entre las diferentes posibilidades de acuerdo a la información con la que cuenta.

Uno de los problemas con los que se enfrenta el diseñador de equipos es que existen variables, como las constantes de degradación del sustrato, que no son encontradas con facilidad en libros de texto, y sólo en algunas ocasiones son reportadas en reportes técnicos o en artículos científicos. Al agregar una base de datos que almacene los valores de constantes de degradación u otros valores experimentales, el diseñador no tendrá, en algunos casos, que determinar esos valores en el laboratorio, lo cual disminuirá el tiempo total de diseño del equipo.

La generación de planos asociados con los resultados obtenidos en el programa hacen que el diseñador tenga una idea más clara acerca de la forma, tamaño y orientación de los equipos, lo que permite su distribución en áreas específicas. Por ésta razón sería de gran valor adicionar al programa un módulo de graficación para la elaboración del plano de cada equipo. Esto puede hacerse mediante programación con LISP™ y usando un paquete de dibujo profesional como AutoCad™.

Actualmente en CNA se evalúa el beneficio que se obtiene por el tratamiento del agua residual tanto de tipo industrial como municipal, debido a que una parte de ella es reutilizada para diversos fines (agua de enfriamiento en operaciones industriales, uso agrícola, riego de jardines, venta a servicios de lavado de autos, etc.). Esto provoca un beneficio directo a la planta de tratamiento o al organismo operador de la misma. En otros casos el beneficio es de tipo indirecto, como la disminución de enfermedades gastrointestinales a la población o la no alteración (física, química o biológica) del cuerpo de agua a la que se descarga. La evaluación de los beneficios se lleva a cabo tomando en consideración por un lado a los costos asociados al tratamiento (energía eléctrica, mano de obra, productos químicos, entre otros) y por otro lado los beneficios directos o indirectos generados.

ANEXO 1

**ORDEN DE REACCIÓN Y CONSTANTES
CINÉTICAS DE TRATAMIENTO PARA
AGUA RESIDUAL**

A.2.1 ORDEN DE REACCIÓN Y CONSTANTES DE VELOCIDAD PARA AGUAS RESIDUALES TRATADAS POR EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.

TIPO DE AGUA RESIDUAL	ORDEN DE PSEUDOREACCIÓN	CONSTANTE DE LA VELOCIDAD DE REACCIÓN k^* [l/(mg MLVSS *hr)] A 25°C
Fábricas de pulpa y papel	Primer	0.375
Fábricas de pulpa y papel	Primer	0.528
Refinería de petróleo	Primer	0.504
Refinería de petróleo	Primer	0.660
Manufactura de petroquímicos	Primer	0.592
Manufactura de petroquímicos	Primer	0.686
Manufactura de petroquímicos	Primer	0.713
Manufactura de petroquímicos	Primer	0.911
Manufactura de petroquímicos	Primer	1.221
Manufactura de petroquímicos	Primer	1.333

* Basada en carbon orgánico total (biodegradable) (TOC).

Los valores de la constante de velocidad de reacción aumentan a medida que aumenta la facilidad para biodegradar los compuestos presentes en el agua residual (Reynolds & Richards, 1996).

Para obtener valores precisos de k deben llevarse a cabo estudios mediante reactores tipo batch. Asimismo estudios en planta piloto pueden realizarse para simular con mayor exactitud las condiciones de campo a las cuales estará sujeto el proceso.

A.2.2 CONSTANTES DE TRATABILIDAD (K_{20}) PARA FILTROS PERCOLADORES DE TORRE DE 6 METROS RELLENOS CON MEDIO PLÁSTICO.

Tipo de agua residual	Constante de tratabilidad (k_{20}) $l/m^{2+h^{0.5}}$
Domésticas	6.71 a 10.32
Domésticas y alimentarias	6.20 a 8.62
Envasado de frutas	2.05 a 5.16
Envasado de carnes	3.10 a 5.16
Residuos de papeleras	2.06 a 4.13
Procesado de patatas	3.61 a 5.16
Refinerías	2.06 a 7.23

** El valor de la constante es para una temperatura de 20°C

Tabla 5.23 Valor de la constante de tratabilidad para filtros percoladores de torre de 6 metros, rellenos con medio plástico (Metcalf & Eddy, *op. cit.*).

