

1. INTRODUCCION

Los procesos biológicos utilizados en el tratamiento de las aguas residuales se clasifican en: sistemas de flóculos suspendidos; y en sistemas de película biológica fija.

Un ejemplo de un sistema de flóculos suspendidos es el proceso de lodos activados, en el cual la masa biológica se mantiene en suspensión mediante un sistema de mezclado natural o artificial.

Los procesos de película fija se dividen a su vez en procesos con medio de soporte estacionario (filtros percoladores); y en procesos con medio de soporte en movimiento (discos biológicos).

Estos procesos utilizan un medio de soporte sólido (piedra triturada, plástico, etc.,) para el crecimiento de los microorganismos, a través del cual se hace pasar el efluente del tratamiento primario. La materia orgánica es absorbida en la película biológica y biodegradada por los microorganismos que se encuentran en ella. Los sólidos retenidos se aglomeran en la superficie de contacto hasta que, por su propio peso y/o la acción mecánica del agua, se desprenden y son arrastrados en el efluente.

El sistema de discos biológicos se ha considerado como el equipo potencialmente idóneo para el tratamiento de las aguas de desecho tanto de origen municipal, como industrial. Esta consideración se basa en el hecho de que en el biodisco, la comunidad biológica se desarrolla en forma secuencial en las diferentes etapas del reactor y está compuesta por una mezcla de microorganismos asociados con otras plantas y animales microscópicos.

Los microorganismos predominantes en la superficie de los discos son las bacterias del tipo filamentoso; las colonias de estos microorganismos proporcionan una malla resistente sobre la cual pueden vivir otros organismos (1,2,3,4). Los microorganismos filamentosos atrapan y retienen sólidos orgánicos que pueden , o no, ser degradados.

Por otra parte, se reporta que un predominio de organismos filamentosos originan problemas en los sistemas de flóculos suspendidos, debido a que provocan el efecto de lodos esponjosos (bulking sludges), los que difícilmente sedimentan y tienden a subir y flotar en la superficie del clarificador (5,6). Se menciona que este tipo de problema no se presenta en el proceso de discos biológicos, además que los lodos del licor mezclado producidos en el proceso presentan características de sedimentación de partículas discretas (2, 7). Sin embargo, a la fecha hay una carencia de trabajos publicados dirigidos a comprobar lo anterior.

2. ALCANCES Y OBJETIVOS

Debido a los posibles problemas que generan los microorganismos filamentosos en los procesos biológicos de crecimiento suspendido, se decidió verificar el comportamiento de sedimentación de los lodos producidos en dos diferentes sistemas de discos biológicos.

En este trabajo se persiguen los siguientes objetivos:

1. Definir las características de sedimentación de los lodos producidos en un biodisco convencional y en un biodisco estructuralmente modificado.
2. Comparar la sedimentación de los lodos producidos por el biodisco convencional con los del biodisco estructuralmente modificado.

3. Comparar los resultados de las pruebas de sedimentación con la remoción que se obtiene en el sedimentador secundario del biodisco convencional de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria, UNAM.

4. Definir criterios de diseño y operación de sedimentadores secundarios para el proceso de discos biológicos.

3. DESCRIPCION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD UNIVERSITARIA, UNAM

El presente estudio se realizó en la planta de tratamiento de aguas residuales que se encuentra en la Ciudad Universitaria de la UNAM, porque cuenta con las instalaciones necesarias para la realización de la parte experimental del trabajo; por esta razón se hará una breve descripción de los diferentes sistemas y equipos que constituyen el tren de tratamiento.

3.1 Antecedentes

La planta para tratamiento de aguas de desecho de Ciudad Universitaria fue diseñada para satisfacer tres objetivos principales (8):

1. Sustitución de agua potable por aguas tratadas para

- riego de áreas verdes;
2. Efectuar investigación; y
 3. Preparar profesionistas en el campo de tratamiento de aguas residuales.

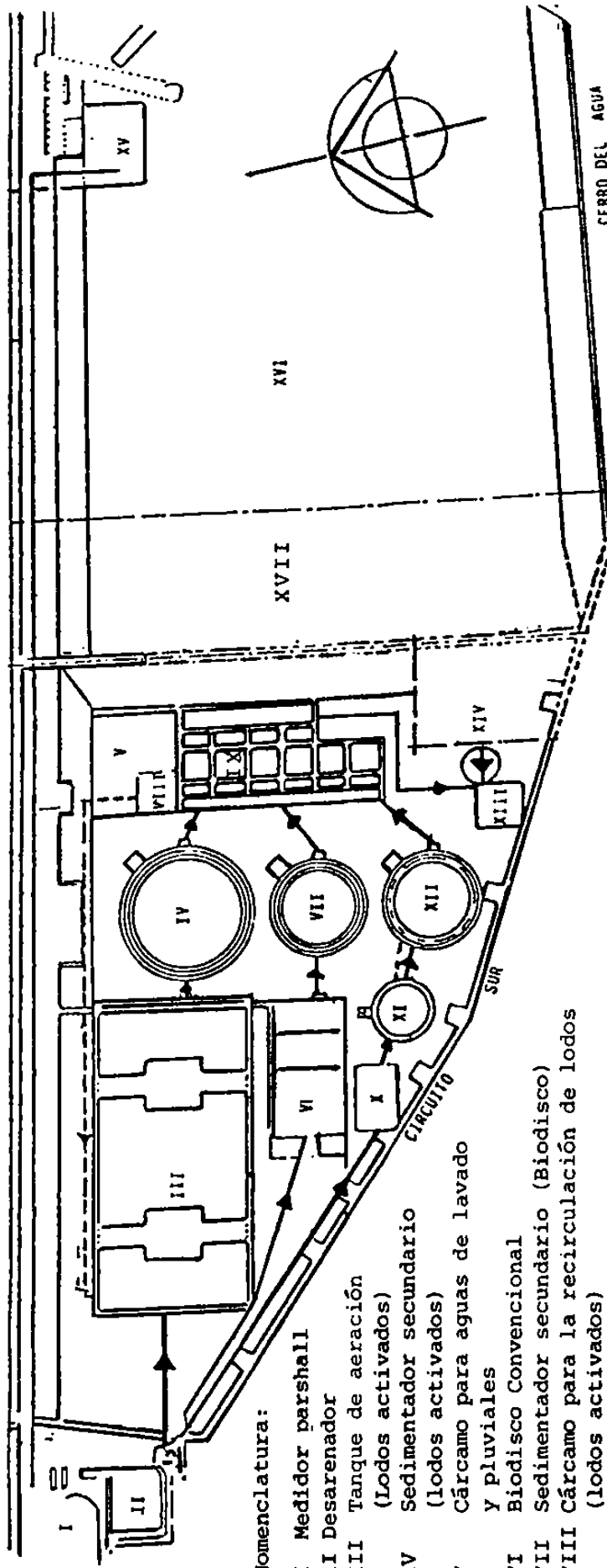
La planta fue puesta en operación en septiembre de 1982 y está ubicada al noreste de Ciudad Universitaria, sobre el Circuito Escolar con Cerro del Agua. En la figura 3.1 se muestra un diagrama esquemático de la distribución de instalaciones y equipos de la planta. Las aguas residuales a tratar provienen de las descargas de la propia Universidad y del área residencial aledaña a ella.

En la Tabla 3.1 se muestran los valores promedio de las características fisicoquímicas y biológicas del agua residual afluyente y efluente de la planta correspondientes al mes de enero de 1986 (9). Según estos datos, se puede considerar que el agua residual afluyente es un desecho doméstico débil, porque la DBO_5 tiene un valor promedio de 100 mg/l (10).

3.2 Procesos de tratamiento

La planta de tratamiento está diseñada para tratar un caudal de 40 l/s mediante tres procesos biológicos de tratamiento empleados en paralelo:

Figura 3.1 Diagrama de flujo de las instalaciones de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U. (UNAM) (1).



Nomenclatura:

- I Medidor parshall
- II Desarenador
- III Tanque de aeración (Lodos activados)
- IV Sedimentador secundario (lodos activados)
- V Cárcamo para aguas de lavado y pluviales
- VI Biodisco Convencional
- VII Sedimentador secundario (Biodisco)
- VIII Cárcamo para la recirculación de lodos (lodos activados)
- IX Filtros de arena
- X Cárcamo doble para la recirculación de lodos (filtro percolador)
- XI Filtro percolador
- XII Sedimentador secundario (filtro percolador)
- XIII Cárcamo de aguas tratadas
- XIV Clorador
- XV Cárcamo de aguas negras
- XVI Tanque regulador de tormentas
- XVII Edificio

Simbología

- - - - - Recirculación de lodos



Inyección de cloro

Tabla 3.1 Características físico-químicas y biológicas del afluente y efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U. (9).

Parámetro	Unidad	Afluente	Efluente
Gasto	l/s	20.0	-
pH		7.5	7.4
Cl ⁻	mg/l	110.0	65.0
Alcalinidad total	mg/l [*]	200.0	160.0
Dureza total	mg/l [*]	110.0	100.0
Sólidos totales	mg/l	555.0	430.0
Sólidos tot. volátiles	mg/l	250.0	130.0
Sólidos suspendidos tot.	mg/l	70.0	4.0
Sólidos susp. volátiles	mg/l	55.0	3.0
Conductividad	μmhos/cm	475.0	-
DBO ₅ total	mg/l	100.0	14.0
DBO ₅ soluble	mg/l	65.0	12.0
DQO total	mg/l	220.0	35.0
DQO soluble	mg/l	155.0	25.0
Nitrógeno total	mg/l	12.5	8.0
Nitrógeno amoniacal	mg/l	9.8	7.0
Detergentes (SAAM)	mg/l	9.0	7.0
Coliformes totales	NMP/100 ml	4.1 x 10 ⁷	200.0
Coliformes fecales	NMP/100 ml	5.4 x 10 ⁵	25.0

*como CaCO₃

- . Lodos activados 20 l/s
- . Biodisco 10 l/s
- . Filtro percolador 10 l/s

El tren de tratamiento consta de una obra de toma, en la cual se encuentran colocadas las rejillas y el cárcamo de captación. La obra de toma está situada en el extremo noreste del tanque regulador de tormentas. Desde ese punto se bombea el agua hacia la parte más alta de las instalaciones, donde se encuentran el medidor parshall y el sistema de pretratamiento común a los tres procesos.

El sistema de pretratamiento está formado por: desarenador, el cual tiene una rastra para colectar la arena y un tornillo sin fin para extraerla. Después del desarenador se encuentran tres canales parshall, más pequeños que el anterior, los cuales miden el caudal que entra a cada uno de los tres diferentes procesos biológicos.

El proceso de lodos activados está formado por: tanque de aeración con dos aeradores superficiales fijos, sedimentador secundario, cárcamo de recirculación de lodos y caja partidora.

El proceso de biodiscos está constituido por: unidad de discos dividida en tres etapas y sedimentador secundario.

El proceso de filtro percolador consta de: careamos de bombeo para afluente y efluente, recirculación de lodos, unidad de filtro, sedimentador secundario y caja partidora (para controlar la recirculación de lodos).

Los sedimentadores de los tres procesos son de configuración circular, de alimentación central y salida de efluente por la periferia del tanque. La velocidad de descarga del fluido se controla mediante vertedores tipo "V".

Los efluentes de los tres sedimentadores se mezclan en una cisterna colocada a lo largo del sistema de filtración, el cual consta de seis filtros con lecho filtrante de arena y antracita. El agua tratada pasa a una cisterna de almacenamiento de aguas tratadas.

El sistema de cloración está acoplado a la cisterna de almacenamiento de agua tratada y empieza a funcionar 20 minutos antes de iniciarse el bombeo de agua hacia los diferentes depósitos que abastecen el sistema de riego y deja de funcionar una vez que se ha suspendido el envío. La planta también cuenta con instalaciones auxiliares como son el edificio que alberga las oficinas administrativas, bodegas, laboratorios, biblioteca, taller de mantenimiento y sala de control automático.

4. DISCOS BIOLÓGICOS

Por ser el proceso de discos biológicos el sistema seleccionado para la realización del presente estudio, en este capítulo, se presenta una breve historia del desarrollo del proceso y se discuten los factores que afectan el diseño.

4.1 *Introducción*

El proceso de biodiscos es un proceso biológico utilizado para el tratamiento de aguas de desecho. Presenta como característica básica la utilización de comunidades microbianas en forma de película para la conversión de la materia orgánica soluble en sólidos biológicos. Por sus características de operación, el proceso se clasifica como un proceso aerobio de película fija. En la figura 4.1 se muestra un diagrama del proceso.

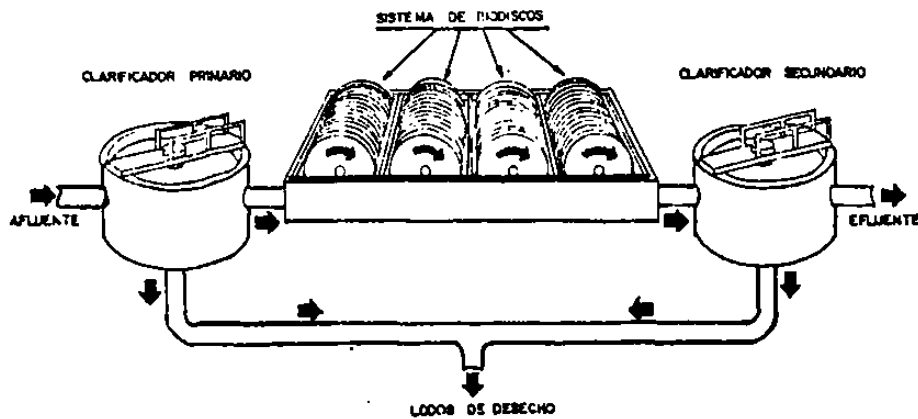


Figura 4.1 Diagrama de flujo del proceso de biodiscos (2).

4.2 Descripción del proceso de biodiscos

Estructuralmente, una unidad de biodiscos consiste en una serie de discos, de aproximadamente tres metros de diámetro, montados sobre un eje horizontal que gira mientras el 40% del área superficial de los discos se encuentra sumergida en el agua de desecho. Al girar los discos arrastran una película de agua, la cual escurre sobre la película biológica adherida a la superficie de los discos. Durante los períodos de emersión, gracias al contacto con el aire, la oxigenación se lleva a cabo por difusión a través de la película líquida. Los microorganismos utilizan el oxígeno disuelto para llevar a cabo la biodegradación de la materia orgánica y, entonces, la película de agua ya tratada regresa al tanque.

El exceso de microorganismos se desprende de los discos debido a las fuerzas cortantes originadas por la rotación y queda en

suspension en el agua del tanque saliendo con el efluente para ser, posteriormente, separada en el sedimentador secundario.

4.3 Historia y desarrollo del proceso de biodiscos

El origen de los discos biológicos para tratamiento de aguas de desecho parece remontarse hasta el final del siglo XIX con un estudio de Weigand sobre "el poder depurador de las ruedas de molino en agua" (2). Su patente describe un cilindro constituido por tablas de madera parcialmente sumergido en aguas de desecho. En los años veintes, en Alemania y en Estados Unidos, se experimentaba con discos de madera giratorios pero no fueron efectivos debido a su rápido desgaste y deficiente fabricación (11).

No aparecen trabajos importantes hasta la década de los cincuenta en la que investigadores europeos comienzan a investigar con discos rotatorios de plástico. En la Universidad de Stuttgart se investigó extensivamente el uso de discos de plástico y de madera de 1 m de diámetro. Un mejoramiento posterior debido a Pöpel y Hartmann permite el uso del poliestireno expandido y se inicia entonces la aplicación comercial (7).

En 1959, en Tuttlingen, Alemania Occidental, la compañía J. Conrad Stengelin fabrica discos de poliestireno expandido de 2 y 3 m de diámetro y la primera instalación comercial se hace

en 1960. Sin embargo, el proceso aún no era competitivo con el de lodos activados debido al elevado costo del poliestireno. No obstante, se instalaron muchas plantas pequeñas diseñadas para poblaciones con menos de 1,000 habitantes. Estas poblaciones estaban de acuerdo en pagar un costo inicial más alto para tener una planta que requiriera poco mantenimiento y bajo consumo de energía (12).

En 1968 los fabricantes alemanes venden la tecnología a la compañía Allis-Chalmers de Estados Unidos. En 1970, ésta compañía vendió su tecnología a la Autotrol Corporation, la cual siguió experimentando con discos de poliestireno con poco éxito comercial; su utilización se limitó a pequeñas comunidades (2).

En 1972, la Autotrol anunció el desarrollo de un disco más compacto y con mayor área superficial para el soporte de los microorganismos. El nuevo disco se construyó alternando láminas lisas y corrugadas de poliestireno de alta densidad, aumentándose el área superficial de $52.5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ a $122 \text{ m}^2/\text{m}^3$. A partir de ese momento el proceso se vuelve una mejor opción que el tratamiento de lodos activados debido principalmente a los bajos costos de operación (11). Actualmente, como prueba de su competitividad existen fabricantes de biodiscos en prácticamente todos los países desarrollados (13).

Desde 1983 se han realizado estudios en el Instituto de Inge-

niería de la UNAM tendientes a desarrollar los criterios de diseño y la tecnología que permitan la construcción de biodiscos basándose en la capacidad de la industria mexicana (14).

4.4 *Microbiología en el proceso de biodiscos*

El objetivo principal en cualquier proceso de película fija es eliminar la materia orgánica soluble y transformarla en materiales insolubles, es decir, en microorganismos. La comunidad biológica que se desarrolla en este tipo de sistemas esta compuesta por bacterias, hongos, algas, gusanos, protozoarios, rotíferos, larvas de insectos, arácnidos, caracoles y crustáceos. Los microorganismos presentes dependen: de la naturaleza del material orgánico; del tipo de desecho; de la aeración del sistema; y de las condiciones ambientales.

Antonie y Welch (3) fueron de los primeros investigadores que identificaron los microorganismos asociados con la biopelícula de un sistema de biodiscos. Encontraron, como mas importantes, a los organismos filamentosos *Geotrichum candidum* y *Bacillus cereus*; y a las bacterias no filamentosas *Zooglea filipendula*, *Pseudomonas denitrificans*, *Aerobacter aerogenes* y *Escherichia coli*.

Experimentos desarrollados por Torpey, et al. (4) revelaron que existe una sucesión de diferentes tipos de microorganismos, empezando con una aglomeración gelatinosa de bacterias y

Sphaerotilus, en la primera etapa, seguida por un crecimiento abundante y diverso de protozoarios, rotíferos y nemátodos en las etapas subsecuentes. Encontraron que la depredación de microorganismos es evidente en las últimas etapas del tratamiento, originando áreas claras en la superficie de los discos.

Ouyang (15) también estudió la variación de organismos en las diferentes etapas e informó que en la primera etapa predominaron los organismos filamentosos *Sphaerotilus* y *Zooglea*; mientras que en la segunda etapa, se encontraron protozoarios y rotíferos. En las etapas tres y cuatro se encontró *Kellicottia* y *Podophrya*. Resultados similares han presentado Hoag y Hovey (16) y Pretorius (17).

Las bacterias organotróficas son un grupo importante de organismos que influyen en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Estos organismos causan problemas en los sistemas de flóculos suspendidos debido a que provocan el efecto de lodos esponjosos (bulking sludges) (5,6). Sin embargo, se menciona que este tipo de problema no se presenta en los procesos de película fija (2,3,7,14,15). En este grupo se incluyen a las bacterias filamentosas *Sphaerotilus natans*, *Nocardia* spp., *Thiothrix* spp., *Nostocoida limicola*, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Microthrix parvicella*, *Beggiatoa* y *Geotrichum*.

Los metazoarios, tales como los nemátodos, rotíferos y crus-

táceos, tienen un papel importante, ya que algunos se alimentan de bacterias, manteniéndolas a su nivel máximo de reproducción (18). Algunos otros organismos, como los gusanos, al remover constantemente la biopelícula a causa de su movimiento permiten la difusión del oxígeno hacia las capas más profundas de ésta, favoreciendo la descomposición de la materia orgánica por vía aerobia (19).

Los hongos son importantes, porque junto con las bacterias utilizan y degradan la materia orgánica compleja proporcionando alimento a los microorganismos que se desarrollan en las últimas etapas tales como rotíferos, protozoarios y gusanos. Los hongos pueden convertirse en organismos predominantes cuando el pH tiene valores muy bajos.

El crecimiento escaso de biomasa en las últimas etapas de un sistema de biodiscos se atribuye a los organismos depredadores y a una baja carga orgánica. Estas características pueden diferir cuando se tratan desechos industriales (20).

En general, la biopelícula es de textura áspera y filamentosa (2,4), predominando las bacterias filamentosas *Sphaerotilus* (4,17) y en menor grado *Beggiatoa*, *Fusaria*, *Neocardia*, *Clodotrix* y *Oscillatoria* (17,36). Estas bacterias filamentosas forman una especie de malla biológica sobre la cual otros microorganismos se pueden adherir. El color y densidad de

la biomasa es variable a través de las diferentes etapas de la unidad. La cantidad de biomasa adherida sobre los discos varía de 50 g/m^2 para las etapas iniciales y de 5 g/m^2 para las etapas finales(21). Cuando se tratan desechos domésticos y/o sintéticos, la primera etapa usualmente tiene un crecimiento denso y de color gris claro (2,4,22). En el estudio microbiológico del biodisco modificado (14) se encontró que la estructura del mismo favorecía el crecimiento de los microorganismos filamentosos.

En conclusión, la microbiología característica de los discos se ha empezado a estudiar, sin embargo, se menciona que los microorganismos de los sistemas de película fija son los que comunmente se encuentran en los procesos de lodos activados y que la diferencia estriba en la sucesión de comunidades ecológicas que se generan en los sistemas de película fija. En contraste, en los procesos de lodos activados la población de microorganismos es uniformemente mixta (23).

4.5 Factores que afectan la eficiencia del proceso de biodiscos

Son muchas las variables que afectan a este proceso, un gran número de investigadores concuerdan en que los factores que tienen mayor influencia en la eficiencia del sistema son: pH, temperatura, transferencia de oxígeno, área superficial del

disco, diámetro de los discos, velocidad de rotación, número de etapas y el tipo de material usado para el soporte de los microorganismos (1,2,7,24,25,29,30,31).

a) Temperatura

La temperatura es un factor importante por su efecto sobre los microorganismos. La temperatura de operación afecta directamente a la cinética de eliminación de sustrato. La actividad metabólica de los microorganismos es acelerada por el aumento de temperatura, mientras que, si la temperatura disminuye, la velocidad de eliminación de sustrato es menor. Como la cinética de eliminación está relacionada de manera inversa con el área de contacto, entonces a mayor temperatura de operación mayor actividad metabólica, por lo tanto menor área de contacto y viceversa (2).