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

1. ALCARAZ, F. (1990) Determinación del volumen mínimo de cárcamo y de tanques de regulación en sistemas de bombeo. *Ingeniería hidráulica en México*, enero-abril.
2. APHA, AWWA, WEF (1981) Standard Methods for examination of water and wastewater, 13th Ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.
3. API (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE) (1963) Manual on Disposal of Refinery Wastes. Vol. I. Waste Water Containing Oil. 7a. Edición.
4. AZEVEDO, J.M., ACOSTA, G. (1976) Manual de Hidráulica, Ed. Harla, México.
5. BALDEN, A.R. (1969) *Industrial Management of Wastewater*, Mayo, pp. C-11-14.
6. BENEFIELD, L.D. & RANDALL, C.W. (1980) Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J. 07632.
7. BERNÈ, F. & CORDONNIER, J. (1995) Industrial Water Treatment, Gulf Publishing Company, Éditions Technip, Institut Français du Pétrole Publications, Paris.
8. BIRD, R.B., STEWARD, W.E., LIGHTFOOT, E.N. (1987) Fenómenos de transporte, John Wiley & Sons, Barcelona, pp. 2.8.
9. BLACKWOOD, C.M. (1978) Suministro de agua para las instalaciones de elaboración de pescado. Departamento del medio ambiente, Ottawa, Canadá. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. Roma.
10. BOYD, J.L, SHELL, G.L., DAHLSTROM, D.A. (1971) Treatment of oily waste waters to meet regulatory standards. American Institute of Chemical Engineering, Conference, Toledo, Ohio. Marzo, pp. 393 - 401.
11. BRAVO, M.A. (1996) Tratamiento de las aguas residuales provenientes del destinte de papel periódico usando coagulación-floculación. DEPMI, UNAM, Tesis de maestría.
12. BRAILE, P.M. (1979) Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil.

13. BRATBY, J. & MARAISE, G.V. (1975), Saturator Performance in Dissolved-air (pressure) flotation. Water Resource, (9), pp. 929-936.
14. BRUNSFIELD, R.B., WINN, P.N., PHILLIPS, D.G. Characterization, treatment and disposal of wastewater from Maryland seafood plants.
15. CASSELL, E.A., MATIJEVIC E., MANGRAVITE F.J. Jr., BUZZELL, T.M., BLABAC S.C. (1971) Removal of Colloidal Pollutants by Microflotation. American I. Chemical Engineering Journal, Vol. 17 (6), Noviembre, pp. 1486-1491.
16. CASSELL, E.A., KAUFMAN, K.M., MATIJEVIC E. (1975) The Effects of bubble size on Microflotation, American I. Chemical Engineering Journal, (9), Noviembre, pp. 1017-1024.
17. CALVO, J.J. (1993) Paper recycling. Recycled fibres-issues and trends. F.A.O.
18. CHAMBERS, D.B. & COTTRELL, W.T. (1976) Flotation two fresh ways to treat effluents. Chemical. Enginnering, Agosto, pp. 95-98.
19. CHOUDHURY, M. (1990) Secondary Treatment: Variations Examined. Water, Engineering & Management, Febrero, pp. 18-20.
20. CNA (1995) Informe sexenal, 1989-1994.
21. CNA (1995a) Sistema de actualización de descargas de aguas residuales (SACDAR).
22. CONGRAM, G.E. (1979) Biodisk improves effluent. Water Treating operation. Oil and Gas Journal. Reprint Petroleum Publishing Co., Febrero 23.
23. COOKE, B. (1975) Flottation. Process Engineering, Diciembre, pp. 93-95.
24. CORONADO, M. (1992) Caracterización y evaluación de efluentes líquidos en la industria de la celulosa y papel. ATCP, No. 3, México, pp. 33-36.
25. DAVIES, B.T. & VOSE, R.W. (1980) Custom designs cut effluent treating costs. Case histories at Chevron, USA., Inc. Chevron Research Co., Richmond, California, 94802.
26. DEGREMONT (1979) Manual técnico del agua. 4a. Edición.
27. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN:
(a) 13 de septiembre de 1977: Determinación de sólidos sedimentables