En la práctica, el efecto de la temperatura se ha resuelto considerando que la respuesta de los microorganismos frente a los cambios de temperatura puede describirse por la expresión de Van't Hoff-Arrhenius, de tal manera que se obtiene una relación de la forma (25):

$$K_1 = K_2 \theta^{(T_1 - T_2)} \quad (4.1)$$

donde

K_1 = rapidez específica de eliminación a T_1 ;

T = temperatura, °C

θ = factor de corrección por temperatura

Analizando varias unidades de biodiscos en operación, Antonie (2) señala que si la temperatura es mayor de 13 °C el factor θ es prácticamente igual a la unidad, es decir, la eficiencia de eliminación no se mejora significativamente. Por debajo de 13 °C el factor de corrección toma un valor de $\theta = 1.05$.

b) pH

En cuanto al pH, se ha mencionado que el intervalo para el funcionamiento más adecuado del sistema es de 6.5 a 8.5 (2). Valores de pH fuera de este intervalo causan desprendimiento de biomasa. El pH también puede ser un indicador del funcionamiento del sistema; es decir, si hay una caída de pH en las primeras etapas significa que el biodisco está operando bajo condición limitante de oxígeno, y de que se están produciendo ácidos orgánicos como compuestos finales del metabolismo de los microorganismos. En cambio, el aumento de pH en las últimas etapas del sistema indica que está ocurriendo la nitrificación (1, 27,28).

c) Transferencia de oxígeno

Para que una unidad de biodiscos funcione adecuadamente deben garantizarse condiciones de aerobiosis, o sea que la tasa de

transferencia de oxígeno debe ser superior a la tasa de consumo.

1. Velocidad de rotación

Los biodiscos giran con objeto de que la película biológica entre en contacto, de forma alternada, con el agua de desecho y con el oxígeno atmosférico.

Según la cinética enzimática, la capacidad de degradar material orgánico de los microorganismos aumenta al aumentar la concentración del material orgánico. Al aumentar la rapidez de degradación de un sustrato aumentará la rapidez de consumo de oxígeno, entonces, la limitante del proceso es la capacidad de transferencia de oxígeno. Esto significa que la carga orgánica tendrá el límite que le imponga la transferencia de oxígeno (29).

Al aumentar la velocidad de rotación aumenta la capacidad de transferencia de oxígeno. Sin embargo, la velocidad no puede crecer ilimitadamente; al respecto se han señalado dos limitaciones : 1) Al aumentar la velocidad de giro las fuerzas cortantes del agua sobre la película biológica puede originar un desprendimiento excesivo de ésta última. 2) Para aguas de desecho de tipo doméstico existe una velocidad periférica límite de 0.3 m/s, sobre la cual la mejora en la eficiencia del tratamiento no justifica el elevado consumo de energía eléctrica (2).

2. Carga orgánica

Como se indica en el punto anterior, la carga orgánica se ve limitada por la transferencia de oxígeno.

Considerando que el sistema es sumamente eficiente en transferencia de oxígeno, la limitante es la cinética de eliminación de material orgánico. Si se aumenta la carga orgánica se llega a un valor sobre el cual la rapidez de eliminación de sustrato deja de aumentar para mantenerse constante, figura 4.2 (30).

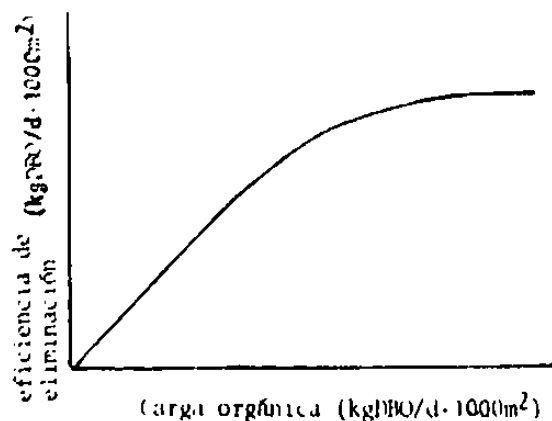


Figura 4.2 Representación gráfica de la cinética según el modelo de Stover y Kincannon (30).

Exceder la carga orgánica límite ocasiona un descenso peligroso en el oxígeno disuelto en el agua de desecho, lo cual a su vez permite el desarrollo de microorganismos nocivos al proceso (como las bacterias sulfurosas) que provocan olores desagradables y compiten con las poblaciones de organismos heterotrofos pudiendo, eventualmente, disminuir la eficiencia del

tratamiento.

Chesner, *et al.* (31) recomiendan que la carga orgánica no sobre pase un valor de 31.3 kg DBO/d. 1000 m², medida como DBO₅ total, lo cual equivale a una carga orgánica medida como DBO₅ soluble que varíe entre 12.7 a 18.6 kg DBO/d. 1000 m². Esta recomendación se basa en observaciones efectuadas en diferentes plantas de tratamiento. Cuando la carga orgánica era superior al límite recomendado se observaban organismos nocivos, figura 4.3.

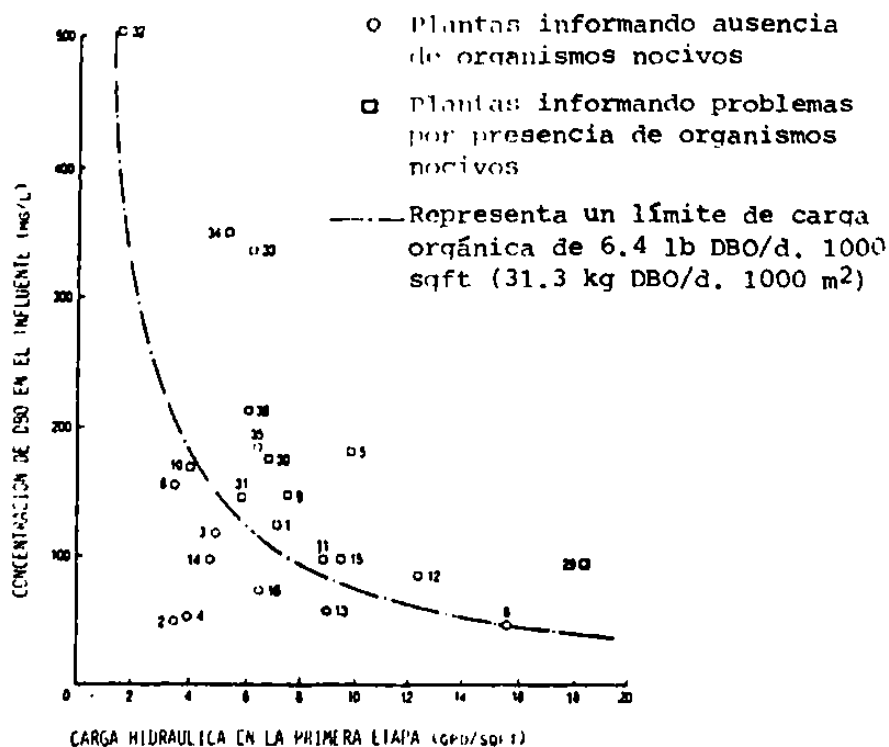


Figura 4.3 Condiciones límite de la carga orgánica para una operación segura (31).

Este valor límite no es universal, pues se ha reportado que un proceso modificado de biodiscos, desarrollado en el Instituto de Ingeniería de la UNAM, pudo operar sin problemas de anaerobiosis con una carga orgánica de 34 kg DBO/d. 1000 m² (14).

d) Cinética de eliminación de sustrato

La cinética de eliminación de sustrato es el factor con más influencia sobre la determinación del área superficial. Como se ha mencionado, la cinética se ve afectada por la temperatura y por la concentración de la materia orgánica en el agua de desecho.

En el diseño, el área superficial requerida está determinada por la capacidad de eliminación de contaminantes. A mayor rapidez de eliminación, menor será el área superficial necesaria.

La cinética de eliminación que se presenta en un biodisco, es una cinética de saturación, análoga a la expresión obtenida para la cinética enzimática presentada por Michaelis y Menten. Varios investigadores han señalado lo anterior (32,33,34), y en 1982, Stover y Kincannon (30) presentaron un modelo cinético experimental del proceso. El modelo tiene la siguiente forma:

$$L_R = M \frac{L_O}{K + L_O} \quad (4.2)$$

donde

L_R = rapidez específica de eliminación = $Q(S_0 - S)/A$;

L_0 = carga orgánica superficial = QS_0/A ;

M = rapidez máxima de eliminación;

K = constante cinética de saturación;

Q = gasto;

S_0 = concentración inicial de sustrato;

S = concentración de sustrato;

A = área superficial.

La representación gráfica del modelo de Stover y Kincannon se muestra en la figura 4.2.

c.) Número de etapas

La eficiencia del tratamiento aumenta cuando el medio de soporte para la película biológica se divide en etapas (2,4). Con base en este criterio sería recomendable operar un proceso con muchas etapas; sin embargo, en un estudio con un biodisco de diez etapas, Torpey *et al.* (4) señala que los efectos de los organismos depredadores (protozoarios, rotíferos, nemátodos) llegan a ser muy importantes en las últimas 4 etapas, las cuales presentaban espacios en la superficie de los discos que no estaban cubiertos por bacterias. Norouzian (35) concuerda con las observaciones de Torpey.

Clark *et al.* (36), Torpey *et al.* (4), Friedman *et al.* (27) y Chesner (31) concuerdan en que la remoción de contaminantes durante el tratamiento de aguas de desecho de tipo doméstico que se logra después de una cuarta etapa es despreciable, por lo cual recomiendan la construcción de biodiscos con un máximo de cuatro etapas.

Un sistema dividido en etapas permite que la película biológica presente diferentes tipos de poblaciones en cada una de ellas y especializada en la degradación de sustratos diferentes. Varios investigadores han reportado que en las primeras etapas predominan poblaciones de organismos heterótrofos, mientras que en las últimas se desarrollan poblaciones con grandes cantidades de organismos autótrofos (2,28). Este hecho origina que poca nitrificación se lleva a cabo en las primeras dos etapas pero, en general, más del 80% del nitrógeno amoniacal es convertido a nitratos y nitritos en las dos últimas etapas (2,35).

En las últimas etapas se observa una gran cantidad de organismos bacteriófagos, los cuales son capaces de reducir la turbiedad de las aguas tratadas al eliminar las bacterias de vida libre que la originan (14,17,26).

f) Régimen hidráulico y tiempo de retención

La acción giratoria de los discos hace que el contenido del tan que tenga un mezclado eficiente, por lo cual puede considerarse

a cada etapa del sistema un reactor totalmente mezclado. Al conectar en serie las etapas del biodisco se tiene una cascada de reactores totalmente mezclados y la aproximación teórica es la de un reactor de flujo pistón (2).

El tiempo de retención hidráulica juega un papel de poca importancia, ya que los modelos cinéticos utilizados para determinar la eliminación de la materia orgánica no lo incluyen como variable, lo cual implica que la degradación de sustrato depende exclusivamente del área superficial.

g) Medio de soporte

El primer material plástico utilizado como medio de soporte fue el poliestireno expandido. Cada disco medía media pulgada de espesor y el espacio entre discos era 1.33 pulgadas. El arreglo presentaba 2137.5 m^2 de área disponible, en discos de 3.6 m de diámetro, montados sobre un eje de 5.5 m de longitud. En 1972 los discos de polietileno presentan la ventaja de poder fabricarse como hojas corrugadas de 1.5 mm de espesor, lo cual permite aumentar la densidad de área superficial a $122 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (13).

En la actualidad los fabricantes definen dos tipos de medio de soporte: el de densidad estándar y el de alta densidad, con $122 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y $181 \text{ m}^2/\text{m}^3$ de densidad de área superficial, respectivamente.

4.6 *Ventajas y desventajas*

En la investigación bibliográfica sobre el desarrollo del proceso, se revela el hecho de que la característica del bajo requerimiento energético del sistema, así como las necesidades mínimas de operación y mantenimiento, son las razones principales del constante incremento en la utilización de este proceso. Se han comparado diversos sistemas de tratamiento con los biodiscos y, en resumen, pueden señalarse las ventajas siguientes:

- . En el biodisco la biomasa se adhiere a las superficies plásticas, por lo tanto, no es necesaria la recirculación de lodos (2, 7, 37).
- . El tiempo de retención hidráulico es de solamente una hora, en cambio, el sistema de lodos activados requiere de un tiempo de retención promedio de seis horas (12).
- . La concentración promedio de sólidos suspendidos en el efluente es de 50 a 200 mg/l, en cambio en los lodos activados se presenta una concentración de 1000 a 2000 mg/l en el licor mezclado (24, 37).

- . Los sólidos suspendidos en el efluente presentan características de sedimentación del tipo de partículas discretas, por lo tanto, sólo se requiere un clarificador secundario pequeño. No se presentan problemas por lodos esponjosos . Los lodos tienen una concentración de sólidos de 3 a 4%, lo cual facilita la aplicación de un tratamiento para la disposición final del lodo (24).

- . No hay problemas relacionados con la proliferación de moscas, formación de espumas, ruidos y olores molestos (2,7).

- . Los problemas de operación que se presentan en el proceso son fáciles de detectar, debido a que se puede hacer una observación visual directa y la toma de muestras puede hacerse en puntos intermedios dentro del reactor (1).

- . Un biodisco emplea energía de 10 HP/MGD, en cambio, el proceso convencional de lodos activados utiliza una energía de 30 a 40 HP/MGD (2,12,24,38).

- . Alta capacidad de tratamiento, porque hay una gran población de microbios que está en contacto con el agua residual. La remoción de la DBO soluble es de 90% o mayor y se obtiene en desechos residuales domésticos e indus-

triales (2,7,37).

- . El biodisco tiene una mejor respuesta a las sobrecargas orgánicas que puedan presentarse en el reactor, debido al corto tiempo de retención hidráulico (50-60 min), los organismos adheridos a las superficies de los discos no se desprenden. Las sobrecargas tóxicas afectan solamente a los microorganismos más expuestos, pero la recuperación es rápida y completa (2,7,38).
- . Se obtiene un funcionamiento estable en el invierno cuando la unidad se protege con una cubierta sencilla (2,7).

No obstante todas las ventajas mencionadas, como en todo proceso biológico, se presentan serias desventajas, las más importantes son:

- . El sistema de biodiscos es un proceso relativamente nuevo, en contraste con filtros percoladores o lodos activados, sobre los cuales se tiene experiencia de varias décadas en su operación (12,38).
- . Para una planta grande se requieren muchos sistemas modulares. Si la unidad estándar tiene una área superficial de 100,000 pies, significa que una planta de 100 MGD puede requerir 500 unidades, a las cuales hay que darles

mantenimiento. Por lo tanto, el sistema de biodiscos pueden tener un mejor empleo en plantas pequeñas (1 a 20 MGD) (12,38).

- . En algunos casos, los discos presentan fracturas en su estructura y la ruptura de las flechas de soporte. La razón es que los discos están sujetos a fuerzas de gravedad y de fricción continuamente y siempre existe la posibilidad de fallas por fatiga (39).
- . El desprendimiento de biomasa es un proceso continuo y en algunos casos, cuando se colocan en serie, es necesario colocar un clarificador intermedio (40).
- . Para aguas residuales con alto contenido de materia orgánica el oxígeno provisto por la rotación de los discos no es suficiente (40).
- . Desacuerdos entre los fabricantes de biodiscos con respecto a la filosofía de diseño y operación. A la fecha, no se ha desarrollado un criterio de diseño estándar aceptable para todos los fabricantes, debido a que cada fabricante ha creado su propia tecnología de diseño. La diferencia en la configuración del medio de soporte también hace difícil el crear un diseño estándar común (13).

4.7 Descripción del sistema de biodisco convencional de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U.

El biodisco de esta planta fue suministrado por Autotrol Corporation de Milwaukee Wisconsin, EUA, con las siguientes especificaciones: Sistema Bio-Surf modelo 601-253, con área superficial nominal de 8750 m², distribuída en tres etapas. Las áreas asignadas son de 4590, 2080 y 2080 m² para la primera, segunda y tercera etapas, respectivamente. El biodisco fue diseñado para tratar 7.5 l/s para una DBO₅ afluente de 150 mg/l y SST de 200 mg/l con el propósito de obtener, después de clarificación secundaria, un efluente final con una DBO₅ de 15 mg/l y SST de 20 mg/l.

Los discos están soportados en su centro por una flecha de acero. Las dimensiones para cada etapa de discos son de 3.61 m de diámetro con 1.67 m de longitud y una separación de 0.30 m entre cada etapa. Los discos trabajan al 40% de sumergencia y el material del que están fabricados es polietileno de alta densidad. El biodisco está instalado en un tanque de concreto de 4.66 m de ancho, 9.23 m de largo y 2.15 m de profundidad con capacidad de 92.5 m³. El movimiento rotatorio del biodisco se genera bajo la acción de un motor eléctrico de 5 HP con velocidad de 1140 rpm; la velocidad se regula mediante una transmisión de bandas y cadenas para que los discos giren a 1.6 rpm; la velocidad periférica es de 0.3 m/s. En la figura 4.4 se presenta un esquema del biodisco de la planta.

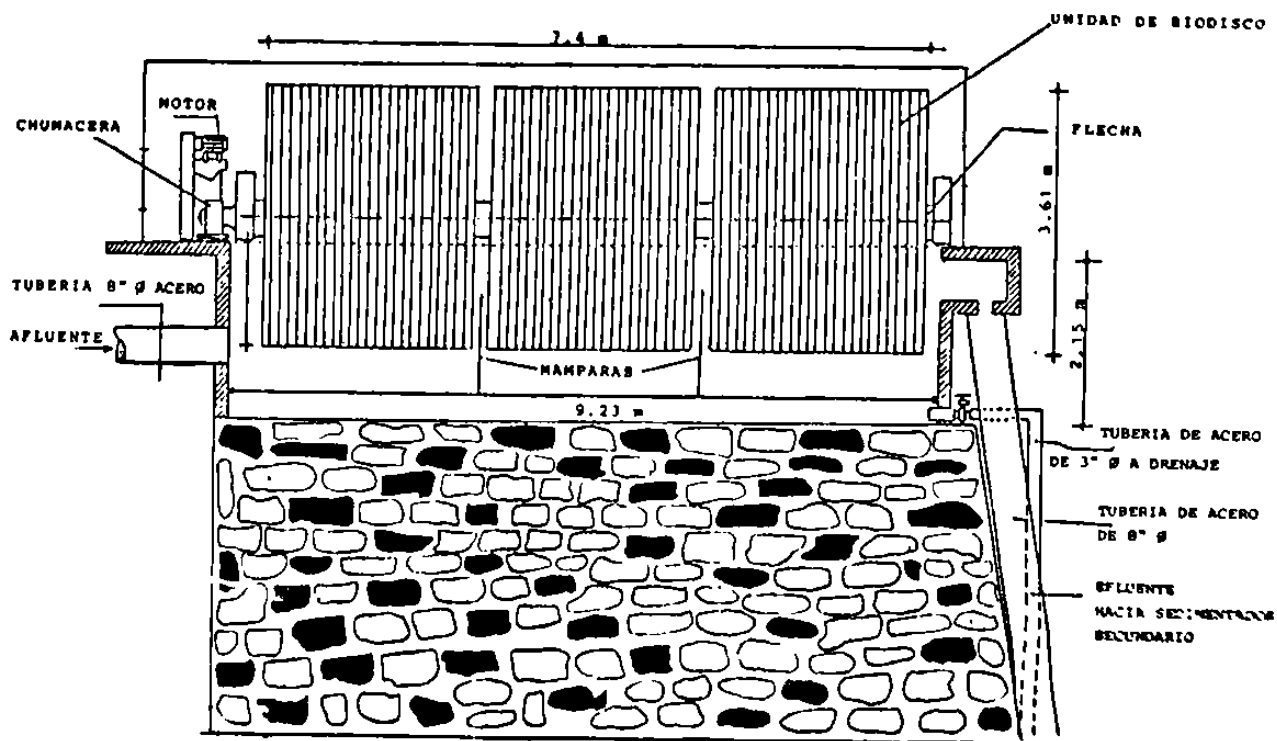


Figura 4.4 Diagrama esquemático del biodisco convencional.

El agua residual afluyente al biodisco, que proviene de su respectivo canal parshall, llega por gravedad a través de una tubería de acero de 8" de diámetro y 22.66 m de longitud. La tubería del afluyente penetra por el centro del tanque, abajo del sistema motriz, inundando el tanque hasta el 40% del diámetro de los discos. Por carga hidráulica el agua fluye a través del tanque pasando por los discos; el efluente se recolecta en el otro extremo mediante una caja de concreto armado, para ser conducido por una tubería de acero de 8" de diámetro al tanque sedimentador secundario.

La unidad está protegida del medio ambiente por una cubierta de fibra de vidrio, equipada con dos puertas y ocho ventanas laterales, cubiertas con tela de alambre fina, cuya función es: 1) mantener una temperatura apropiada en el interior del biodisco; y 2) proporcionar una adecuada ventilación.

En las Tablas 4.1 y 4.2 se presentan los resultados físico-químicos del agua residual afluyente y efluente del sistema de biodisco convencional, para el mes de febrero de 1985 (41). En la Tabla 4.3 se presentan los valores de los parámetros de control del sistema de biodisco convencional, para el mismo mes (41). A la fecha, el parámetro de control para este proceso ha sido la carga hidráulica superficial y debido a que es función directa del caudal de alimentación al sistema, presenta variaciones acordes al mismo. En la Tabla 4.3 se puede notar que la carga hidráulica superficial se mantiene dentro de los límites recomendados de operación, $0.07-0.18 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (42); sin embargo, se tienen bajas eficiencias de remoción. Una evaluación más completa de este sistema se presenta en un trabajo realizado por Norouzian en 1983 (1).

A esta unidad comercial la llamaremos biodisco convencional para diferenciarla de una unidad piloto construída con anillos Pall tipo 40 (14).

4.8 Descripción del sistema de biodisco estructuralmente modificado

Para realizar una comparación de la sedimentación de los lodos producidos en el biodisco convencional, se decidió estudiar la sedimentación de los lodos producidos en una planta piloto de biodiscos. Esta unidad de biodisco es estructuralmente diferente a las unidades disponibles en el mercado.

El biodisco modificado se construyó disponiendo 94 anillos Pall tipo 40 entre dos discos de acrílico de 50 cm de diámetro, la separación entre los anillos es de 1 cm y la longitud total de la unidad es de 1.80 m. El sistema, diseñado de esta manera, da un 37% más de área superficial por unidad de volumen que el biodisco convencional (14). La figura 4.5 muestra el esquema parcial de la unidad.

El sistema tiene una área superficial total de 37.4 m^2 distribuida en cuatro etapas, asignando a la primera 5.8 m^2 ; 7.9 m^2 a la segunda y tercera etapas; y 15.8 m^2 a la cuarta etapa. La unidad fue diseñada para un afluente con DBO_5 soluble promedio de 55 mg/l equivalente a una carga orgánica de $34 \text{ kg de DBO}_5 \text{ soluble/día/1000 m}^2$, con el objeto de obtener un efluente con DBO_5 soluble de 5 mg/l (14). La carga de diseño es casi tres veces más alta que el valor recomendado para el diseño del biodisco convencional ($12 \text{ kg de DBO}_5 \text{ soluble/día/1000 m}^2$) (2,7).

La planta piloto recibe su afluente por la etapa más pequeña, paralelo a la flecha, con flujo constante de 2.5 l/min y con tiempo de retención hidráulico de una hora.

Los discos giran a una velocidad de 10 rpm, equivalente a una velocidad periférica de 0.26 m/s, la cual es, aproximadamente igual a la velocidad periférica de un disco de 3.6 m de diámetro que gira a 1.6 rpm (0.3 m/s).

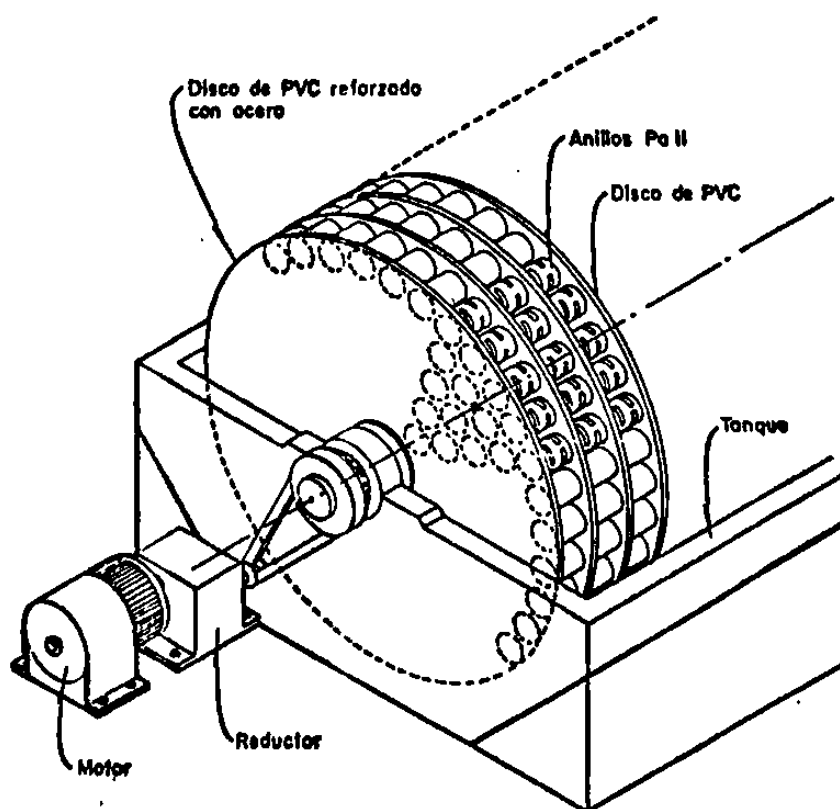


Figura 4.5 Biodisco estructuralmente modificado (14).

4.9 Comparación del biodisco convencional con el biodisco estructuralmente modificado

Con objeto de comparar el funcionamiento del biodisco convencional con el biodisco estructuralmente modificado, se analizarán los resultados obtenidos en los trabajos realizados por Norouzian (1) y Norouzian y Deloya (14) en estos sistemas.

En las Tablas 4.4 y 4.5 se presentan los datos estadísticos de los resultados físico-químicos obtenidos para el biodisco convencional y para el biodisco modificado, respectivamente. Los puntos de muestreo se indican en las figuras 4.6 y 4.7.

Norouzian (1) realizó estudios en el biodisco convencional con un gasto promedio de 9 l/s y una DBO_5 soluble promedio de 86 mg/l en el afluente. La primera etapa de esta unidad tiene una área superficial de 4590 m^2 , lo que significa una carga orgánica superficial de 15 kg de DBO_5 soluble/día/1000 m^2 . El biodisco modificado recibió una carga orgánica superficial constante de 34 kg de DBO_5 soluble/día/1000 m^2 , que es aproximadamente el doble de la recibida por la unidad convencional.

La DBO_5 soluble promedio del efluente de la unidad convencional fue de 10 mg/l, con un intervalo de 5 a 25 mg/l, con

Tabla 4.4. Resumen estadístico de los datos obtenidos en la evaluación del Biológico Convencional (1).

	NO ₃ -N	NO ₂ -N	SRP	SSV	pH	Alcalinidad	N-NH ₄	CO ₂
	No. de datos	35	35	35	35	35	20	-
Punto A	Rango	170-30	184-62	252-42	110-30	8.2-7.5	243-160	16.4-7.4
	Media	86	64	93	66	7.7	205	12.24
	Moda	80	-	-	-	7.7	215	-
	Frecuencia	3	-	-	-	10	3	-
	D. E.	30	64	38	19	0.3	18	2.28
	No. de datos	35	35	35	35	35	20	24
Punto B	Rango	116-6	260-19	192-38	117-25	7.6-7.1	236-150	15-5.4
	Media	42	109	88	63	7.3	207	10
	Moda	30	68	77	51	7.3	230	-
	Frecuencia	8	1	3	3	11	1	-
	D. E.	25	49	30	20	0.11	21	2.3
	No. de datos	-	25	25	25	25	-	-
Punto C	Rango	-	113-18	376-18	228-34	7.4-7	243-133	-
	Media	-	58	105	74	7.3	201	-
	Moda	-	-	-	-	7.3	-	-
	Frecuencia	-	-	-	-	10	-	-
	D. E.	-	24	79	51	0.11	22	-
	No. de datos	-	24	25	25	25	-	-
Punto D	Rango	-	88-4	176-40	134-30	7.5-6.9	214-103	-
	Media	-	51	89	64	7.3	181	-
	Moda	-	-	-	40	7.2	-	-
	Frecuencia	-	-	-	3	10	-	-
	D. E.	-	21	38	30	0.14	23	-
	No. de datos	35	35	35	35	35	20	24
Efluente Punto E	Rango	24-5	83-8	131-28	89-17	7.6-6.9	202-88	9.2-1.1
	Media	10	49	63	45	7.2	160	3.4
	Moda	-	-	83	-	7.0	-	-
	Frecuencia	-	-	3	-	10	-	-
	D. E.	5	20	24	19	0.17	23	2.1

D. E. - Desviación Estándar

Los resultados se expresan en mg/l

Alcalinidad en mg/l como CaCO₃

Tabla 4.5 Resumen estadístico de los datos obtenidos en la evaluación del Biodisco Modificado (14).

	NO ₃ mol	DQO mol	SST	SSTV	pH	Alcalinidad	N-NH ₃	CO ₂
Alimento Etapa 1								
Nr. de datos	23	28	28	28	28	28	16	28
Rango	160-6	340-51	188-26	142-6	6.7-7.3	243-122	15.8-2.8	2.4-1.2
Media	95	176	71	53	7.6	180	8.6	2.0
Moda	60	-	-	-	7.7	-	-	1.9
Frecuencia	3	-	-	-	8	-	-	6
D. E.	43	69	39	34	0.16	31	4.3	0.33
Alimento Etapa 2								
Nr. de datos	22	28	28	28	28	28	16	28
Rango	60-3	252-23	178-20	140-10	7.8-7.3	194-106	6.2-0.1	4.6-2.5
Media	18	85	75	52	7.5	149	2.1	3.2
Moda	12	-	-	-	7.5	-	-	-
Frecuencia	6	-	-	-	9	-	-	-
D. E.	16	49	36	32	0.13	27	1.7	0.5
Alimento Etapa 3								
Nr. de datos	22	28	28	28	28	28	16	28
Rango	27-3	120-14	172-22	112-13	7.8-7.4	167-94	1.0-0.2	6.1-3.3
Media	9	62	68	46	7.6	135	0.18	4.9
Moda	6	-	-	60	7.6	-	0.1	-
Frecuencia	7	-	-	3	13	-	12	-
D. E.	6	27	35	26	0.12	16	0.23	0.8
Alimento Etapa 4								
Nr. de datos	23	28	28	28	28	28	17	28
Rango	27-2	98-16	132-6	102-4	7.8-7.4	149-90	0.3-0.1	7.0-5
Media	7	45	60	41	7.7	122	0.1	6.3
Moda	6	-	46	36	7.4	-	0.1	-
Frecuencia	9	-	3	5	4	-	16	-
D. E.	5	25	33	25	0.16	17	0.5	0.55
Effluente								
Nr. de datos	23	28	28	28	28	28	16	-
Rango	10-2	86-10	152-21	110-10	8.3-7.2	147-88	0.5-0.1	-
Media	5	38	66	47	7.8	120	0.14	-
Moda	3	23	60	36	7.8	-	0.1	-
Frecuencia	7	3	4	4	11	-	14	-
D. E.	2	24	28	28	0.22	17	0.11	-

D.E. - Desviación estándar

Los resultados se expresan en mg/l

Alcalinidad en mg/l como CaCO₃

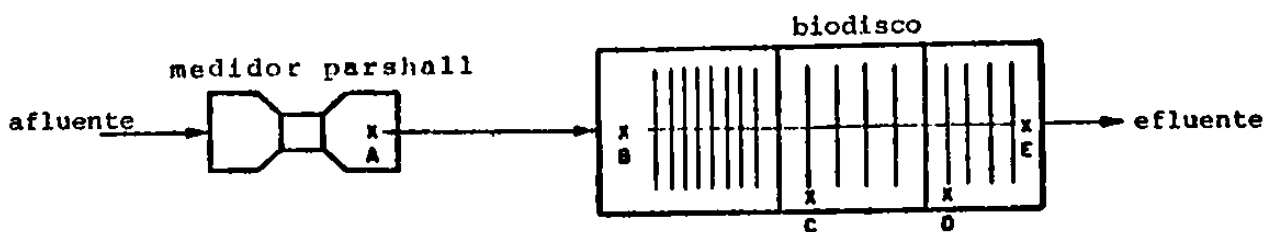


Figura 4.6 Localización de los puntos de muestreo para Biodisco Convencional (1).

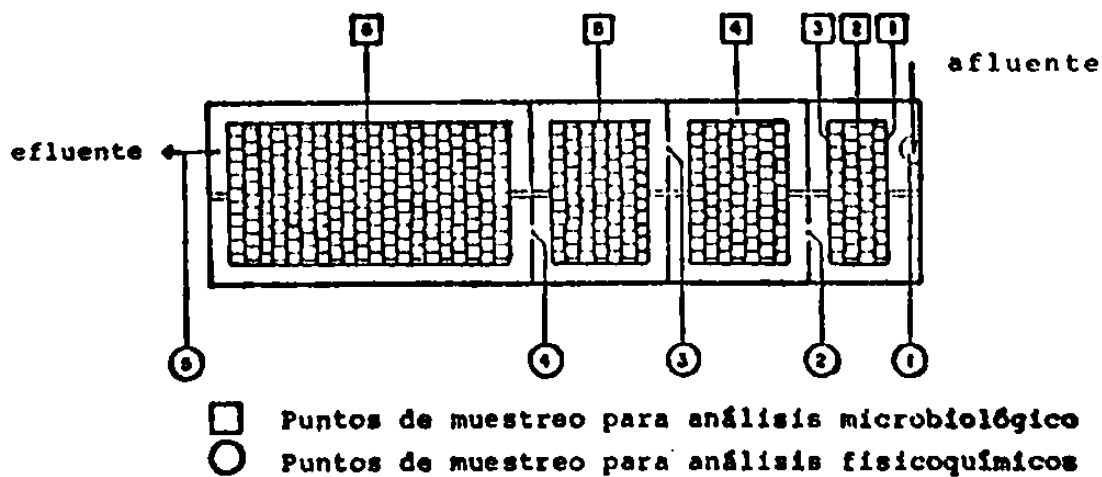


Figura 4.7 Localización de los puntos de muestreo para Biodisco Modificado (14).

eficiencia de remoción de DBO_5 soluble de 87% en promedio. La DBO_5 soluble promedio del efluente del biodisco modificado fue de 5 mg/l, que es la mitad de la DBO_5 soluble promedio del biodisco convencional. El intervalo de DBO_5 soluble del efluente de la unidad modificada fue de 2 a 10 mg/l, con eficiencia de remoción promedio de DBO_5 soluble de 91%.

El biodisco convencional logra solamente 72% de remoción de nitrógeno amoniacal, mientras que, el biodisco modificado obtuvo una remoción aproximada al 100%. Hay que hacer notar que la unidad convencional no presenta nitrificación significativa en la primera etapa del sistema, al contrario de lo que sucede con el sistema modificado, donde el proceso de nitrificación ocurre, en su mayor parte, en la primera etapa completándose al final de la segunda etapa. Esto es consecuencia de un mezclado y aeración más efectivos en la unidad modificada.

En el biodisco modificado, la nitrificación ocurrió independientemente del valor de la DBO_5 y simultáneamente a la remoción de ésta. Lo anterior es muy importante ya que algunos investigadores piensan que no puede ocurrir la nitrificación antes de la remoción de la DBO_5 .

Como sabemos, las bacterias nitrificantes son autótrofas y sólo compiten por el oxígeno disuelto con las bacterias he-

terótrofas, por lo tanto, si la concentración de oxígeno disuelto no está limitada, como es el caso del biodisco modificado, la nitrificación y la remoción de la DBO_5 pueden ocurrir simultáneamente.

Los datos de las Tablas 4.5 y 4.6 indican que, en ambos sistemas, las concentraciones de los SST y SSV no muestran cambios significativos a través del proceso.

Los resultados microbiológicos indicaron que las bacterias filamentosas se observaron en todas las etapas de la unidad convencional, mientras que, en la unidad modificada disminuyeron de etapa a etapa. En el biodisco modificado se logra una mejor separación de las poblaciones microbianas entre las diferentes etapas de la unidad; se cree que esto está relacionado con la estructura de la unidad modificada (14).

Otro aspecto importante sobre la unidad modificada es que, si el sistema se diseña en base a la carga orgánica superficial recomendada para el diseño de biodiscos convencionales, $12 \text{ kg de } \text{DBO}_5 \text{ soluble/día/1000 m}^2$, los dos sistemas tendrán áreas superficiales iguales; sin embargo, el biodisco modificado proporciona, por lo menos, 37% más de área superficial que la unidad convencional, por lo cual se requerirá una unidad modificada 37% más pequeña que el biodisco convencional (14).

5. TEORIA DE SEDIMENTACION

Los objetivos del presente estudio son determinar las características de sedimentación de los lodos producidos en los sistemas de biodiscos, así como definir criterios de diseño del clarificador final para éstos sistemas; por estas razones, en este capítulo, se resumen los principios básicos del proceso de sedimentación.

5.1 *Introducción*

La operación unitaria más empleada en el tratamiento de aguas y aguas residuales, es la sedimentación; la cual consiste en la remoción, por asentamiento gravitacional, de las partículas en suspensión más pesadas que el agua. Cuando las impurezas se separan del fluido que las mantiene en suspensión únicamente por la acción de las fuerzas naturales, como son la gravita

ción y agregación natural de las partículas asentadas, la operación recibe el nombre de sedimentación simple. Cuando se adicionan productos químicos para favorecer la agregación y asentamiento de la materia finamente dividida, tales como, sustancias coloidales y moléculas grandes, la operación se denomina coagulación. Cuando los productos químicos se agregan para separar de la solución las impurezas disueltas, la operación se denomina precipitación química. En todos los casos, el propósito fundamental es obtener un líquido clarificado y un lodo que pueda manejarse, tratarse y disponerse con facilidad.

5.2 Tipos de sedimentación

El proceso de sedimentación se puede clasificar en cuatro grupos dependiendo de la naturaleza de los sólidos presentes en la suspensión:

1. **Sedimentación discreta.** En este tipo de sedimentación las partículas conservan su individualidad, es decir, no se aglutinan con otras partículas por lo que sus propiedades físicas (tamaño, forma, peso específico), no se alteran durante el proceso. La sedimentación de partículas de arena es un ejemplo típico de la sedimentación discreta.

2. Sedimentación floculenta. En este caso, las partículas se aglomeran y por esta razón cambia, constantemente, su densidad y velocidad de sedimentación. Un ejemplo se presenta en los tanques de sedimentación primaria donde se remueven del agua residual gran parte de la materia orgánica e inorgánica en suspensión.

3. Sedimentación por zonas. Los flóculos en suspensión forman una estructura reticular, la cual se sedimenta como una sola masa. En la parte superior del lodo que sedimenta se desarrolla una interface sólida-líquida perfectamente definida. Este tipo de sedimentación se presenta en los tanques de sedimentación final en los procesos de lodos activados y lodos químicamente floculados, siempre que la concentración de los sólidos suspendidos sea mayor de 500 mg/l (44).

4. Sedimentación por compresión. Este caso se presenta durante la separación de las partículas contenidas en una suspensión altamente concentrada (> 3000 mg/l de SST). La interferencia aparece entre las partículas y va aumentando a medida que sedimentan. La concentración alcanza un valor tal que es suficiente para sustentar físicamente a las partículas que están en proceso de asentamiento, cuando esto sucede, la masa se empieza a hacer más compacta por la pérdida de agua atrapada den-

tro y entre las partículas, ocasionando la compresión del lodo sedimentado. Este tipo de sedimentación se presenta en el fondo de los tanques de sedimentación final del proceso de lodos activados y en tanques de espesamiento de lodos.

5.3 Sedimentación de partículas discretas

De acuerdo con las leyes de Newton y Stokes (10,42,44,45,46) la velocidad de asentamiento de una partícula discreta está definida por la siguiente ecuación:

$$v = \left[\frac{4g(\rho_s - \rho)d}{3C_D\rho} \right]^{1/2} \quad (5.1)$$

donde:

v = velocidad terminal de la partícula

ρ_s = densidad de la partícula

ρ = densidad del líquido

d = diámetro de la partícula

C_D = coeficiente de arrastre

g = aceleración debida a la gravedad

Para partículas esféricas, el coeficiente de arrastre, C_D , está relacionado con el Número de Reynolds (N_{RE}):

63052

$$N_{RE} = vd\rho/\mu \quad (5.2)$$

donde:

μ = viscosidad del líquido

Esta relación se muestra en la figura 5.1

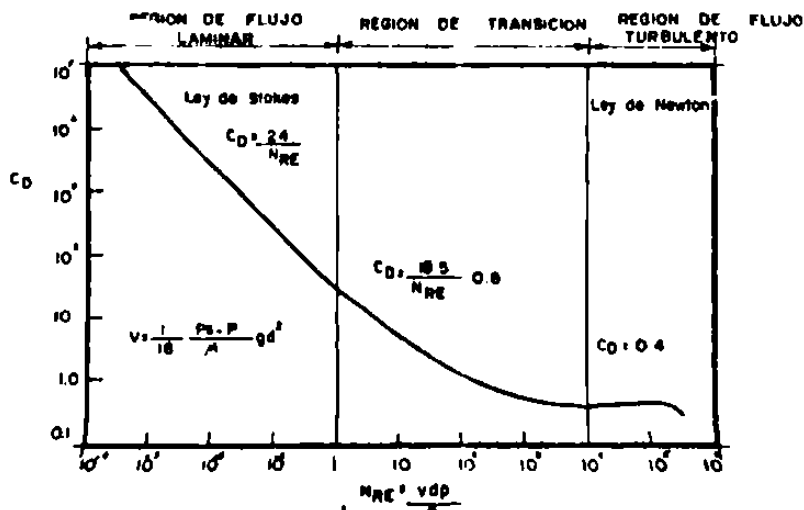


Figura 5.1 RELACION ENTRE EL COEFICIENTE DE ARRASTRE (C_D) Y EL NUMERO DE REYNOLDS (N_{RE}) (54).

5.4 Sedimentación de partículas floculentas

Se ha encontrado que el tipo de sedimentación que se presenta en el tratamiento de aguas y aguas residuales domésticas es la sedimentación floculenta, la cual ocurre cuando la ve-

locidad de sedimentación se incrementa a causa de la coalescencia entre las partículas, como se muestra en la figura 5.2 (46,47,48). Después de un cierto tiempo, el efecto de la floculación sobre la velocidad de sedimentación es más pronunciado cerca del fondo del tanque, por lo que la fracción removida de partículas floculentas estará en función del tiempo de retención, de la carga hidráulica superficial y de la profundidad. Por otro lado, la remoción de partículas discretas depende únicamente de la carga hidráulica superficial, debido a que la velocidad de sedimentación y el tamaño de las partículas permanecen virtualmente sin cambio durante el proceso de sedimentación.

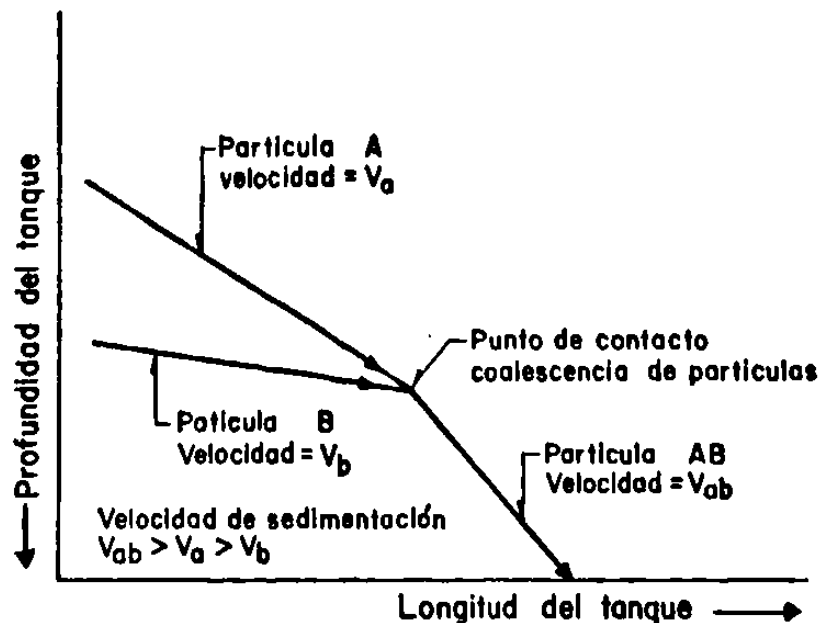


Figura 5.2 Trayectoria de sedimentación de dos partículas que flocculan en un tanque de flujo horizontal (47).

En la práctica, el fenómeno de la floculación es mucho más complejo que el mostrado en la figura 5.2, ya que en el proceso se involucran partículas con características diferentes, por lo tanto, para analizar la sedimentación de una suspensión de partículas floculentas es recomendable efectuar pruebas de sedimentación en columna. En base a los datos obtenidos mediante dichas pruebas se pueden calcular tanto el área mínima requerida para permitir la sedimentación de los lodos como la profundidad necesaria del tanque.

5.5 Concepto del tanque de sedimentación ideal

El concepto del tanque de sedimentación ideal fue desarrollado por Hazen (49) y Camp (50) para deducir las ecuaciones que hasta la fecha se emplean en el diseño de sedimentadores de flujo continuo. Camp lo define como "el decantador hipotético en el cual la sedimentación se realiza exactamente en la misma manera que en un recipiente de igual profundidad que contenga un líquido en reposo". Este concepto se basa en las siguientes premisas:

1. La dirección del flujo es horizontal y la velocidad es la misma en todos los puntos de la zona de sedimentación.
2. La distribución de las partículas de diferentes tamaños es la misma en todos los puntos de la sección vertical

al principio de la zona de entrada.

3. Una partícula queda removida cuando llega a la zona de lodos.
4. Para un flujo dado, la remoción de las partículas en suspensión está en función de la carga hidráulica superficial, siendo independiente de la profundidad del tanque.
5. La concentración de las partículas en suspensión para cualquier sección transversal se incrementa con la profundidad de sedimentación y decrece a medida que se acerca a la zona de salida. Por lo tanto, las trayectorias de partículas de iguales características originan lugares geométricos de igual concentración de partículas.

El proceso de sedimentación se realiza en unidades denominadas sedimentadores o clarificadores, en las cuales la masa líquida se traslada de un extremo a otro con movimiento uniforme y velocidad constante v_0 ; mientras que las partículas caen con una velocidad v_s .