- (b) 25 de marzo de 1980: Muestreo de aguas residuales. Determinación de pH. Método potenciométrico.
 - (c) 23 de julio de 1980: Determinación de la temperatura. Método visual con termómetro.
 - (d) 8 de agosto de 1980: Determinación de grasas y aceites
 - (e) 27 de octubre de 1980: Determinación de nitrógeno total
 - (f) 3 de julio de 1981: Determinación de sólidos en agua. Método gravimétrico.
 - (g) 6 de julio de 1981: Determinación de demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Método de incubación por diluciones
 - (h) 21 de octubre de 1981: Determinación de fósforo total
 - (i) 14 de abril de 1986: Determinación de nitrógeno de nitratos
 - (j) 11 de febrero de 1987: Determinación de nitrógeno de nitritos
 - (k) 22 de junio de 1987: Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli*. Método de tubos múltiples de fermentación
 - (l) 18 de octubre de 1993: NOM en materia de protección ambiental
 - (m) 6 de enero de 1997: NOM de límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
 - (n) 25 de marzo de 1980: Aguas residuales. Muestreo.
 - (o) 5 de diciembre de 1973. Determinación de materia flotante en aguas residuales. Método visual con malla específica.
 - (p) 22 de febrero de 1982. Determinación de metales. Método espectrofotométrico de absorción atómica.
 - (q) 27 de abril de 1981. Demanda química de oxígeno. Método de reflujos de dicromato.
 - (r) 6 de enero de 1982. Determinación de cromo hexavalente en agua. Método colorimétrico de la difenil carbazida.
 - (s) 15 de febrero de 1982. Determinación de fenoles en agua. Método espectrofotométrico bipirina de la 4-amino-antipirina.
 - (t) 15 de julio de 1980. Determinación de sulfuros. Método colorimétrico del azul de metileno o iodométrico.
27. ECKENFELDER, W. (1972) Industrial Water Pollution Control, McGraw Hill Book Company, New York.
28. ECKENFELDER, W. & ADAMS, C. (1974) Process design techniques for industrial waste treatment. Aware Inc., Enviro Press Inc.
29. ECKENFELDER, W. Jr. & FORD, D.L. (1970) Water Pollution Control. Pemberton Press. Austin, Tex.
30. EPA (1975) Sistemas de tratamiento de aguas residuales producidas en la industria procesadora de alimentos del mar.
31. EPA (1988) Secondary treatment regulation, 40 CFR Part 133, 1o. Julio