En una unidad ideal de sedimentación se distinguen cuatro zonas (figura 5.3), las cuales son:

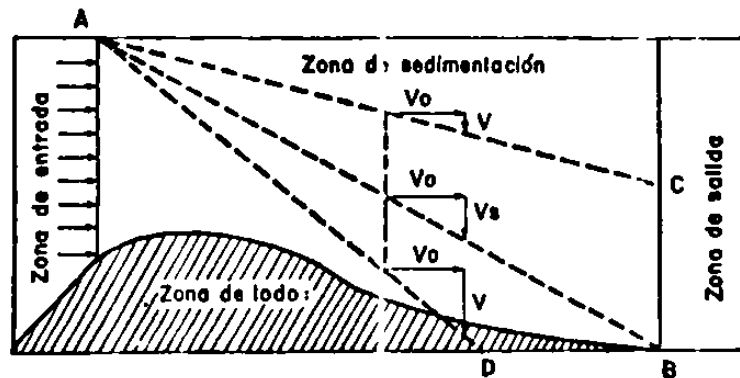


Figura 5.3 Modelo del tanque de sedimentación ideal

1. Zona de entrada, en la cual el fluido que entra, y las partículas suspendidas en él, se dispersan a través de la sección transversal en ángulo recto a la dirección del flujo.
2. Zona de sedimentación, donde las partículas en suspensión se depositan.
3. Zona de lodos, donde se recolectan los sólidos sedimentados bajo la zona de sedimentación.
4. Zona de salida, en la cual, la suspensión clarificada se recolecta y descarga al conducto del efluente.

• Cuando se definen estas zonas, se supone que están perfecta-

mente delimitadas, pero la realidad es distinta. En algunos tanques pobremente diseñados, las zonas de entrada y salida toman demasiado volumen, traslapándose parcialmente con la zona de sedimentación. por lo cual, la zona efectiva de sedimentación es mucho más pequeña que la pretendida en el diseño.

En base a la figura 5.3 y a las premisas establecidas se puede decir que una partícula queda removida cuando tiene una velocidad de caída, v_g , tal que, si entra a la zona de sedimentación al nivel de la superficie del líquido, cuando la lámina de agua sale de esta zona, la partícula ya se encuentra en la zona de sedimentación, línea A-B. A esta partícula se le llama partícula crítica. Las partículas con velocidad menor que v_g quedarán removidas en proporción v/v_g , línea A-C; en cambio, todas las partículas con velocidad mayor que v_g quedarán removidas, línea A-D.

Por definición, el tiempo en el cual la partícula crítica llega al fondo del tanque es igual al tiempo teórico de retención, t_o :

$$t_o = V/Q \quad (5.3)$$

donde:

V = volumen del sedimentador

Q = caudal de diseño

Como el volumen es igual al área superficial A , multiplicada por la profundidad h , del tanque, entonces:

$$t_o = \frac{A h}{Q} = \frac{h}{Q/A} = \frac{h}{v_s}$$

$$v_s = \frac{h}{t_o} = \frac{h}{Ah/Q} = \frac{Q}{A} \quad (5.4)$$

El cociente Q/A se conoce como "carga hidráulica superficial" o "velocidad de derrame" del tanque sedimentador, y es igual a la velocidad de sedimentación de las partículas que son completamente removidas de la masa de agua, durante el paso de ésta por el tanque sedimentador. También de la ecuación 5.4 se deduce que, la eficiencia de sedimentación es, principalmente, función del área del tanque más que de su profundidad. Esto en principio supone utilizar un tanque de gran área y poca profundidad, sin embargo existen ciertas razones que justifican la profundidad de los sedimentadores, tales como:

- . Satisfacer las necesidades de remoción de los lodos por medio de una rastra mecánica.
- . Prevenir el efecto de barrido de las partículas de lodo ya sedimentadas.

En la práctica, la eficiencia de remoción de sólidos se ve afectada por una serie de factores no considerados en la teoría, entre otros están:

- . Corrientes de densidad, producidas por efecto de variación de densidades en las masas de agua originadas por cambios en la temperatura (corrientes térmicas) o diferencias de concentraciones.

- . Corrientes debidas al viento, el cual al actuar sobre la superficie del sedimentador puede producir corrientes de intensidad suficiente como para inducir cambios en la dirección del flujo y alterar el equilibrio de las masas de agua. En sedimentadores de gran tamaño se pueden crear oleajas que interfieren con el proceso de sedimentación o provocan un desequilibrio en la distribución del flujo en las canaletas de salida.

- . Corrientes cinéticas, ocasionadas porque la masa de agua no tiene una velocidad uniforme, estas corrientes se producen por alteraciones en la zona de entrada, por obstrucciones en la zona de sedimentación y por el diseño inadecuado de la zona de salida.

5.6 Pruebas de sedimentación en columna

Las pruebas de sedimentación en columna se utilizan para determinar las características de sedimentación de una suspensión, así como para obtener los parámetros de diseño del sedimentador y/o predecir el funcionamiento de una unidad en condiciones ideales. Camp (50) sugirió un método de sedimentación en columna en el cual se establece la remoción de sólidos suspendidos a diferentes alturas y tiempos. La técnica se ha mejorado a través de los trabajos realizados por Eckenfelder y O'Connor (51), Rich (52) y Zanoni y Blomquist (47). Generalmente, el equipo experimental consiste de un tubo de acrílico transparente de 1.8 a 2.40 m de alto y 0.15 m de diámetro, con orificios de muestreo dispuestos en línea recta a intervalos de 0.30 m, como se muestra en la figura 5.4.

El procedimiento para el análisis de sedimentación se realiza de la manera siguiente (47):

1. Llenar la columna con una suspensión de sólidos suspendidos de concentración uniforme (SST_0).
2. Dejar sedimentar la suspensión bajo condiciones de reposo.
3. Tomar muestras a determinadas profundidades (h) y a diferentes intervalos de tiempo (t).

4. Determinar la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en cada una de las muestras.
5. Conociendo la concentración inicial de sólidos suspendidos totales (SST_0), calcular el porcentaje de remoción de SST para cada una de las muestras.
6. Graficar, como un número, los datos de porcentaje de remoción de SST de cada muestra, ubicando en el eje de las ordenadas la profundidad (h) y en las abscisas el tiempo (t).
7. Por interpolación, se determinan los puntos de igual porcentaje de remoción entre los datos graficados. Si unimos todos los puntos que presenten los mismos porcentajes removidos, obtendremos líneas curvas y/o rectas como las que se muestran en la figura 5.5. Estas líneas son llamadas curvas de isoporcentaje de remoción y/o isoconcentración (10,47,51).

Interpretación de la gráfica de isoporcentaje de remoción:

En la sedimentación de las partículas discretas, la velocidad de desplazamiento vertical es uniforme, lo cual, graficado en un sistema de coordenadas rectangulares produce líneas rectas. En cambio, cuando las partículas tienden a flocular, o sea que se unan entre sí, su velocidad no es uniforme por lo tanto,

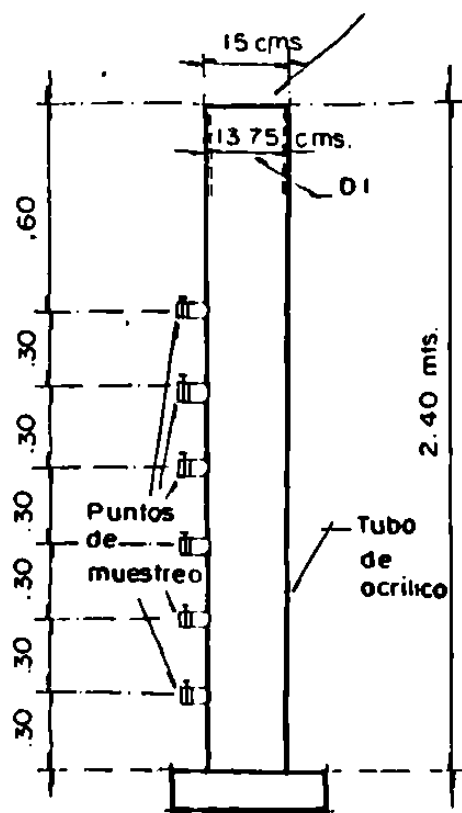


Figura 5.4 Columna de sedimentación (51)

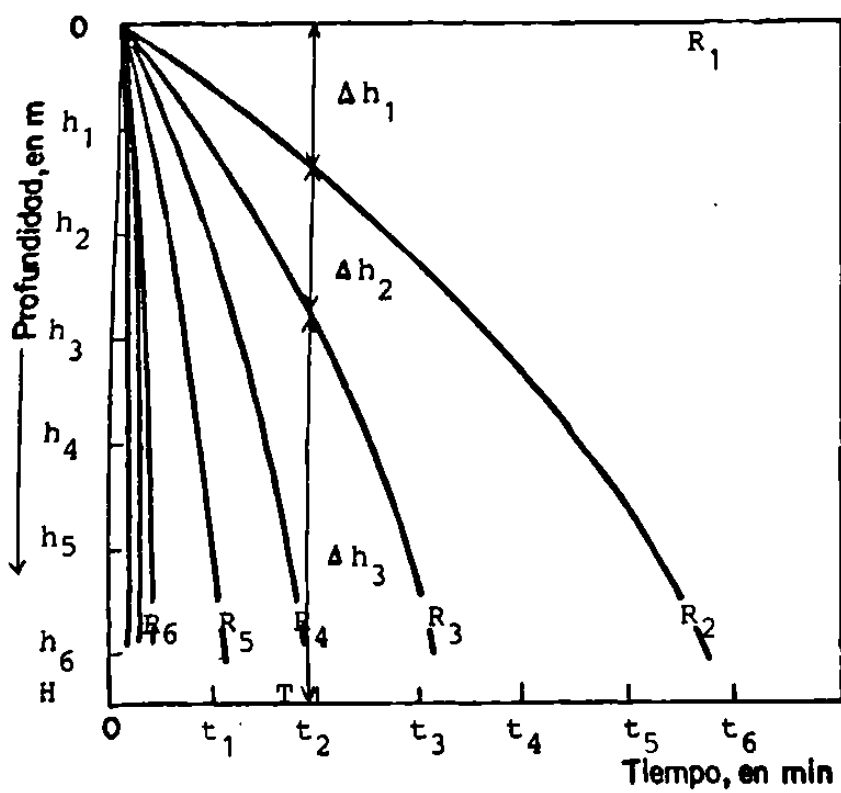


Figura 5.5 Curvas de iso-porcentaje de remoción (10).

la graficación produce líneas curvas con sus convexidades hacia arriba, entre más pronunciada sea la curvatura de la línea mayor es el efecto de floculación (51) como se muestra en la figura 5.5. Las líneas de isoporcentaje de remoción describen una relación profundidad-tiempo igual a la velocidad de sedimentación mínima promedio de la fracción observada de partículas removidas.

En la figura 5.5, h_1, h_2, h_3, \dots etc., son las profundidades de los orificios de muestreo en la columna; t_1, t_2, t_3, \dots etc., es el tiempo acumulado entre dos muestreos consecutivos para el mismo punto de muestreo; $R_1, R_2, R_3 \dots$ etc., representan el porcentaje de partículas removidas y H es la profundidad total. Consideremos un tanque ideal que tiene una carga hidráulica superficial igual a la velocidad de sedimentación, v_s , y un tiempo de retención T , tenemos que, la velocidad de sedimentación promedio en la profundidad H para la curva de isoporcentaje de remoción R_4 está dada por $v_s = H/T$, por lo tanto, todas las partículas con velocidad de sedimentación igual o mayor que v_s serán removidas por completo; las partículas con una velocidad de sedimentación, v , menor que v_s alcanzan una profundidad, h , en el tiempo T , por lo tanto, serán removidas en la proporción:

$$\frac{v}{v_s} = \frac{h/T}{H/T} = \frac{h}{H}$$

Es decir, para el mismo tiempo de retención, T , las partículas

que se encuentran en los intervalos de remoción de $R_1 - R_2$, $R_2 - R_3$ y $R_3 - R_4$, serán removidas en proporción a la profundidad de sedimentación promedio (Δh) respecto a la profundidad de sedimentación total (H). Por lo tanto, el porcentaje de remoción total (PRT), en un tanque ideal, para cualquier período de retención y profundidad estará dado por la siguiente expresión (10):

$$\text{PRT} = \frac{\Delta h_1}{H} \cdot \frac{R_1 + R_2}{2} + \frac{\Delta h_2}{H} \cdot \frac{R_2 + R_3}{2} + \frac{\Delta h_3}{H} \cdot \frac{R_3 + R_4}{2} + \dots + \frac{\Delta h_n}{H} \cdot \frac{R_n + R_{n+1}}{2} \quad (5.5)$$

Siguiendo el mismo procedimiento se estima el porcentaje de remoción total para cada una de las curvas de isoporcentaje de remoción de SST. La velocidad, v_s , se puede expresar en términos de carga hidráulica superficial, es decir en $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$; por lo tanto, las curvas de diseño para calcular el sedimentador se obtienen al graficar el porcentaje de remoción total de SST versus carga hidráulica superficial y versus tiempo de retención.

5.6.1 Obtención de los parámetros de diseño para el sedimentador secundario

Los resultados de una prueba de sedimentación en columna de un

efluente de biodisco convencional se muestran en la Tabla 5.1. Con los datos de la prueba construir la curva de isoporcentaje de remoción y obtener los parámetros necesarios para el diseño del sedimentador secundario.

Procedimiento:

1. De los datos de la Tabla 5.1 calcular el porcentaje de SST removidos de la suspensión para cada muestra:

$$\text{Porcentaje de remoción de SST} = \frac{\text{SST}_0 - \text{SST}}{\text{SST}_0} \times 100 \quad (5.6)$$

donde

SST_0 = concentración inicial de sólidos suspendidos totales en la muestra.

SST = concentración de sólidos suspendidos totales en las muestras tomadas a diferentes profundidades y tiempos.

Los resultados se muestran en la Tabla 5.2.

2. Los datos de la Tabla 5.2 se grafican, como un número, ubicando en el eje de las ordenadas la profundidad (h) y en las abscisas el tiempo (t). Por interpolación se determinan los puntos de igual porcentaje de remoción y se trazan las curvas correspondientes, figura 5.6.

Tabla 5.1 Concentración de SST

Concentración inicial de SST = 104 mg/l

Tiempo min	Concentración de SST a las profundidades indicadas mg/l					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	44	55	61	62	76	80
10	37	41	44	45	49	50
20	25	31	33	34	36	36
30	-	24	28	28	31	32
50	-	18	23	26	26	27
70	-	11	20	23	23	24
90	-	8	17	19	21	21
110	-	6	15	16	19	20
150	-	-	13	17	17	18

Tabla 5.2 Porcentaje de remoción de SST

Tiempo min	Sólidos removidos, %					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	58	47	41	40	27	23
10	64	60	58	57	53	52
20	76	70	68	67	65	65
30	-	77	73	73	70	69
50	-	83	78	75	75	74
70	-	89	81	78	78	77
90	-	92	84	82	80	80
110	-	94	85	83	82	81
150	-	-	87	84	84	83

Biodisco Convencional
 Prueba de Sedimentación No. 13
 Fecha: 17 Abril/85
 Concentración de SST₀ = 104 mg/l

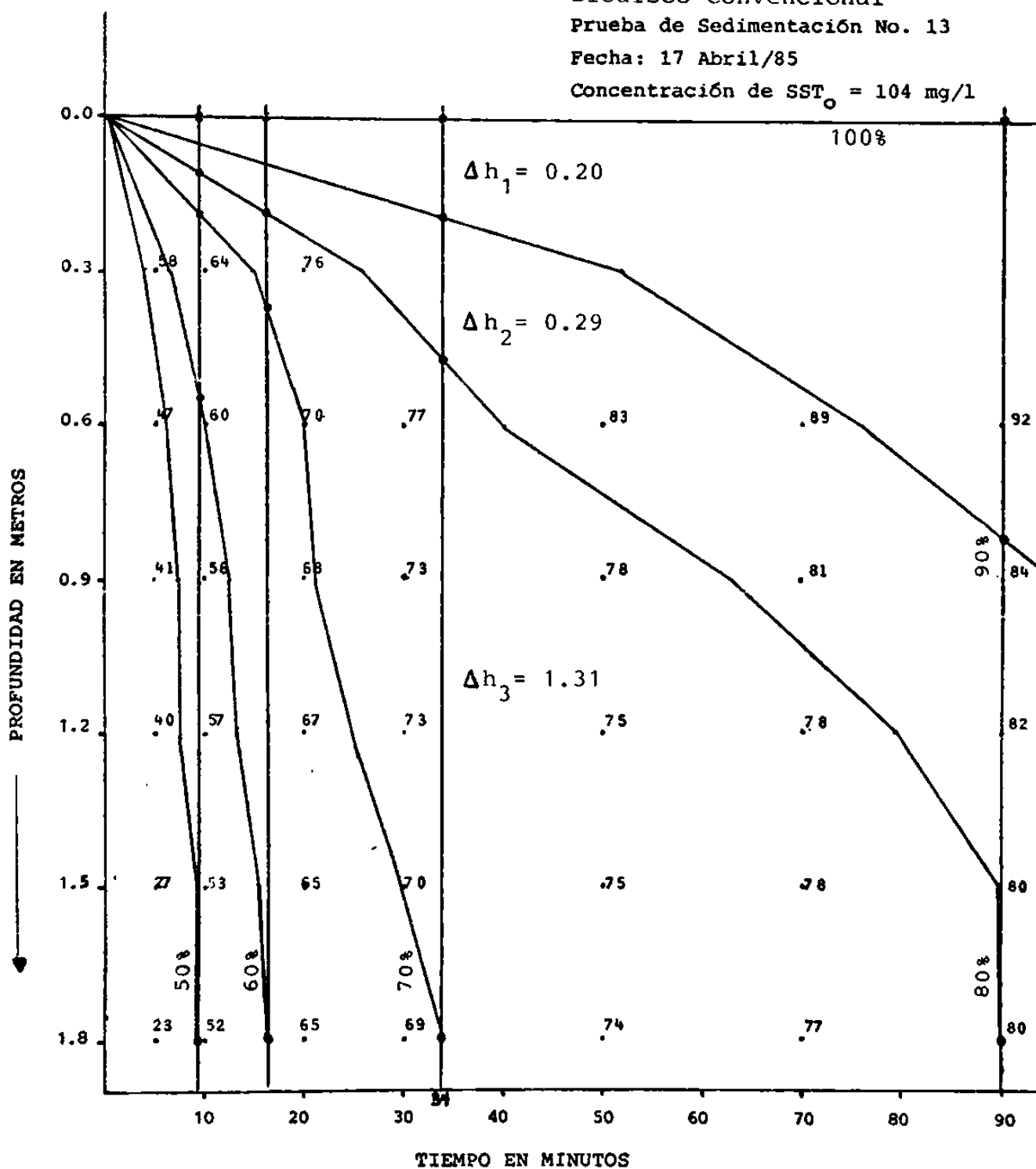


Figura 5.6 Curvas de iso-porcentaje de remoción.

3. En la figura 5.6 se buscan los tiempos correspondientes para el 50, 60, 70, 80 y 90% de remoción de SST, para una profundidad de 1.80 m; se calculan las velocidades de sedimentación correspondientes. Los resultados se dan en la Tabla 5.3.

4. El porcentaje de remoción total de SST para cada curva se calcula con la ecuación 5.5. Por ejemplo, de la figura 5.6, para un tiempo de sedimentación $t=35$ min y una profundidad $H=1.80$ m, el 70% de las partículas son removidas por completo, con una velocidad de sedimentación $v_s = 1.80/34 = 0.053$ m/min.

Las partículas con velocidades de sedimentación menores que v_s solo serán parcialmente removidas en 34 min. Si las partículas con una velocidad de sedimentación v , alcanzan una profundidad h , en 34 min, la fracción removida será:

$$\frac{v}{v_s} = \frac{h/34}{1.8/34} = \frac{h}{1.8}$$

Es decir, para el mismo tiempo de sedimentación, las partículas que se encuentran en el intervalo de remoción de 70 a 80% serán removidas en proporción a la profundidad de sedimentación promedio (Δh) respecto a la profundidad de sedimentación total (H).

Tabla 5.3 Velocidad de sedimentación para H = 1.80 m

Remoción de SST	Tiempo	Velocidad de Sedimentación*
%	min	m/h
50	9.5	11.4
60	16.0	6.8
70	34.0	3.2
80	90.0	1.2

$$* V_s = H/t = 1.80/(t/60) = 108/t$$

Tabla 5.4 Remoción total de SST (%)

Tiempo	SST removidos
min	%
9.5	57.67
16.0	67.85
34.0	78.20
90.0	89.50

Tabla 5.5 Carga hidráulica superficial

Tiempo	V_s	Carga Hidráulica Superficial*
min	m/h	$m^3/m^2 \cdot d$
9.5	11.4	273.6
16.0	6.8	163.2
34.0	3.2	76.8
90.0	1.2	28.8

$$* C.H.S. = V_s \times 24$$

La profundidad de sedimentación promedio se estima trazando líneas verticales en los extremos de las curvas de isoporcentaje de remoción, figura 5.6.

Para un tiempo, $t=34$ min, en la figura 5.6, el 70% de las partículas alcanzan una profundidad de 1.80 m; y el 80% alcanzan una altura de 0.49 m. La profundidad de sedimentación promedio de las partículas en el intervalo de 70-80% será: $1.80 - 0.49 = 1.31$ m; por lo tanto, el porcentaje de remoción total en el intervalo 70-80% es: $(1.31/1.80)((80 + 70)/2) = 54\%$.

Para el siguiente intervalo, 80-90%, el 80% de las partículas sedimentan a una altura de 0.49 m y el 90% alcanzan una altura de 0.20 m; resultando una profundidad de sedimentación promedio de 0.29 m. Por consiguiente, el porcentaje de remoción total en el intervalo de 80-90% es: $(0.29/1.80)((90 + 80)/2) = 13.70\%$.

Similarmente, hay una remoción adicional en el intervalo de 90-100% : $(0.20/1.80)((100 + 90)/2) = 10.45\%$.

Por lo tanto, de acuerdo a la ecuación 5.5, el porcentaje de remoción total de SST para la curva de 70%, con tiempo de sedimentación (t) de 34 min y una profundidad (H) de 1.80 m es:

$$\text{PRT} = \frac{0.20}{1.80} \cdot \frac{100 + 90}{2} + \frac{0.29}{1.80} \cdot \frac{90 + 80}{2} + \frac{1.31}{1.80} \cdot \frac{80 + 70}{2}$$

$$\text{PRT} = 78.2\%$$

Siguiendo el mismo procedimiento se calculan los porcentajes de remoción total para las curvas de 50, 60, 80 y 90% de remoción de SST. Los resultados se presentan en la Tabla 5.4.

5. Con los datos de la Tabla 5.4 se construye la gráfica de porcentaje de remoción total de SST versus tiempo de retención, figura 5.7.
6. Los datos de la Tabla 5.3 se utilizan para calcular la carga hidráulica superficial. Los resultados se presentan en la Tabla 5.5.
7. Con los datos de porcentaje de remoción total de SST y de la carga hidráulica superficial se construye la gráfica de la figura 5.8.

A continuación se presenta un ejemplo de cálculo de un sedimentador secundario utilizando las curvas de diseño de las figuras 5.7 y 5.8.

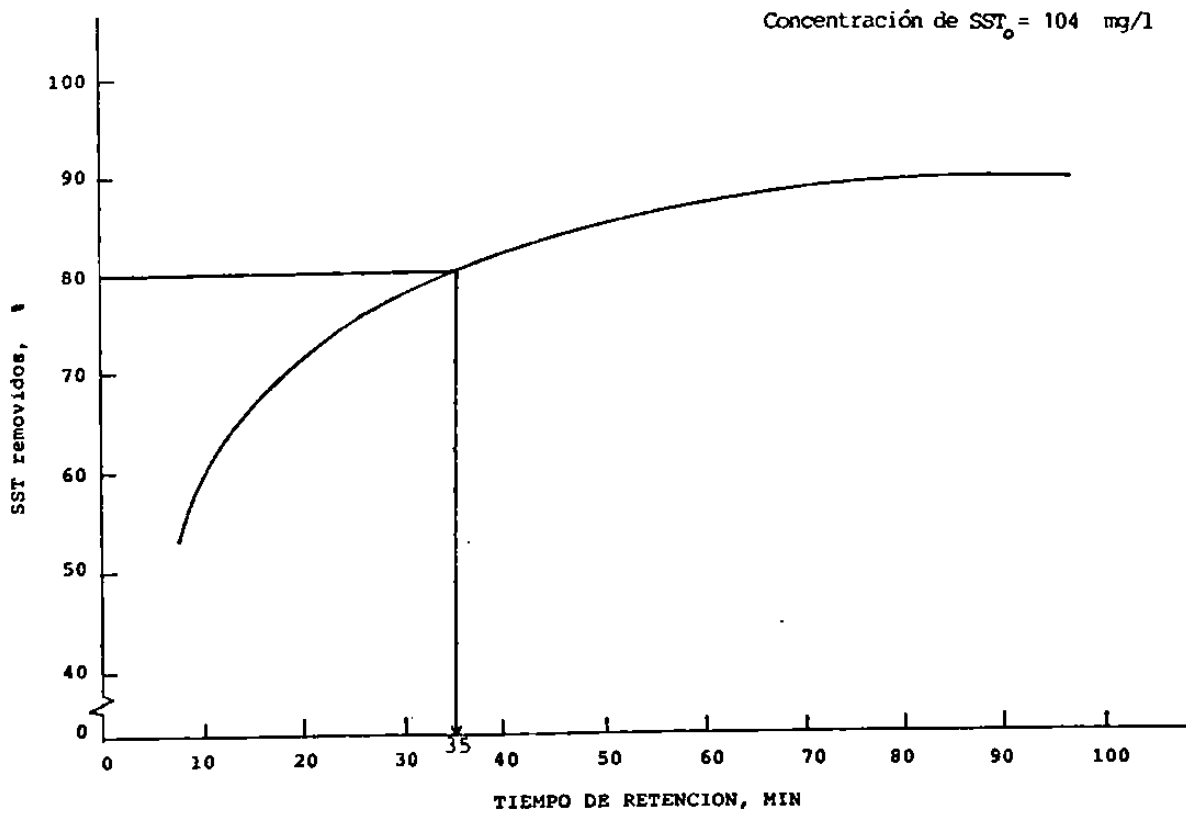


Figura 5. 7 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. tiempo de retención.

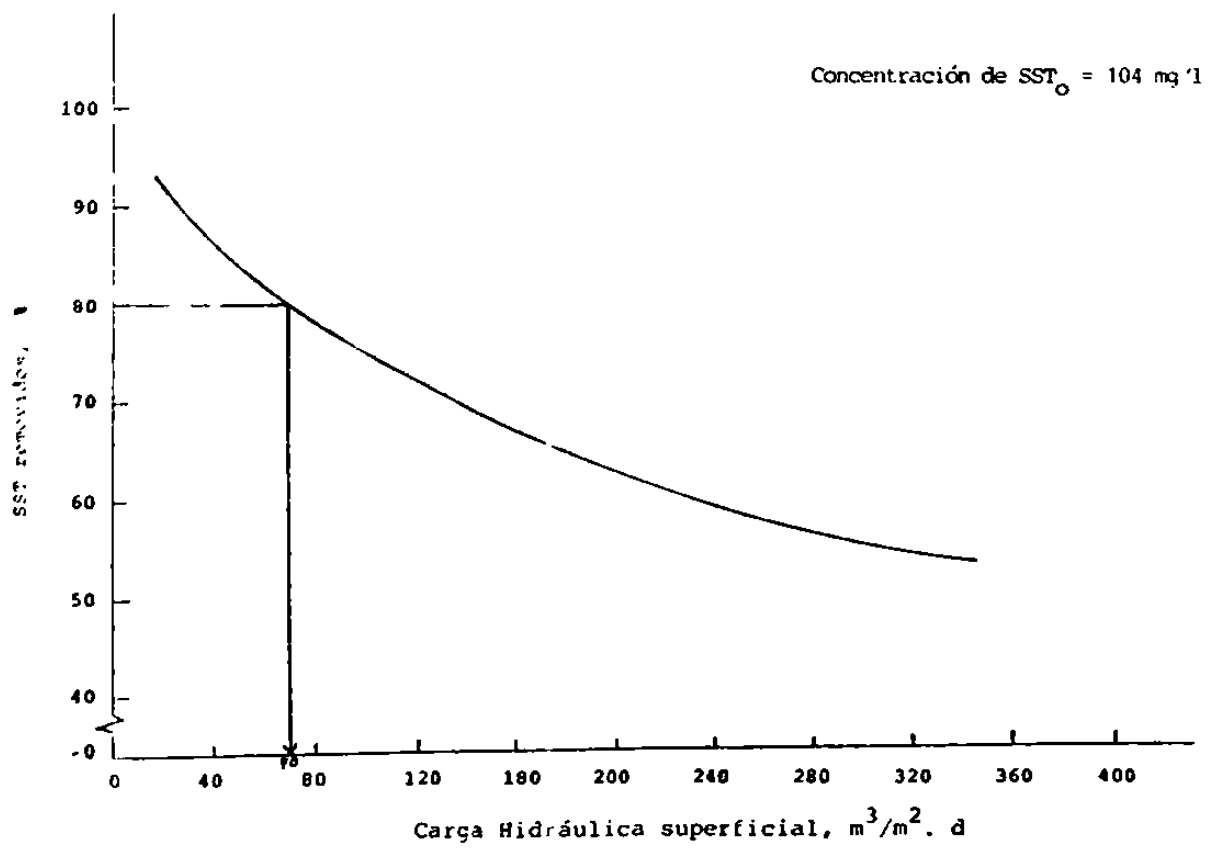


Figura 5.8 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. carga hidráulica superficial.

5.6.2 Ejemplo de diseño de un sedimentador secundario

Para el diseño de un sedimentador secundario de sección transversal circular considerar los siguientes parámetros:

Gasto de diseño (Q) = 7.5 l/s (648 m³/d)

Se desea obtener una eficiencia del 80% de remoción de SST para obtener un efluente final con 20 mg/l de SST.

Debido a que la eficiencia en el tanque sedimentador se ve reducida por el efecto de turbulencias, corto circuitos e interferencias en las zonas de entrada y salida, para propósitos de diseño, se recomienda aplicar factores de seguridad de 1.25 a 1.75 a la carga hidráulica superficial y de 1.5 a 2.0 para el tiempo de retención (51). El efecto neto de los factores de seguridad, da como resultado una disminución de la carga hidráulica superficial y el incremento en el tiempo de retención sobre valores derivados del análisis de sedimentación en columna.

a) Cálculo de la carga hidráulica superficial

De la figura 5.8 se determina la carga hidráulica superficial correspondiente al 80% de remoción de SST, para el ejemplo, es de 70 m³/m².d . Aplicando un factor de 1.75,

tenemos $70/1.75 = 40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

b) Cálculo del tiempo de retención

De la figura 5.7 se determina el tiempo correspondiente al 80% de remoción de SST, el cual es de 35 min. Aplicando el factor de seguridad, tenemos $t = 35(1.75) = 61.25 \text{ min}$ o $t = 61.25/60 = 1.02 \text{ hr}$.

c) cálculo del área (A) y diámetro (D) del tanque sedimentador.

$$A = \frac{\text{gasto de diseño}}{\text{carga superficial}}$$

$$A = \frac{648 \text{ m}^3/\text{d}}{40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}} = 16.2 \text{ m}^2$$

$$D = (A/0.785)^{0.5}$$

$$D = (16.2/0.785)^{0.5} = 4.5 \text{ m}$$

La profundidad requerida, H es:

$$H = \text{volumen/área} = Q \cdot t/A$$

$$H = \frac{648 \text{ m}^3/\text{d} \times 1.02/24 \text{ d}}{16.2 \text{ m}^2} = 1.70 \text{ m}$$

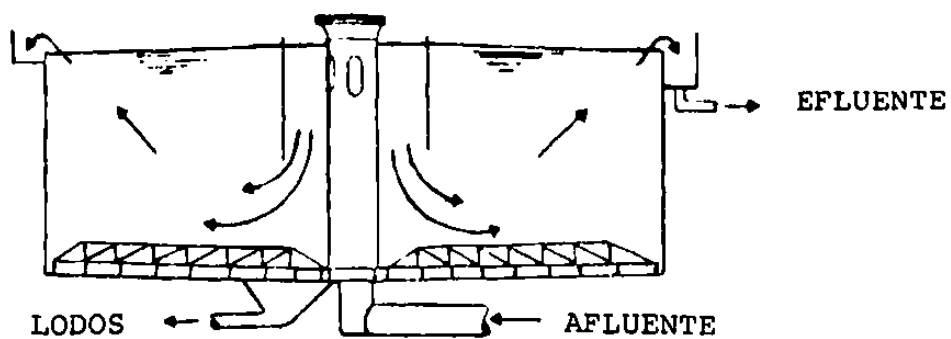
5.7 Tipos de tanques de sedimentación

El tanque de sedimentación secundaria recibe su afluente del reactor biológico, su función es separar los sólidos del líquido mezclado, siendo éste el último paso en la obtención de un efluente clarificado, con bajas concentraciones de DBO y de sólidos suspendidos y como tal, representa un punto crítico en la operación de los procesos biológicos. Por lo tanto, la eficiencia de un tanque sedimentador dependerá de las características hidráulicas del tanque.

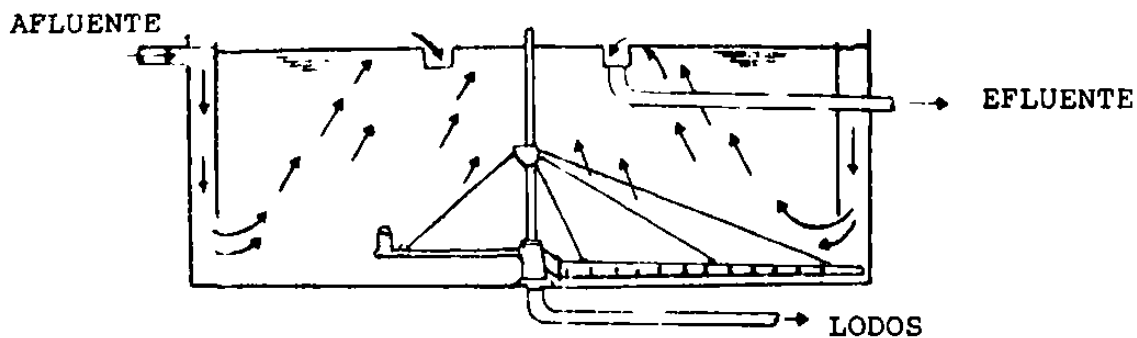
Los tanques de sedimentación se diseñan para operar de manera continua y en general, se pueden clasificar en cuatro categorías como se aprecia en la Tabla 5.6 (53). En función de la forma hay tres tipos de sedimentadores: circular, cuadrado y rectangular.

En un tanque circular, el régimen de flujo es radial. La entrada del afluente puede hacerse por el centro, en cuyo caso sería un tanque de alimentación central, con la salida del efluente cerca de la periferia, figura 5.9a, o puede ser de alimentación por la periferia con la salida por el centro, figura 5.9b, pero es más común encontrar la salida cerca de la periferia, figura 5.9c.

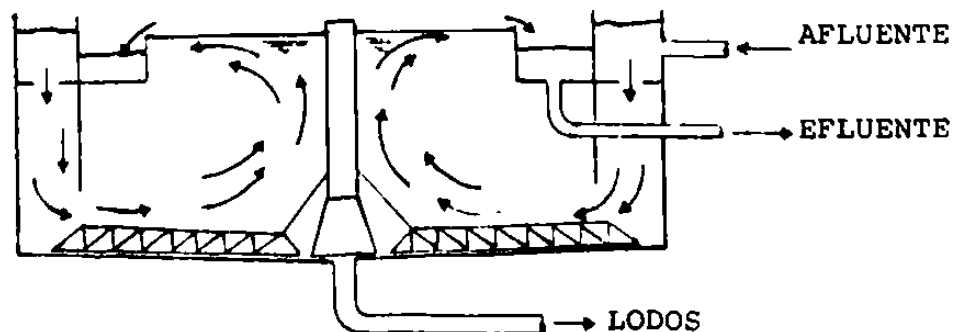
Los tanques cuadrados pueden tener regímenes de flujo radial



(a) Clarificador circular de alimentación central y rastra mecánica de lodos.



(b) Clarificador circular de alimentación periférica con sistema de succión hidráulica de lodos.



(c) Clarificador circular con salida periférica de efluente.

Figura 5.9 Configuraciones típicas del clarificador circular (57).

o lineal. los tanques rectangulares tienen flujo lineal horizontal.

Tabla 5.6 Clasificación de los tanques de sedimentación (53).

CARACTERISTICAS	FORMA			
	CIRCULAR		RECTANGULAR	
Régimen de flujo	Radial Vertical		Lineal o radial Vertical	
Alimentación	Central	Periférica	Por un costado	Central
Salida	Periférica	Central	Costado opuesto a la alimentación	Periférica
Extracción de lodos	Depende del tipo de rastras. Pueden ser rastras de empuje hacia una tolva o de succión			

Generalmente, el equipo utilizado para la recolección de lodos en los tanques circulares o cuadrados, son rastras y brazos de tipo rotatorio, figura 5.10. Las rastras para el lodo están fijadas a una flecha motriz que gira lentamente alrededor del centro, en este caso el puente de acceso es estático.

Sin embargo, hay sedimentadores con rastras que se mueven con

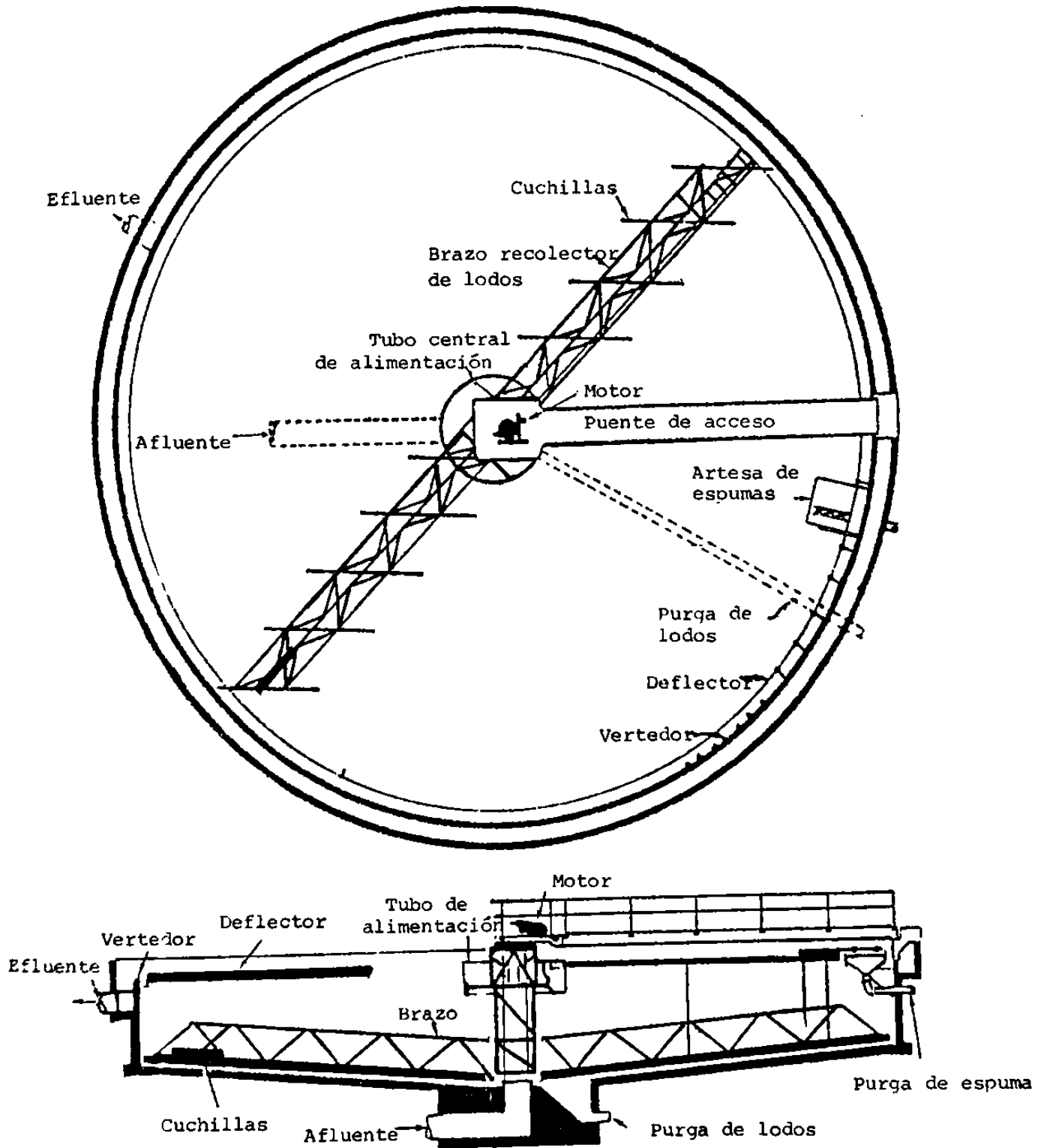
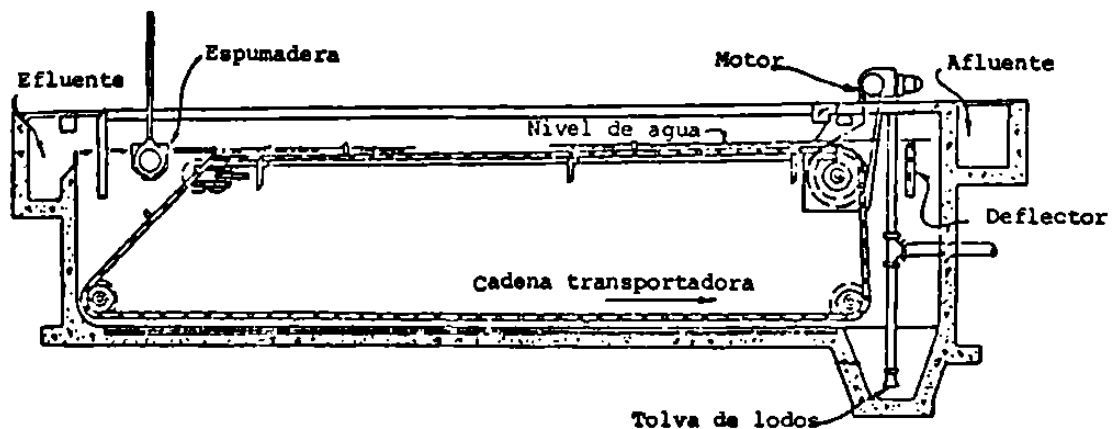
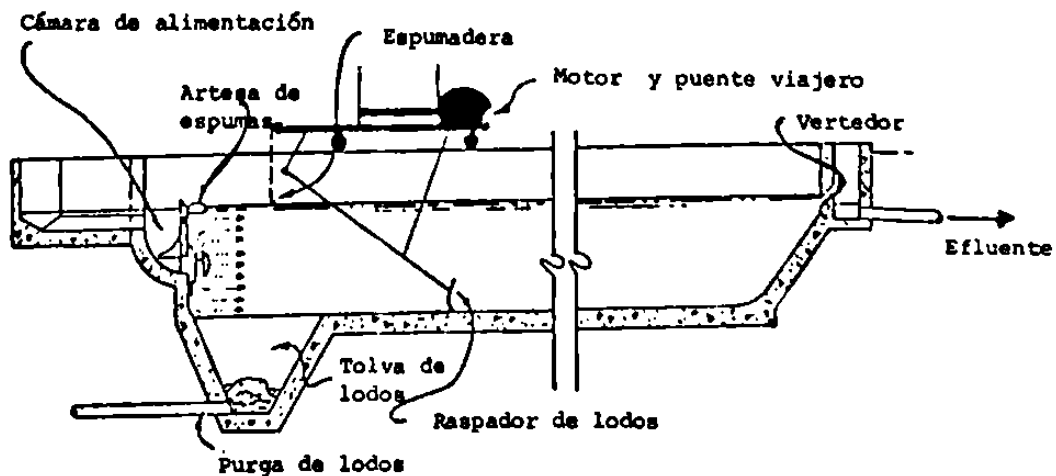


Figura 5.10 Clarificador circular (57).



(a) Clarificador rectangular con cadena recolectora de lodo.



(b) Clarificador rectangular con puente viajero.

Figura 5.11 Configuraciones típicas del clarificador rectangular (63).

el puente de acceso, figura 5.11b.

Respecto a la eficiencia, hay poca diferencia entre una u otra forma de tanque, siempre que esté bien diseñado y equipado para su funcionamiento. Lo que prevalece en la elección de un tanque sedimentador es su costo de construcción y operación (10,54,55).

5.8 Normas de diseño

Actualmente, los tanques de sedimentación se diseñan en base a la carga hidráulica superficial, para un flujo promedio. La selección de la carga superficial que se usará en el diseño es cuestión de análisis y experiencia.

Las "Normas de los Diez Estados" (56) incluyen las siguientes recomendaciones:

- . Tanques de sedimentación final para procesos de película fija. La carga superficial no debe exceder de $49 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ($1200 \text{ gpd}/\text{pie}^2$), en base al flujo máximo horario.
- . Las cargas de vetedores no deben exceder de $124 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$ ($10,000 \text{ gpd}/\text{pie}$) en plantas diseñadas para flujos promedios de $3.7 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$ (1 MGD) o menores. Consideraciones especiales deben darse a las cargas del vertedor

- para plantas diseñadas con gastos mayores de 3.79×10^3 m^3/d . Sin embargo, dichas cargas no deben exceder de $186 m^3/m.d$ (15,000 gpd/pie) (56).
- . Para tanques de sedimentación con limpieza mecánica, se recomienda una profundidad mínima del agua de 2.1 m para todo tipo de usos, excepto para el proceso de lodos activados, para el cual se recomienda una profundidad mínima de 2.4 m (55).
 - . Los tanques circulares más comunes son de 30.4 m de diámetro, pero el tamaño puede oscilar entre 10.64 y 60.8 m. Los tanques rectangulares se construyen usualmente de 30.4 m de longitud, pero pueden encontrarse de 91.2 m de largo. La anchura del tanque a menudo la controla el equipo disponible en el mercado para la recolección de lodos. Las pendientes del fondo oscilan entre 1% para tanques rectangulares, y de 7 a 8% para tanques circulares (45).

Los parámetros recomendados para el diseño del clarificador final se presentan en la Tabla 5.7. Las cargas superficiales recomendadas para el diseño de un sedimentador secundario, colocado después de un filtro percolador o biodisco, son las descritas para clarificadores primarios, debido a que la concentración de SST en el efluente del proceso es muy baja, en

el diseño, no se considera la carga de sólidos.

Sin embargo, en el diseño del clarificador final para lodos activados se considera tanto la carga hidráulica superficial como la carga de sólidos, debido a que son necesarios tanto la clarificación, como el espesamiento.

Cuando la concentración de SST en el efluente es menor de 3000 mg/l, el diseño del clarificador se basa sólo en la carga hidráulica superficial; cuando la concentración de SST es mayor, la carga de sólidos es el factor crítico que determina el diseño del tanque (57).