32. FAIR & OKUN. (1976) Purificación de aguas y Tratamiento y Remoción de aguas residuales, Tomo II, Ingeniería Sanitaria y de aguas residuales, Ed. Limusa, México.
33. FERNÁNDEZ, G. (1992) Estudios cinéticos de sistemas anaerobios en reactores de película fija alimentados con aguas blancas de la industria del papel. DEPFI, UNAM, Tesis de Doctorado.
34. FORD, D.L. (1977) Case histories and design procedures. Refinery and petrochemical liquid wastes. Engineering Science Inc, Austin, Texas.
35. FOUST, A.S., WENZEL, L.A., CLUMP, C.W., MAUS, L., ANDERSEN, L.B. (1984) Principios de operaciones Unitarias. México, Edit. CECSA.
36. FRANZEN, A.E., SKOGAN, V.G., GRUTSCH, J.F. (1972) Tertiary Treatment of Process Water. *Chem. Eng. Progr.* 68, (8), pp. 56-72.
37. GARCÍA, M.A. (1992) Costos en tratamientos de aguas residuales de las industrias de la celulosa y papel. *ATCP*, (3), México, pp. 13-29.
38. GILBERT, J.B. (1970) Environmental Goals and Planning. Spring Meeting of the Pacific Coast District API, Los Angeles, Cal. Mayo 31, pp. 19-26.
39. GLOYNA, E.F. (1976) Facultative Waste Stabilization Pond Design. In Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, editada por E.F. Gloyna, J.F. Malina, Jr., and E.M. Davis. Austin, Texas, University of Texas Press.
40. GONZÁLEZ, F.J. (1980) Plantas paquete para tratamiento de aguas residuales municipales, conforme a las reglamentaciones existentes en el país. DEPFI, UNAM, Tesis de maestría.
41. GONZÁLEZ, S. y GONZÁLEZ, O. (1992) Apuntes de plantas de tratamiento de aguas residuales. Parte 1. DEPFI, UNAM.
42. GONZÁLEZ, S (1994). Apuntes de clase de la materia de Plantas de tratamiento de aguas residuales, DEPFI, UNAM.
43. GRAU, J. y ANDARCIA, E. (1996) Diseño de sedimentadores de placas paralelas, Memorias del Congreso Internacional SMISA.
44. GRAY, A.C. Jr. (1975). Fight floatables with Chemicals. *Water and Wastes Engineering*, Enero, pp. 33-38.
45. HAYWARD, B.S.; WILLIAMS, R.H.; METHVEN, N.E. (1989) Prevention of offshore pollution from drilling fluids. *SPE (Science Petroleum Engineering)*, 3579.

46. HEREDIA, M. (1995) Apuntes de plantas de tratamiento de agua potable, DEPFI, UNAM
47. INCER, A. (1983) Tecnología disponible para el tratamiento de las aguas residuales de las principales industrias costarricenses. DEPFI, UNAM, Tesis de maestría.
48. JIMÉNEZ, B. y BUITRÓN, G. (1988) Sedimentadores de alta tasa para efluentes de tipo biológico, Instituto de Ingeniería, UNAM, México.
49. KAWAMURA, S. (1981) Hydraulic Scale-Model Simulation of the Sedimentation Process, *J. AWWA*, 73, Julio, pp. 372-379.
50. KAWAMURA, S. (1991) Integrated Design of Water Treatment Facilities, John Wiley & Sons, Inc., USA.
51. KIMBALL, J.W. (1966) Biology. 2a. Edition. Addison-Wesley, Reading, Mass.
52. LASDAY, A.H. & MERTENS, E.W. (1976) Fate and oil effects on marine life. *JPT (Journal Petroleum Technology)*, Noviembre, pp. 1285-1288.
53. LEY GENERAL DE EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y PROTECCIÓN AL AMBIENTE (LGEEPA) (1996), Diario Oficial de la Federación, 13 de Diciembre, México.
54. ANDOWSKI, L. (1996) Past, Present and Future of the RBC Industry, *Water, Engineering & Management*, Abril, pp. 31-34.
55. METCALF & EDDY (1977) Wastewater engineering: Collection, Treatment, Disposal. McGraw Hill, Inc., USA.
56. METCALF & EDDY (1981) Wastewater engineering: Collection and Pumping of Wastewater. McGraw Hill, Inc., USA.
57. METCALF & EDDY (1996) Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo 1. McGraw Hill, Inc., México.
58. MIDDLEBROOKS, E.J. (1979) Industrial pollution control. Vol. I: Agro-Industries. Wiley & Sons, New York.
59. NEMEROW, N.L. (1971) Liquid waste of Industry. Theories, practices & treatment. Addison Wesley Publishing Co., New York.
60. OSORIO, F.A. (1983) Abastecimiento de aguas y disposición de las aguas residuales en la industria procesadora de alimentos del mar. DEPFI, UNAM, Tesis de maestría.