Tabla 5.7 Parámetros de diseño para clarificadores secundarios (13, 42, 55, 56, 57, 58).

Proceso	Carga hidráulica superficial		Carga de sólidos		Profundidad m
	$m^3/m^2, d$		$kg/d.m^2$		
	Promedio	Máxima	Promedio	Máxima	
Lodos activados:					
Convencional	16-32	41-82	98-146	244	3.9-4.3
Aeración extendida	8-16	33	98-146	244	3.5-4.3
Oxígeno puro	16-33	41-82	122-171	244	3.5-7.5
Filtro percolador	16-24	41-49	*	*	3.0-3.5
Discos biológicos	24-33	40-49	*	*	2.1-3.0

* La concentración de SST en el efluente del proceso es menor de 200 mg/l, por lo tanto, en el diseño no se considera la carga de sólidos.

El tiempo de retención no se menciona en las Normas de los Diez Estados, sin embargo, el tiempo de retención basado en el flujo promedio diario usualmente varía de 1.5 a 3 hr, por lo tanto, los factores que controlan el diseño son: la carga hidráulica superficial, la profundidad del tanque y la carga de sólidos.

5.9 Remoción de sólidos suspendidos en el proceso de discos biológicos

El licor mezclado que se produce en el reactor consiste principalmente de grandes agregados de biomasa; a diferencia de los sólidos dispersos asociados al sistema de lodos activados.

Antonie (2) menciona que, en el proceso de biodiscos se produce un efluente con una concentración promedio de sólidos suspendidos totales de 50 a 200 mg/l, previo al clarificador secundario. Por lo tanto, el clarificador final para este proceso se opera con bajas cargas de sólidos, los cuales presentar características de sedimentación de partículas discretas y en consecuencia, la carga hidráulica superficial es el único factor importante en el diseño del clarificador final (2,7,59,60).

El clarificador secundario para el proceso de discos biológicos se puede diseñar de acuerdo a las recomendaciones de la

Tabla 5.8 (7). Para obtener un efluente con menos de 15 mg/l de SST se recomienda la adición de coagulantes (2, 7, 13). Para efluentes con menos de 10 mg/l de SST se recomienda pasar el efluente del clarificador final a filtración terciaria (7, 61).

Tabla 5.8 Parámetros de diseño del clarificador secundario para el proceso de biodisco convencional (7).

SST Efluentes	Carga Hidráulica Superficial	Observaciones
mg/l	$m^3/m^2.d$	
30	33	
25	28	
20	24	
✓ 15	22	Se recomienda la adición de coagulantes.
10	20	
✓ 10	33	Se recomienda filtración

La compañía Autotrol (7) señala que las cargas superficiales recomendadas en la Tabla 5.8 son muy conservadoras, debido a que las pruebas de sedimentación que se han realizado en columna y en clarificador prototipo, para el proceso de discos biológicos, han dado por resultado cargas superficiales rela-

tivamente altas, ya que con una carga de sólidos de 100 a 150 mg/l sólo se necesita una remoción de SST del 70 al 80%, para producir un efluente de 30 mg/l de SST (62). En comparación, el proceso de lodos activados requiere una remoción de SST del 98 al 99% para producir el mismo efluente. Sin embargo, es factible modificar las cargas superficiales dadas en la Tabla 5.8 si se dispone de suficientes datos de operación a nivel prototipo (7).

En la Tabla 5.9 se resumen los criterios de operación, reportados en la literatura, de clarificadores finales del proceso de biodiscos. Para la mayoría de las aplicaciones, la carga recomendada para el diseño del tanque final es de $33 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Sin embargo se indica que el diseño del clarificador secundario es similar al diseño del clarificador primario, a excepción de la carga hidráulica superficial y a la forma del tanque (13,58,60,63).

Para el proceso de biodiscos se recomienda un tanque con profundidad promedio de 2.1 a 3.0 m debido a que no es necesaria la recirculación de lodos (42). La cantidad de lodo es variable y depende de las características del desecho y de las cargas orgánica e hidráulica (40,59). Sin embargo, el volumen de lodo a manejar es mínimo, en comparación al que se obtiene en una planta de lodos activados (2,38,62). El lodo biológico tiene una concentración de 1.5 a 5% de sólidos.

En estudios realizados con desechos industriales y municipales, la producción de lodo es de 0.4 a 0.5 kg SST/kg DBO removida (2,62). Sin embargo, Qazi (40) difiere en este aspecto e informa que la cantidad de lodo que se produce en el proceso de biodiscos es mayor a la producida en otros sistemas de tratamiento biológico, lo cual incrementa los costos de operación y limita su uso sólo a plantas pequeñas; también afirma que las características de sedimentación del lodo necesitan de mayor investigación, porque solo se reportan observaciones realizadas a simple vista (2).

Tabla 5.9 Criterios de operación para clarificador secundario del proceso convencional de discos biológicos.

Referencia	Carga Hidráulica Superficial		Observaciones
	$m^3/m^2 \cdot d$		
	Promedio	Máxima	
Scheible y Novak (13)	22	26	
Sririvasanghaven (64)	24	-	
Murphy y Wilson (13)	24	-	
Clow (65)	-	32	Para obtener un efluente con 30 mg/l de SST
De Carlo (13)	40	49	
Yu y Denny (60)	14	-	Se recomienda filtración
10 Estados (56)	-	49	

5.10 *Descripción del sedimentador secundario del proceso de biodisco convencional de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U.*

El sedimentador está construido de concreto armado, es de configuración circular, de alimentación central y salida periférica de efluente, sin recirculación de lodos. El diámetro del tanque es 4.75 m con altura de 4.05 m, área superficial de 17.72 m² y volumen de 71.7 m³; la pendiente en el fondo del tanque es de 8%. En la figura 5.12 se muestra un esquema parcial del sedimentador secundario.

El flujo proveniente del biodisco pasa a través de la columna central, saliendo en forma radial por unas ventanas rectangulares localizadas en la parte superior de la columna. Posee una unidad mecánica que consta de un puente metálico donde se encuentra instalado un motor horizontal de 9.75 HP, que hace rotar el puente del cual penden las rastras de superficie y de fondo, la primera para recolectar sólidos flotantes hacia una trampa que los desvía a una caja lateral y los vierte al drenaje y la segunda para recolectar los lodos sedimentados en una tolva que se encuentra en el piso, junto a la columna, de donde se descargan al drenaje por tuberías de 8" de diámetro. Las rastras recolectoras de lodos giran a una velocidad de 0.0871 rpm (43).

El efluente se descarga por vertedores tipo "V" a un canal peri

CARACTERISTICAS

Diámetro 4.75 m

Altura 4.05 m

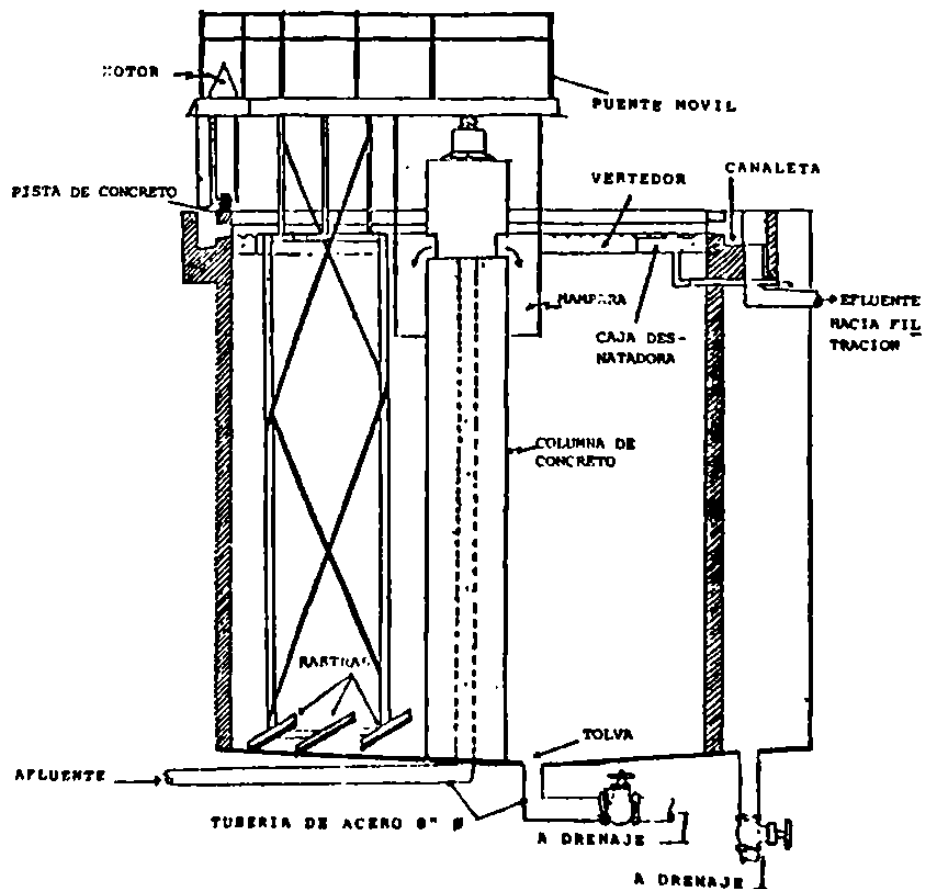
Area superficial 17.72 m²Volumen 71.7 m³

Figura 5.12 Esquema parcial del sedimentador secundario del sistema de Biodisco Convencional (43).

metral con pendiente hacia una caja que se encuentra en el extremo, en la dirección del flujo; esta caja del efluente está conectada por medio de una tubería de acero de 8" de diámetro al sistema de filtración.

Se ha encontrado que en este sistema se manifiesta la influencia del caudal manejado en el biodisco, principalmente en las cargas superficial y de vertedores y, en consecuencia, en el tiempo de retención hidráulico, encontrando valores mayores para las cargas y valores menores para el tiempo de retención, respecto a los esperados con el gasto de diseño (41). Bajo tales circunstancias, los intervalos diarios de operación, durante el mes de febrero de 1985 (Tabla 4.4), variaron de 31 a $53 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, para la carga hidráulica superficial; y de 33 a $58 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$, para la carga sobre vertedores, con tiempos de retención hidráulicos de 1.8 a 3.1 horas (41), con eficiencias de remoción promedio de DQO soluble de 61% y SST de 77%. El uso de tiempos de retención mayores en el sedimentador secundario podría causar flotación de lodos, sin embargo, por las características del afluente, al parecer, esto no sucede.

La purga del sedimentador se efectuaba bajo condiciones variables de frecuencia y tiempo de descarga; actualmente se procede a purgar los lodos con una frecuencia de 12 veces al día cada 2 horas un volumen de 2.5 a 3 m^3 .

6. MATERIALES Y METODOS

Para definir las características de sedimentación de los lodos producidos en el biodisco convencional y en el biodisco estructuralmente modificado y obtener los criterios de diseño de sedimentadores secundarios para estos procesos, se realizaron pruebas de sedimentación empleando la técnica de columna de sedimentación (47).

6.1 Equipo experimental

Se empleó una columna de sedimentación construída con un tubo de acrílico transparente, de las siguientes dimensiones: 2.40 m de largo, 0.14 m de diámetro interior y 6 mm de espesor de pared, con 6 orificios de 13 mm de diámetro dispuestos en línea recta a intervalos de 0.30 m. El primer orificio del extremo superior se ubicó a 0.60 m del borde,

y el último a 0.30 m de la base de la columna.

Para facilitar la toma de muestras se adaptó en cada uno de los orificios una válvula de PVC de 13 mm de diámetro. El fondo de la columna se selló con una base de acrílico transparente de 25 X 25 cm, con una perforación en el centro de la base, de 20 mm de diámetro, a la cual se le adaptó un nipple roscado de fierro galvanizado con una válvula de globo para colocar un tubo de hule y facilitar la limpieza de la misma. La columna utilizada es similar a la mostrada en la figura 5.4.

La base de la columna se fijó a una estructura de soporte y se instaló en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U., UNAM. La columna se aseguró a una pared para evitar vibraciones o sacudidas que afectaran el proceso de sedimentación.

6.2 Procedimiento experimental

El muestreo y la realización de la prueba se efectuó siempre a la misma hora (7.00 AM) para minimizar el efecto que pudiera ejercer la temperatura ambiente sobre la prueba. Las muestras de agua residual se tomaron en la última etapa de cada biodisco antes de pasar el efluente a clarificación final. La muestra se recolectó en un recipiente y se mezcló

mediante agitación manual durante 2 minutos; se tomaba una muestra de 500 ml para determinar la concentración inicial de sólidos suspendidos totales (SST₀). En seguida se llenaba la columna hasta un nivel marcado a 0.30 m sobre el primer orificio de muestreo, dejándose reposar un minuto para disminuir el efecto de turbulencia ocasionado por el vaciado del agua. El volumen total de agua utilizado para llenar la columna hasta la marca de nivel fue de 32.5 l. De la columna se extraían, lentamente, muestras de 150 ml de cada una de las 6 válvulas de muestreo, a intervalos de 5, 10, 20 y 40 minutos, para un tiempo total de sedimentación de 2.30 hr. Se llevó un control de temperatura durante el experimento, así como del nivel de la capa de lodos depositados en el fondo de la columna, al final de la prueba.

Una vez concluida la prueba se determinó la concentración de SST en cada una de las muestras, según el método recomendado por Norouzian (66). Eventualmente se realizaron observaciones al microscopio de muestras de lodo sedimentado, con el fin de detectar la presencia de organismos filamentosos.

En total se realizaron 30 pruebas de sedimentación para cada uno de los biodiscos en estudio, con el fin de cubrir un ámbito de concentraciones de sólidos suspendidos totales de 50 a 250 mg/l.

7. RESULTADOS

En el Anexo I, se presentan los resultados experimentales obtenidos en las pruebas de sedimentación en columna para el Biodisco Convencional, Tablas 1.A, y el Biodisco Estructuralmente Modificado, Tablas 2.A. Los datos de porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales se presentan en las Tablas 1.B para el Biodisco Convencional y 2.B para el Biodisco Modificado.

Con los datos de las Tablas 1.B y 2.B, se construyeron las gráficas de iso-porcentaje de remoción, Anexo II. Figuras 1-30 A: Biodisco Convencional; Figuras 1-30 B: Biodisco Modificado. Los resultados del análisis de las curvas de isoporcentaje de remoción se muestran en las Tablas 3 y 4 del Anexo I. Los datos de sedimentación se evaluaron siguiendo la metodología presentada en el Capítulo 5, Sección 5.6.

7.1 Comparación de las características de sedimentación

La relación entre el porcentaje de partículas removidas en cada muestra con la profundidad y el tiempo a las cuales fueron recolectadas, se presenta en las gráficas de las curvas de iso-porcentaje de remoción, Figuras 1-30 A y 1-30 B, Anexo II. Examinando las gráficas se observa que las curvas son líneas de iso-concentración típicas, es decir, líneas que unen puntos de igual porcentaje de remoción.

Las líneas de iso-porcentaje de remoción describen una relación profundidad-tiempo, igual a la velocidad de sedimentación mínima promedio del porcentaje de partículas removidas. En la sedimentación de las partículas discretas la velocidad de sedimentación es uniforme, esto significa que las fuerzas de fricción y de impulsión que actúan sobre las partículas en suspensión están en equilibrio, no hay aceleración vertical por lo que la velocidad terminal o de sedimentación de la partícula es constante, presentando un patrón de sedimentación de líneas rectas; en cambio, cuando las partículas tienden a flocular, las fuerzas verticales que actúan sobre las partículas no alcanzan su equilibrio, en consecuencia, las velocidades de sedimentación de las partículas cambian con el tiempo y la profundidad, presentando un patrón de sedimentación de líneas curvas (45,46,47,51). Lo anterior se puede observar en las figuras 1-30 A y B del Anexo I.

En el Biodisco Convencional, figuras 1-30 A, se observa que en el 50% de las pruebas se presentan características de sedimentación de partículas floculentas en el intervalo de 40-50% de remoción de SST, después de un tiempo de sedimentación promedio de 10 minutos; en el 50% de las pruebas restantes se presentan características de sedimentación de partículas discretas en un intervalo de remoción de SST comprendido entre 40-50% para un tiempo promedio de 7 minutos. Esto significa que, en el intervalo de remoción de SST comprendido entre 40-50%, tiene lugar el cambio de las características de sedimentación de los flóculos provenientes del proceso.

En el Biodisco Modificado, figuras 1-30 B, se encontró que en el 70% de las pruebas se presentó la sedimentación floculenta a los 13 minutos, para porcentajes de remoción de SST comprendidos en intervalos que varían de 20-40%. En el 30% de las pruebas restantes se presenta la sedimentación discreta en intervalos que varían de 10-50% de remoción de SST, para un tiempo de sedimentación promedio de 7 minutos. En este sistema es difícil predecir el porcentaje de remoción de SST para un tiempo dado, porque no hay uniformidad ni en los tiempos de sedimentación ni en los porcentajes de remoción de sólidos; en base a este análisis se concluye que después de los primeros 10 minutos de iniciado el proceso de sedimentación, en este sistema, predomina la sedimentación floculenta.

Al examinar los datos de las Tablas 3 y 4 (Anexo I), es evidente que la sedimentación de las partículas discretas ocurre rápida y libremente, en los primeros 10 minutos con una velocidad inicial promedio de 15 m/h para el Biodisco Convencional; y 10.8 m/h para el Biodisco Modificado.

La diferencia en la velocidad de sedimentación indica que el mezclado es más fuerte en el Biodisco Modificado, como consecuencia de la elevada velocidad de giro, 10 rpm; en cambio, el Biodisco Convencional gira a 1.6 rpm. No obstante, en ambos sistemas se conserva la relación de velocidad periférica, la cual es aproximadamente igual a 0.3 m/s. Por lo tanto, es lógico que en el Biodisco Convencional se presenten porcentajes más altos de partículas discretas, ya que al tener una menor velocidad de giro los sólidos suspendidos en el efluente del reactor son partículas grandes, pesadas y sedimentan fácilmente. Por lo contrario, la estructura del Biodisco Modificado, al presentar mayor superficie y espacio vacío, origina un mayor mezclado en el reactor lo cual puede causar el rompimiento de los flóculos, por ésta razón los sólidos que salen del reactor están dispersos, son de menor tamaño y sedimentan en un alto porcentaje como partículas flocculentas. Por éstas razones y de acuerdo a los resultados del análisis de las curvas de iso-porcentaje de remoción, Tablas 3 y 4 (Anexo I), en el Biodisco Convencional hay un mayor porcentaje de remoción de SST en menor tiempo.

Cabe hacer notar que los sólidos en suspensión, en los efluentes

de ambos biodiscos, son los que se producen por el desprendimiento de la biomasa más sólidos que provienen del agua residual afluyente, por lo que la concentración de SST en el reactor y la velocidad de sedimentación de las partículas variará dependiendo de la carga orgánica afluyente y de la velocidad de rotación de los discos. Condiciones de sobrecarga orgánica fomentan la formación de sólidos dispersos en el licor mezclado, lo que puede ocasionar posibles problemas de sedimentación en el clarificador final (25,27).

Durante el período de las pruebas, la máxima concentración de SST en el efluente del Biodisco Convencional fue de 169 mg/l; la mínima, 56 mg/l; el promedio, 91 mg/l. Los valores para el Biodisco Modificado fueron 173, 37 y 76 mg/l, respectivamente. Esto indica que la carga de sólidos en el clarificador final es cercana a un décimo de la utilizada para el diseño de clarificadores finales del proceso de lodos activados (15). Para el Biodisco Convencional, la concentración de 169 mg/l de SST representa una carga de sólidos, en el clarificador final de $8.24 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$.

Otros resultados de las pruebas de sedimentación fueron los siguientes: de una muestra de 32 litros, que fue el volumen utilizado para efectuar la prueba en la columna, al final de la prueba, se obtenían aproximadamente 200 ml de lodo sedimentado en el fondo de la columna, para el Biodisco Convencional; mientras que para el Biodisco Modificado sólo se obtenían 70 ml

de lodo. La concentración promedio de SST en el lodo sedimentado fue de 3,500 mg/l para el Biodisco Convencional y 3,000 mg/l para el Biodisco Modificado. Estos resultados indican que para el diseño del clarificador final únicamente debe considerarse la función de clarificación del sedimentador.

En capítulos anteriores se menciona que los organismos de tipo filamentoso predominan en la película biológica, y se hace notar que éste tipo de microorganismos causan problemas de sedimentación en el proceso de lodos activados, porque producen lodos esponjosos (bulking sludges). Los exámenes microscópicos de los lodos sedimentados en la columna, para ambos biodiscos, revelaron la presencia de rotíferos, amibas, nemátodos, y protozoarios, predominando los ciliados fijos, observándose colonias de *Epistylis* y *Vorticellas* en la mayoría de las muestras; así como una gran abundancia de organismos en forma de filamentos. Sin embargo, en el transcurso de las pruebas de sedimentación, en ninguno de los casos, se observaron problemas de sedimentación debido a la presencia de los organismos filamentosos.

En conclusión las pruebas de sedimentación en columna muestran que los SST de los efluentes de los Biodiscos Convencional y Modificado presentan características de sedimentación discreta-floculenta, típica de una suspensión diluída de baja concentración de sólidos suspendidos. El proceso se efectúa sin que se presente la sedimentación interferida o por zonas, como ocurre en la sedimentación de lodos activados.

7.2 *Parámetros de diseño experimentales para sedimentadores finales de discos biológicos.*

Como ya se mencionó, las pruebas de sedimentación en columna, además de definir las características de sedimentación de una suspensión, también son útiles para establecer los parámetros de diseño del clarificador final utilizando las curvas de isopercentaje de remoción de SST.

Las gráficas de porcentaje de remoción de SST versus tiempo de retención y el porcentaje de remoción de SST versus carga hidráulica superficial, para ambos biodiscos, se muestran en las figuras 7.1, 7.2, 7.3 y 7.4. Las curvas representan el promedio aritmético de los resultados obtenidos para los diferentes intervalos de concentración de SST.

Para el Biodisco Convencional, las curvas de la figura 7.1 indican que ocurre una rápida remoción de SST en los primeros 50 minutos. Para este tiempo de retención se obtiene una remoción promedio de SST del 88%. La tasa de remoción tiende a disminuir con el tiempo. Para el Biodisco Modificado (figura 7.2), las curvas muestran que, para el mismo tiempo de retención hay una remoción promedio de SST del 68%. No es sino hasta después de un tiempo de retención de 1.5 horas cuando se obtiene una remoción promedio de SST del 78%.

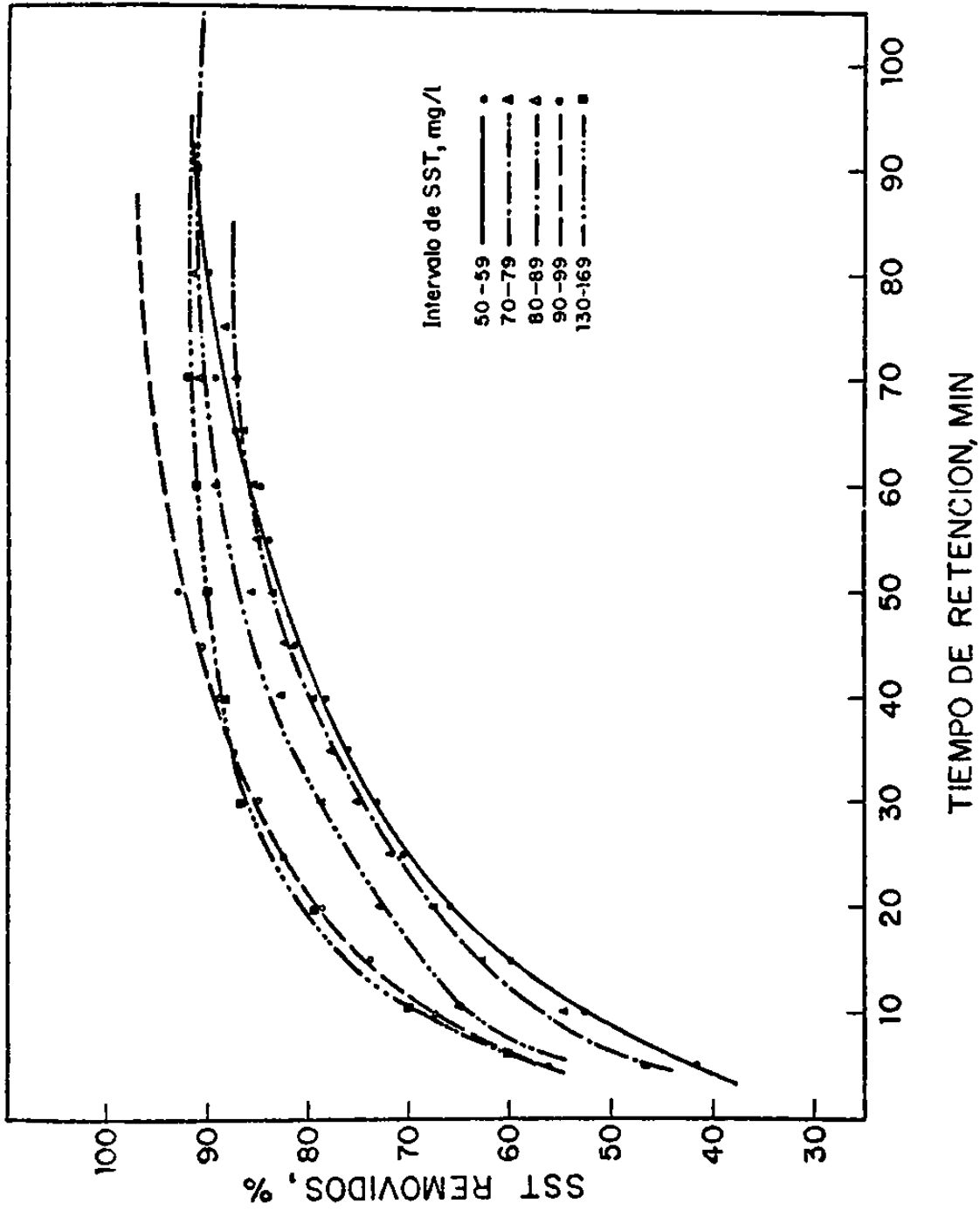


Figura 7.1 Sólidos suspendidos Totales removidos (% SST) vs. tiempo de retención para el Biodisco Convencional.

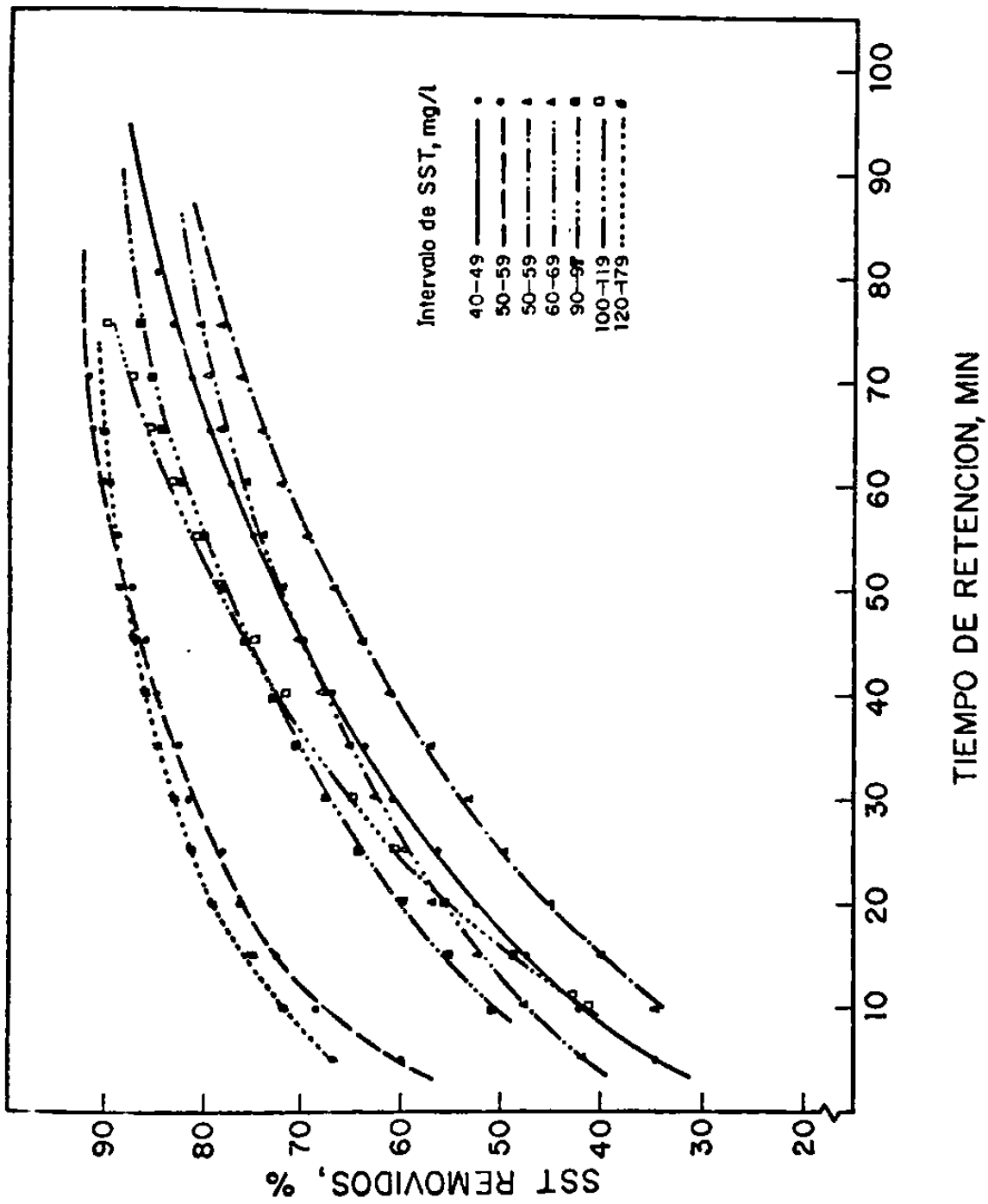


Figura 7.2 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. tiempo de retención para el Biodisco Modificado.

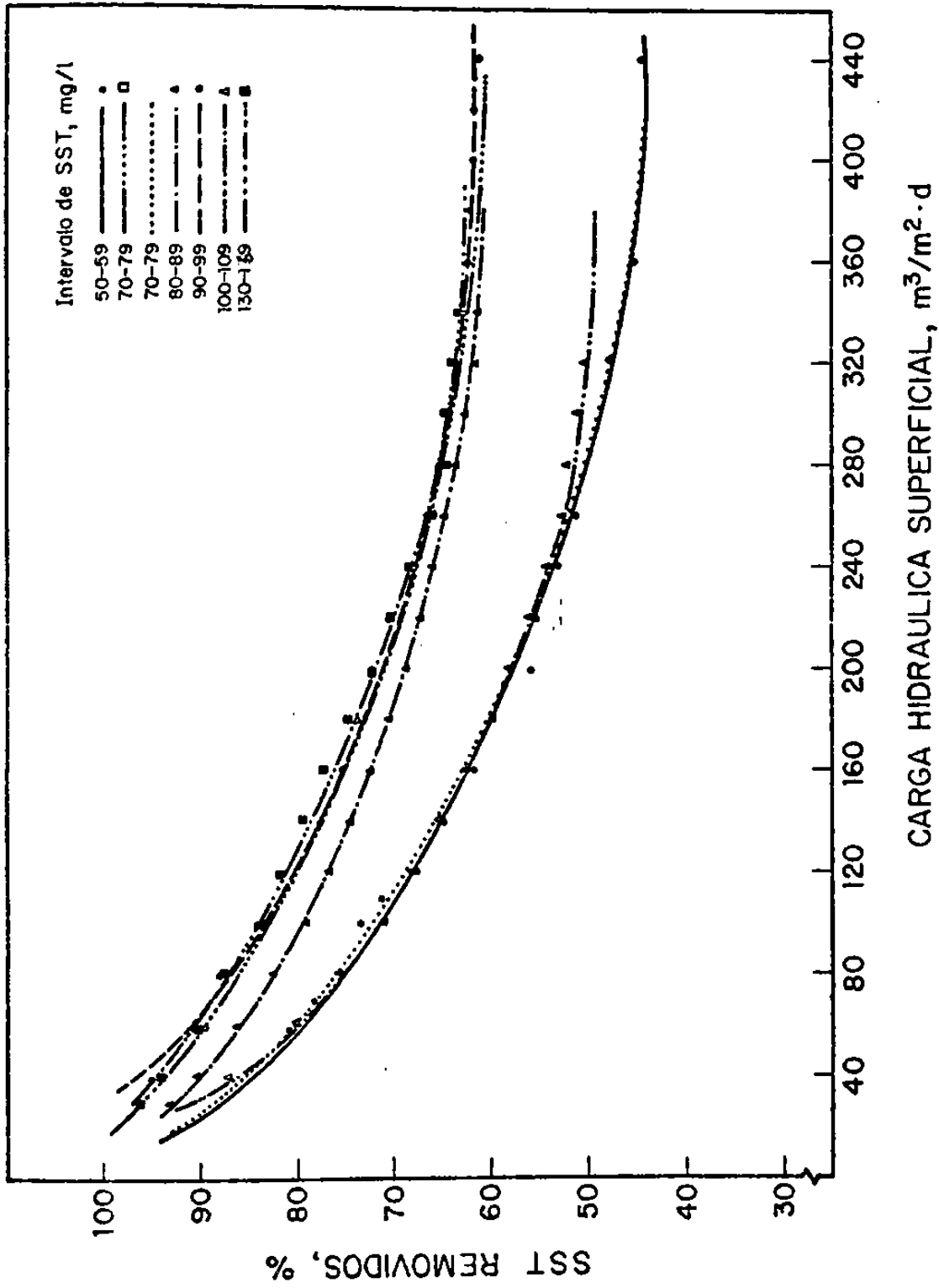


Figura 7.3 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. carga hidráulica superficial para el Biodisco Convencional.

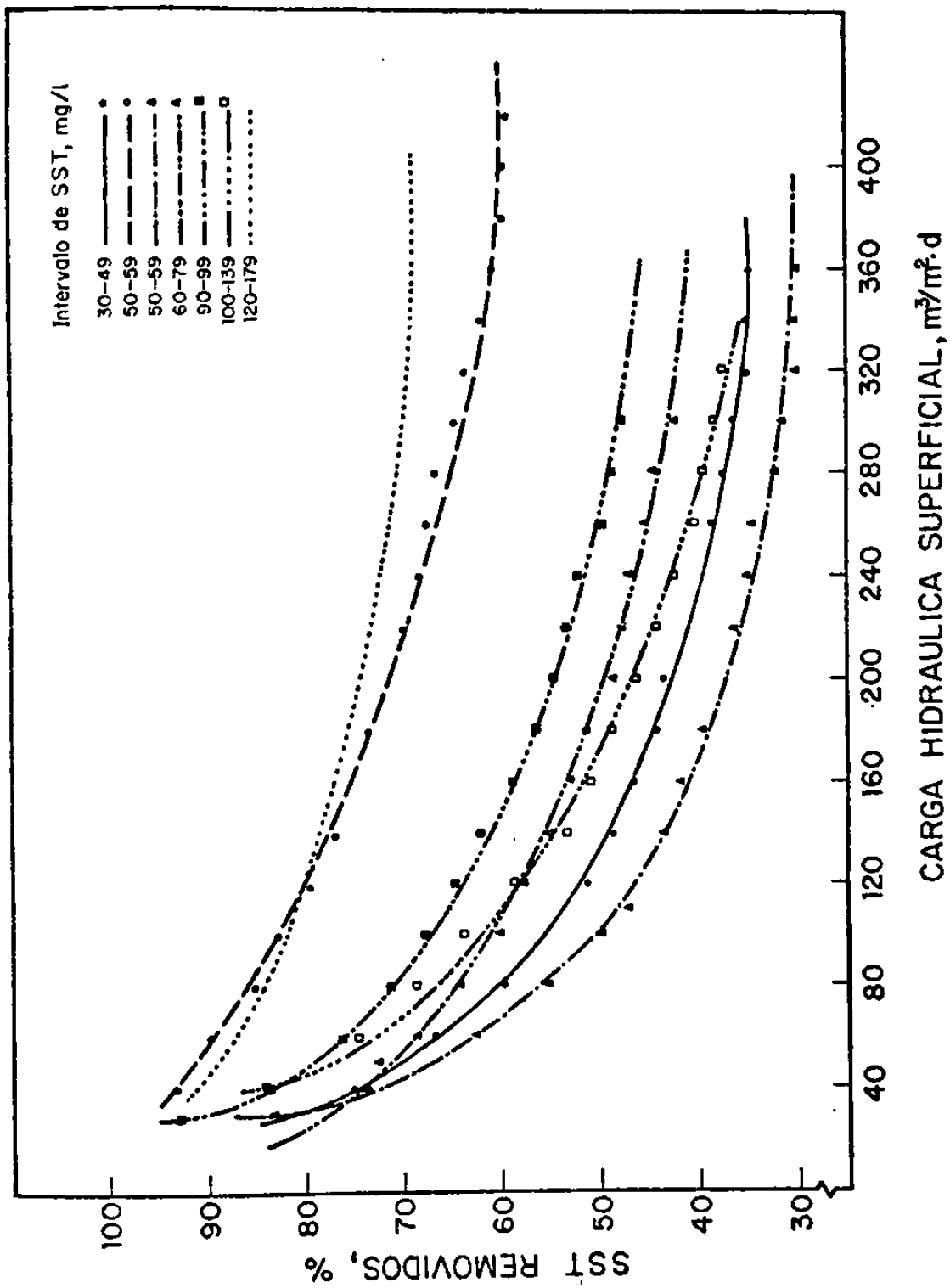


Figura 7.4 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. carga hidráulica superficial para el Biodisco Modificado.

Lo anterior confirma que las partículas tienen una menor velocidad de sedimentación en el Biodisco Modificado que en el Convencional.

Durante el desarrollo de las pruebas de sedimentación la temperatura del agua varió de 16 a 18 °C, por lo tanto, los efectos por cambios en la viscosidad del líquido son despreciables; no se puede decir lo mismo de los efectos por cambios en las características fisicoquímicas del agua, las cuales pueden modificar la tasa de sedimentación de las partículas.

En la figura 7.3 se presentan las curvas de carga hidráulica superficial para el Biodisco Convencional. En la figura, es de interés notar que las curvas tienden a aproximarse unas a otras a cargas menores de 40 m³/m². d, no obstante que, en cada una de las pruebas, la concentración inicial de SST fue diferente. Lo que significa que para una carga menor de 40 m³/m². d y un mínimo de 85% de remoción de SST, el diseño del clarificador sólo depende de la carga hidráulica superficial, y es independiente de la concentración de los sólidos suspendidos afluentes.

En este sistema, de acuerdo a las especificaciones de diseño, se requiere, después de clarificación final, un efluente con 20 mg/l de SST; para la máxima concentración de SST, 169 mg/l, esto representa una eficiencia de remoción del 88%. De la

figura 7.3 la carga hidráulica de diseño, para este porcentaje, sería de aproximadamente $80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Sin embargo, dependiendo del grado deseado de tratamiento, el clarificador final puede diseñarse para cargas hidráulicas superficiales que varían de 10 a $80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

Las dos diferentes familias de curvas que aparecen en la figura 7.3, para el intervalo de concentración de SST de 70-79 mg/l, muy probablemente se deben a cambios en las cargas orgánica e hidráulica afluentes al Biodisco Convencional, porque corresponden a las fechas en que se presentaron grandes precipitaciones pluviales.

Para el Biodisco Modificado, figura 7.4, hay una discrepancia en la curva que representa el intervalo de concentración de SST de 50-59 mg/l, la cual presenta un mayor porcentaje de partículas discretas (figuras 25 y 30 B, Anexo II), esta desviación pudo tener su origen en las lluvias que precedieron las pruebas de esas fechas.

Hay que mencionar que, aparentemente, las partículas discretas no son afectadas por el incremento en el gradiente de mezclado, pero si existe una diferencia, apreciable, en la tendencia de las curvas de sedimentación, acentuándose en aquellas con mayor porcentaje de partículas floculentas (figuras 1-30 B, Anexo II). Sin embargo, en el intervalo de interés, esto es 80% mínimo de

remoción de SST, las curvas presentan porcentajes de remoción que discrepan sólo \pm 4-7% de la curva promedio, a excepción de las curvas con SST de 50-59 mg/l y 120-179 mg/l, figura 7.4.

En el Biodisco Modificado, para la máxima concentración de SST, 179 mg/l, se requiere una carga hidráulica superficial de $60 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ para obtener una eficiencia mínima de remoción de SST de 88% y/o 20 mg/l de SST en el efluente. Sin embargo, de acuerdo a la figura 7.4, puede considerarse que la carga hidráulica superficial de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ es adecuada para el diseño, porque el efecto de la concentración de sólidos suspendidos en el afluente no es apreciable; pero este efecto sí se hace patente a mayores cargas superficiales ($80 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ en adelante) que representan valores muy poco probables en el diseño, aún cuando no hay que olvidar que para casos muy específicos, en donde no se deseen porcentajes tan altos de remoción de SST puede aumentarse la carga hidráulica superficial, tanto como se pueda, mientras se cumpla con las normas de descarga, 20 mg/l de SST como máximo.

Las figuras 7.3 y 7.4, para ambos biodiscos, muestran que la eficiencia de remoción de SST se incrementa a medida que aumenta la concentración de SST en el afluente.

7.3 *Diseño del sedimentador secundario*

En esta sección procederemos a calcular las dimensiones del sedimentador final para los sistemas de biodisco convencional y modificado, de acuerdo a las curvas de diseño obtenidas en las pruebas de sedimentación en columna; además se determinará el factor de seguridad que será utilizado en el diseño.

7.3.1 Determinación del factor de seguridad

El propósito de determinar un factor de seguridad es debido a que las pruebas de sedimentación en columna son desarrolladas, relativamente, en condiciones de reposo; mientras que las condiciones de sedimentación de las partículas en el sedimentador prototipo nunca son completamente en reposo. Esta limitación, de la prueba de sedimentación en columna, puede ser disminuída aplicando un factor de seguridad a los datos de carga hidráulica superficial y tiempo de retención obtenidos en las pruebas de sedimentación.

Debido a que en el período de experimentación (febrero 26 a mayo 24 de 1985) no se relacionaron los resultados de las pruebas de sedimentación en columna con el sedimentador prototipo del biodisco convencional para determinar el factor de seguridad, en junio de 1986, se realizaron tres pruebas paralelas de sedimentación en columna con el funcionamiento del sedimenta-

dor del biodisco convencional. Los resultados de las pruebas se muestran en la Tabla 7.1 y en las figuras 7.5, 7.6 y 7.7. Los resultados del análisis de las curvas de iso-porcentaje de remoción se muestran en la Tabla 7.2. En la figura 7.8 se presenta el porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos en función de la carga hidráulica superficial y la figura 7.9 presenta el porcentaje de remoción de SST versus tiempo de retención.

Las curvas presentadas en las figuras 7.8 y 7.9 muestran la misma tendencia de la familia de curvas mostradas en las figuras 7.1 y 7.3 para biodisco convencional. En la figura 7.8 la discrepancia que presenta la curva de concentración de SST_0 de 66 mg/l se debió a que el biodisco convencional dejó de recibir su afluente debido a que la planta de tratamiento fue sometida a una reparación general. Por tal motivo, sólo fue posible realizar tres pruebas de sedimentación.

Las dimensiones del tanque prototipo son:

Diámetro: 4.75 m

Profundidad: 4.05 m

Area: 17.72 m²

Volumen: 71.8 m³

Gasto de diseño: flujo máximo - 10 l/s (864 m³/d)

Carga superficial de diseño: 49 m³/m². d

Tiempo de retención hidráulico: 2 hr

Tabla 7.1 Resultados de las pruebas de sedimentación para Biodisco Convencional.