61. OUANO, E.A.R. (1983) Principles of Wastewater Treatment. Vol. 1: Biological Processes. National Science Development Board, Manila, Philippines.
62. PICAZO, S.E. (1983) Evaluación y selección de los sistemas de tratamiento para separación de aceite de aguas residuales y su aplicación en la industria petrolera. DEPFI, UNAM, Tesis de maestría.
63. QASIM, S.R. (1985) Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation. Holt, Rinehart and Winston, New York, USA.
64. QUIGLEY, R.E. & HOFFMAN, E.L. (1965) Flotation of Oily Wastes. Mobil Oil Co, pp. 527-533.
65. QUINTERO, R. (1993) Ingeniería Bioquímica: teoría y aplicaciones. Edit. Alhambra Mexicana, México.
66. RAMALHO, R.S. (1977) Introduction to Wastewater Treatment Process, Academic Press New York, San Francisco.
67. REYNOLDS, T.D. & RICHARDS, P.A. (1996) Unit Operations and Process in Environmental Engineering. Segunda edición. PWS Publishing Company, USA.
68. ROJAS, F., SERHAN, G., VOLANTIN (1997) Análisis costo-beneficio de la norma obligatoria para las descargas de aguas residuales a cuerpos nacionales. S. Ingeniería Hidráulica en México. Vol. XII, Núm. 1, enero- abril, pp. 27-40.
69. SÄNNESKOG, O. (1993) Treatment of white waters from deinking and other process current experiences and new technology. Recycled fibres-issues and trends. Food and Agriculture of the United Nations, pp. 127-133.
70. SARH (SECRETARÍA DE RECURSOS HIDRÁULICOS) (1976) Uso del agua y manejo del agua residual en la industria de la celulosa y el papel. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación, marzo.
71. SECRETARÍA. DE MARINA (1979) Estudio geográfico de la región de Cd. del Carmen, Campeche, México.
72. SELDEL, H.F. & BAUMANN, E.R. (1961) Effect of preaeration on the primary treatment of sewage. J. Water Pollution Control Federation, (33), pp. 339-347.
73. SENN, A (1992) Análisis y diseño de sistemas de información. Mc Graw Hill, México.

74. SUTTON, P.M., MURPHY, K.L., JANK, B.E., MONAGHAN, B.A. (1975) Efficacy of Biological Nitrification, *J. Water Pollution Control Federation*, Vol. 47 (11), Noviembre.
75. TERÁN, R.G (1980) Investigación bibliográfica de los discos biológicos rotatorios como sistema de tratamiento secundario para las aguas residuales domésticas, DEPFI, UNAM, Tesis de maestría.
76. TREYBAL, R.E. (1988) Operaciones de transferencia de masa. 2a. Edición. Mc. Graw Hill, México.
77. UNEP (1982) Environmental effects of pulp and paper industries and pollution control measures. Environmental Management in the Pulp and Paper Industry. Course notes, pp. 5-41.
78. VAIL, P.B. (1961). Will Air Flotation Remove the Chemical Oxygen Demand in Refinery Wastewater?. *Petroleum Refinery*. Vol. 40 (5), Mayo, pp. 177-180.
79. WARDLEY-SMITH (editor) (1976) The control of oil pollution on the sea and inland waters. Graham & Trotman Ltd., Reino Unido.
80. WATANABE, Y., LEE, Ch., KOIKE, M., ISHIGURO, M. (1990) Nitrification kinetics and simultaneous removal of biomass and phosphorus in rotating biological contactors. *Water Science Technology*, Vol 22, No. 3/4, pp. 169-178
81. WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION), ASCE (AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS) (1992) Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Vol. I, Manual de Práctica No. 8, Book Press, Inc., USA.
82. WINKLER, M. (1986) Tratamiento biológico de aguas de desecho. Edit. Limusa, México.
83. WPCF (1982) Industrial Wastewater control program for Municipal Agencies. Water Pollution Control Federation. Manual of practice OM-4.
84. YOURDON, E. (1978) Modern structured analysis. Yourdon Press, N.Y.
85. ZERITIS, M., SIDERITIS (1991) Paper mills effluent treatment up to closed water system. New developments in industrial wastewater treatment. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands, pp. 65-74.

Direcciones electrónicas usadas:

<http://www.epa.gov/docs/epacfr40/contents.html>

<http://www.epa.gov/docs/epacfr40/chapt-I.info>

<gopher://hamilton1.house.gov/lda/uscode>