Prueba No.1

Fecha: 1/VI/86

1. SEDIMENTADOR SECUNDARIO

SST afluentes 100 mg/l
 SST efluentes 27 mg/l
 Eficiencia de remoción 73%
 Gasto 10 l/s
 Carga hidráulica superficial de operación $49 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$
 Tiempo de retención hidráulico de operación 2 hr

2. SEDIMENTACION EN COLUMNA

A. Concentración de SST

Concentración inicial de $\text{SST}_0 = 100 \text{ mg/l}$

Tiempo min	Concentración de SST a las profundidades indicadas mg/l					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	33	43	47	47	50	53
10	27	32	34	34	35	36
20	22	22	23	25	27	28
30	16	19	23	25	27	27
50	-	15	19	19	20	23
70	-	13	15	16	19	20
90	-	11	12	16	18	20
110	-	11	11	15	17	20
150	-	10	11	15	17	17

B. Porcentaje de remoción de SST

Tiempo min	Sólidos removidos, %					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	62	57	53	53	50	47
10	73	68	66	66	65	64
20	78	78	77	75	73	72
30	84	81	77	75	73	73
50	-	85	81	81	80	77
70	-	87	85	84	81	81
90	-	91	88	88	84	80
110	-	91	91	85	83	80
150	-	90	91	85	83	83

Tabla 7.1 Continuación

Prueba No. 2

Fecha: 2/VI/86

1. SEDIMENTADOR SECUNDARIO

SST afluentes 53 mg/l

SST efluentes 15 mg/l

Eficiencia de remoción 71%

Gasto 10 l/s

Carga hidráulica superficial de operación $49 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Tiempo de retención hidráulico de operación 2 hr

2. SEDIMENTACION EN COLUMNA

A. Concentración de SST

Concentración inicial de SST₀ = 53 mg/l

Tiempo min	Concentración de SST a las profundidades indicadas mg/l					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	20	20	24	31	32	37
10	17	17	20	22	24	26
20	8	17	20	20	24	24
30	9	11	13	15	15	17
50	-	11	11	12	12	14
70	-	4	5	5	6	6
90	-	2	2	5	5	6
110	-	1	2	5	5	4
150	-	1	1	4	4	4

B. Porcentaje de remoción de SST

Tiempo min	Sólidos removidos, %					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	62	62	55	41	40	30
10	68	68	62	58	55	51
20	85	68	62	62	55	55
30	83	79	75	72	72	68
50	-	79	79	77	77	73
70	-	92	90	90	89	89
90	-	96	96	90	90	89
110	-	98	96	90	90	92
150	-	98	98	92	92	92

Prueba No. 3

Fecha: 5/VI/86

1. SEDIMENTADOR SECUNDARIO

SST afluentes 66 mg/l
 SST efluentes 34 mg/l
 Eficiencia de remoción 48%
 Gasto 10 l/s
 Carga hidráulica superficial de operación $49 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$
 Tiempo de retención hidráulico de operación 2 hr

2. SEDIMENTACION EN COLUMNA

A. Concentración de SST

Concentración inicial de SST₀ = 66 mg/l

Tiempo min	Concentración de SST a las profundidades indicadas mg/l					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	40	40	40	42	43	45
10	27	27	34	34	34	40
20	24	25	26	29	31	31
30	21	23	26	27	30	30
50	-	21	26	27	27	29
70	-	19	23	24	25	27
90	-	18	20	22	24	26
110	-	18	18	19	22	25
150	-	16	18	18	18	21

B. Porcentaje de remoción de SST

Tiempo min	Sólidos removidos, %					
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	180 cm
5	39	39	39	36	35	32
10	59	59	48	48	48	39
20	64	62	61	56	53	53
30	68	65	61	60	54	54
50	-	68	61	60	60	56
70	-	71	65	64	62	60
90	-	73	70	67	64	61
110	-	73	73	71	67	62
150	-	76	73	73	73	68

BIODISCO CONVENCIONAL
 Prueba de Sedimentación No. 1
 Fecha: Junio 1/86
 Concentración de SST₀ = 100 mg/l

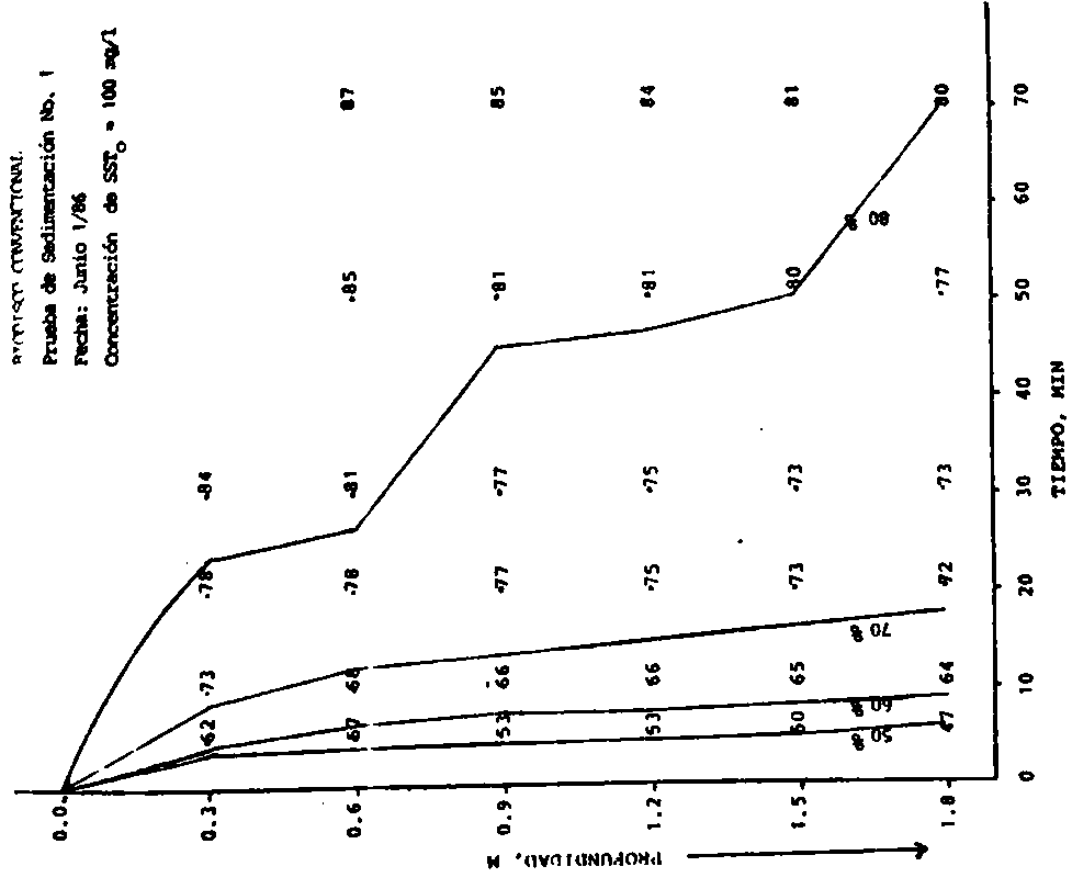


Figura 7.5 Curvas de iso-porcentaje de remoción para Biodisco Convencional.

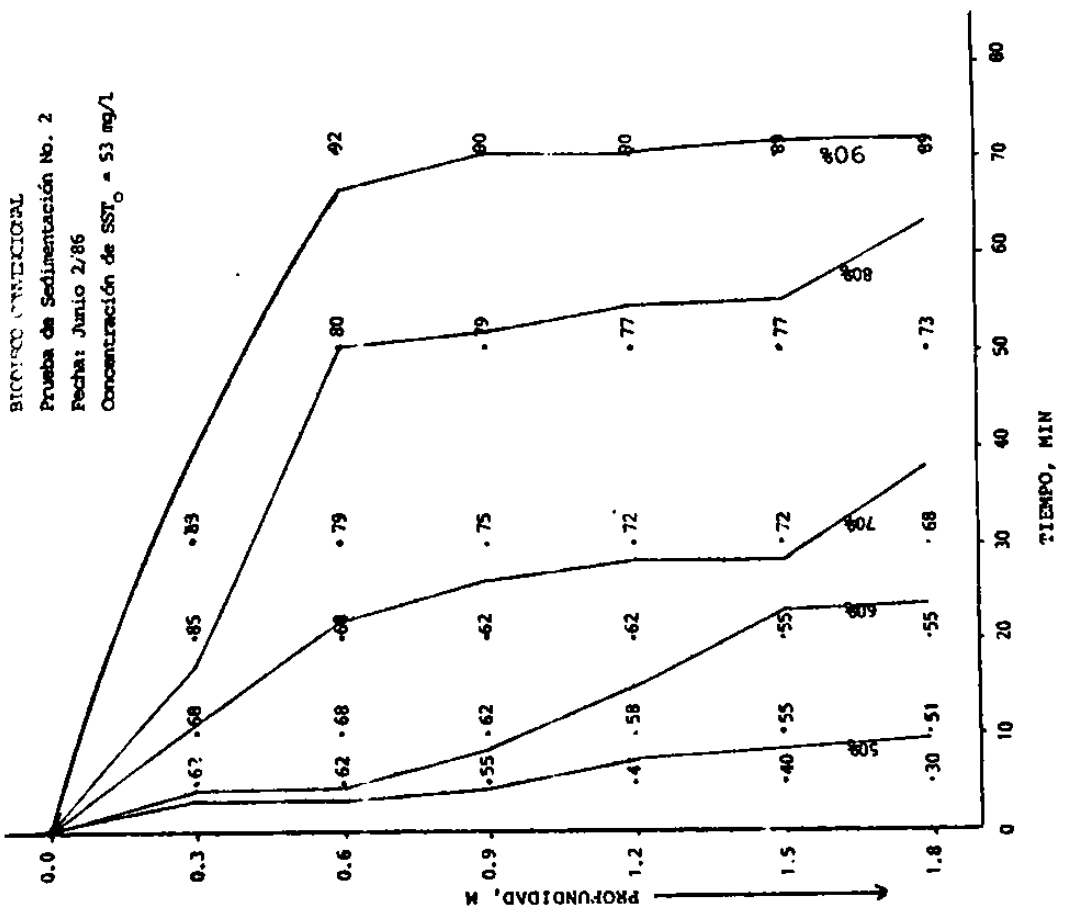


Figura 7.6 Curvas de iso-porcentaje de remoción para Biodisco Convencional.

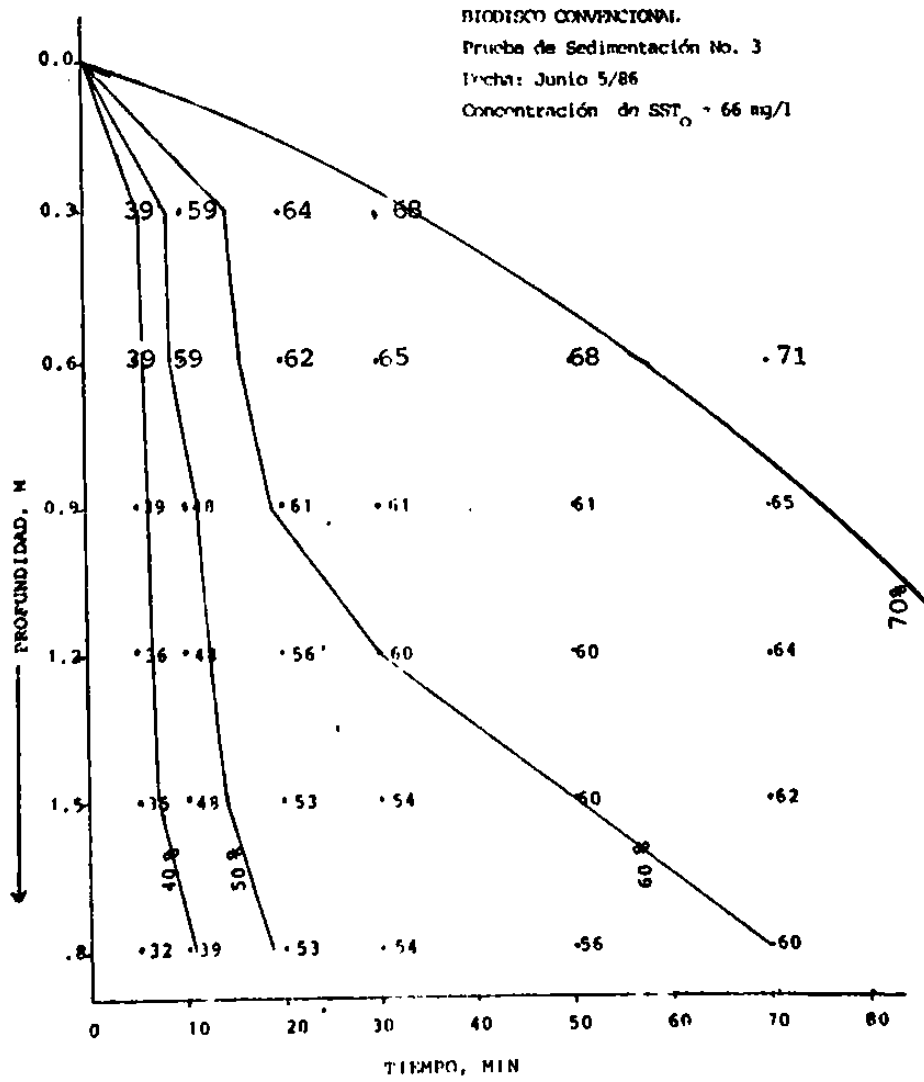


Figura 7.7 Curvas de iso-porcentaje de remoción para Biodisco Convencional.

Tabla 7.2 Resultados del análisis de las curvas de iso-porcentaje de remoción para Bio-disco Convencional.

Prueba No.	Remoción de SST %	Tiempo min	Velocidad de Sedimentación m/h	Carga Hidráulica Superficial $m^3/m^2.d$	Remoción Total de SST %
$SST_o = 100 \text{ mg/l}$					
1	50	6	18	432	60
	60	9	12	288	72
	70	17.5	6	144	77
	80	70	1.5	36	90
$SST_o = 53 \text{ mg/l}$					
	50	9.5	11.4	274	62
	60	24	4.5	108	72
	70	38	2.8	67	79
	80	59	1.8	43	88
	90	90	1.2	29	95
$SST_o = 66 \text{ mg/l}$					
	40	11	9.8	235	49
	50	18	6	144	58
	60	70	1.5	36	73

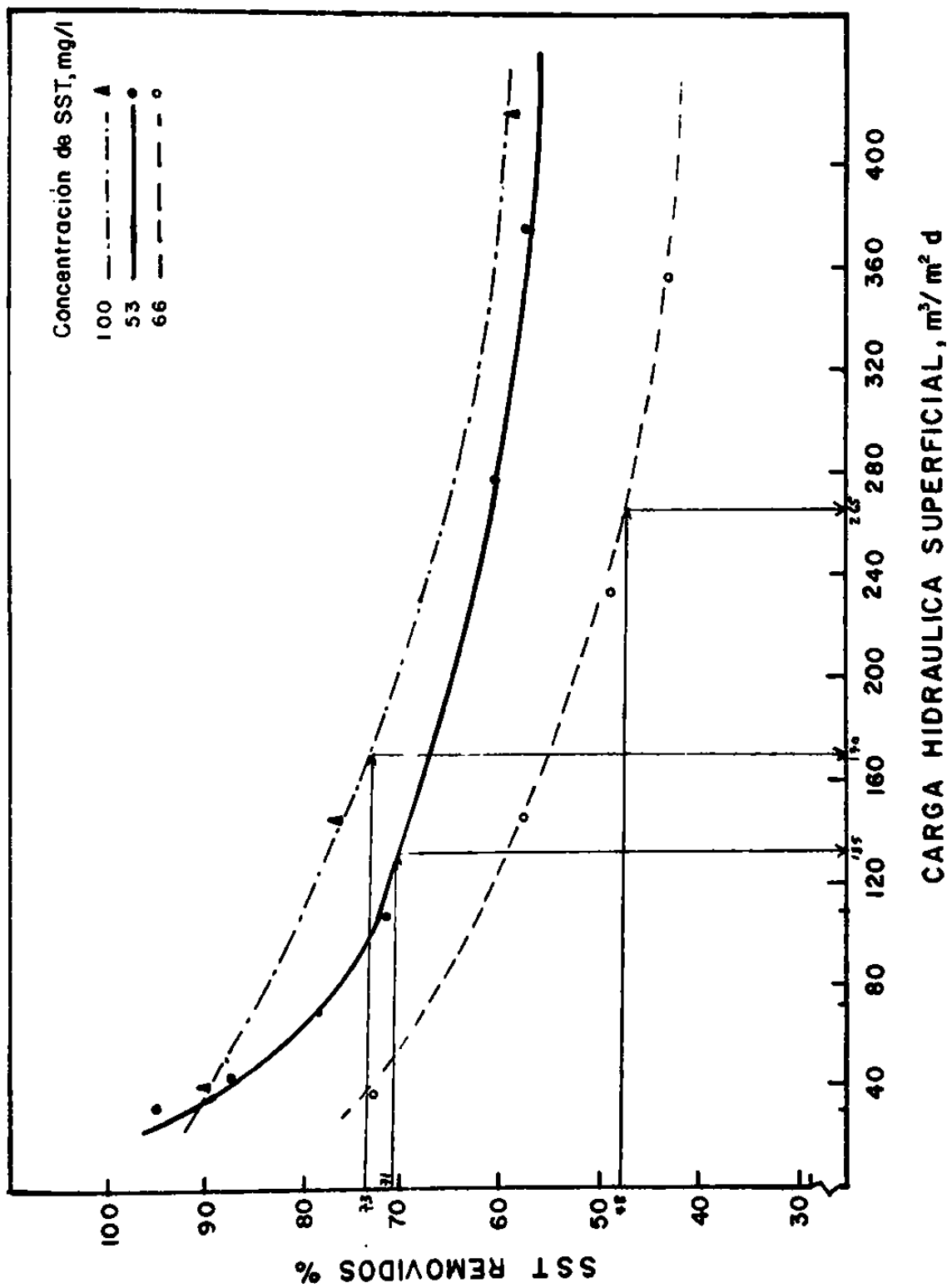
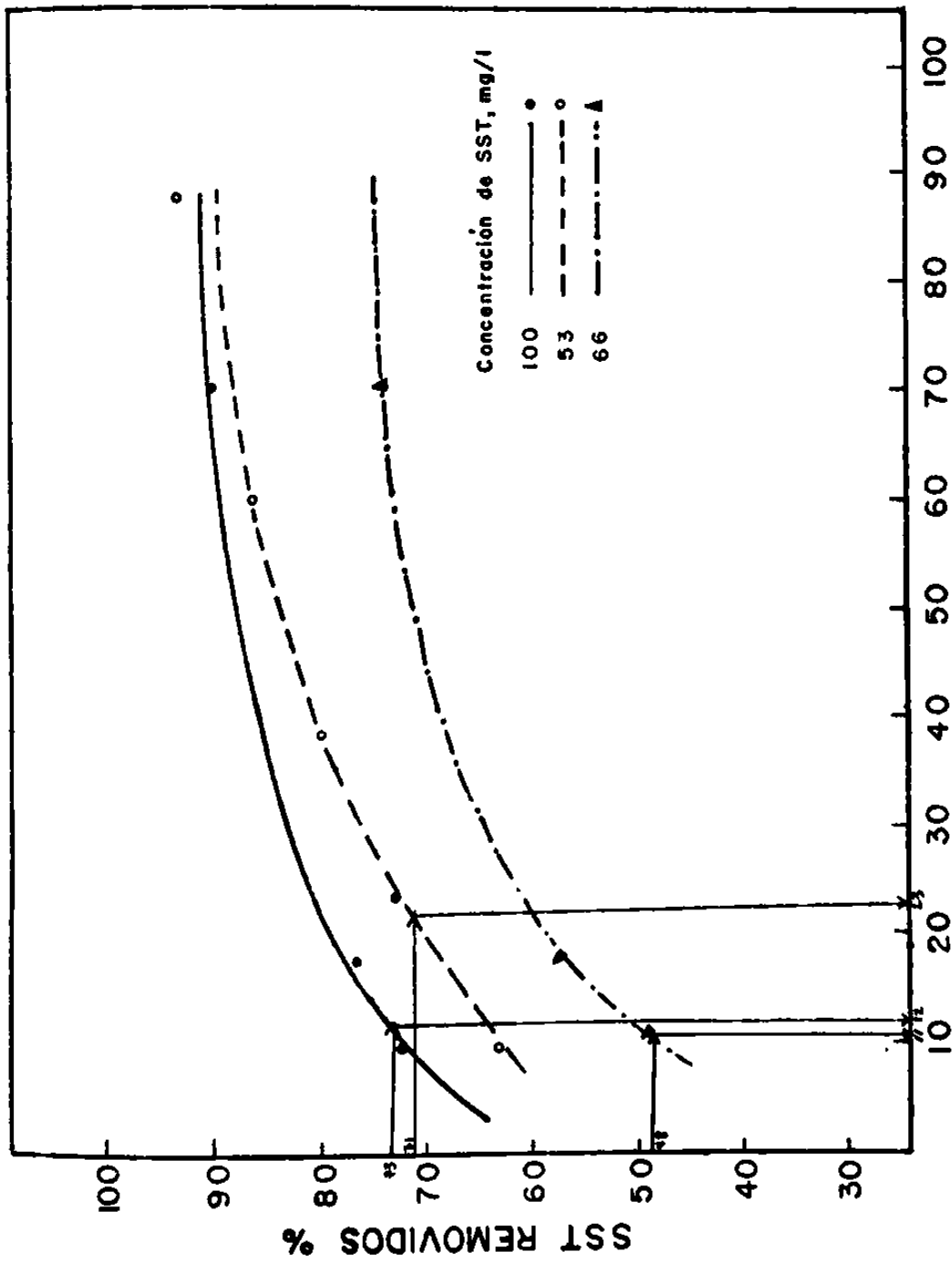


Figura 7.8 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs. carga hidráulica superficial para el Biodisco Convencional.



TIEMPO DE RETENCION, MIN.

Figura 7.9 Sólidos suspendidos totales removidos (% SST) vs tiempo de retención para Biodisco Convencional.

Durante este experimento, el Biodisco Convencional operó con un gasto promedio de 10 l/s, por lo tanto, el sedimentador operó a una carga hidráulica superficial real de $49 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ con tiempo de retención hidráulico de 2 horas. Para calcular el factor de seguridad hay que determinar la carga hidráulica superficial experimental en columna utilizando las curvas de diseño de la figura 7.8.

En la prueba no.1 (Tabla 7.1), se obtuvieron los siguientes resultados:

SEDIMENTADOR

SST afluentes	100 mg/l
SST efluentes	27 mg/l
Eficiencia de remoción	73%

SEDIMENTACION EN COLUMNA

SST iniciales	100 mg/l
Eficiencia de remoción	91%

Para hallar la carga hidráulica superficial experimental en columna, buscamos en la gráfica de la figura 7.8, la intersección de la línea de 73% de eficiencia de remoción real con la curva que corresponda a la concentración de SST_0 de 100 mg/l y leemos el valor correspondiente de la carga superficial $170 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, sobre el eje de las X. Para hallar el porcentaje de remoción de SST, en condiciones ideales, para

la carga hidráulica superficial real de operación buscamos la intersección de la línea de $49 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ con la curva de concentración de SST de 100 mg/l y leemos el valor correspondiente 89% , sobre el eje de las Y. El factor de seguridad se determina dividiendo la carga hidráulica superficial experimental en columna entre la carga hidráulica superficial real de operación del prototipo.

$$\text{Factor de seguridad} = \frac{\text{C.H.S. experimental}}{\text{C.H.S. real}}$$

Por lo tanto,

$$\text{Factor de seguridad} = \frac{170}{49} = 3.46$$

El mismo procedimiento se aplica a los datos de las pruebas 2 y 3 (Tabla 7.1). Los resultados se presentan en la Tabla 7.3.

El factor de seguridad para aplicar al tiempo de retención hidráulico se obtiene determinando el tiempo de retención experimental en columna utilizando las curvas de diseño de la figura 7.9. Por ejemplo, para los datos de la prueba No.1 (Tabla 7.1), el tiempo de retención hidráulico experimental lo encontramos localizando en la gráfica de la figura 7.9, la intersección de la línea de 73% de eficiencia de remoción real con la curva que corresponda a la concentración de SST_0 de 100 mg/l y leemos el

Tabla 7.3 Factores de seguridad experimentales para carga hidráulica superficial.

Prueba	TANQUE				COLUMNA	FACTOR	
	Gasto	SST afuentes	SST efluentes	Eficiencia de remoción de SST			Carga Hidráulica Superficial Real
No.	l/s	mg/l	mg/l	%	$m^3/m^2 \cdot d$	$m^3/m^2 \cdot d$	
1	10	100	27	73	49	170	3.46
2	10	53	15	71	49	135	2.75
3	10	66	34	48	49	265	5.40

Promedio 3.87

Tabla 7.4 Factores de seguridad experimentales para tiempo de retención hidráulico.

Prueba	TANQUE				COLUMNA	FACTOR	
	Gasto	SST afuentes	SST efluentes	Eficiencia de remoción de SST			Tiempo de retención hidráulico real
No.	l/s	mg/l	mg/l	%	Mín	Mín	
1	10	100	27	73	120	12	10.00
2	10	53	15	71	120	23	5.21
3	10	66	34	48	120	11	10.90

Promedio 8.70

valor correspondiente de tiempo de retención 12 minutos, sobre el eje de las X. Calculando el factor de seguridad para el tiempo de retención hidráulico tenemos que:

$$\text{Factor de seguridad} = \frac{\text{T.R.H. real}}{\text{T.R.H. experimental}}$$

$$\text{Factor de seguridad} = \frac{120}{12} = 10$$

El mismo procedimiento se aplica a los datos de las pruebas 2 y 3 (Tabla 7.1). Los resultados se presentan en la Tabla 7.4.

Para propósitos de diseño, Dickenfelder y O'Connor (51), recomiendan aplicar factores de seguridad de 1.25 a 1.75 para la carga hidráulica superficial y de 1.5 a 2.0 para el tiempo de retención. El efecto neto de los factores de seguridad da como resultado una disminución de la carga hidráulica superficial y un incremento en el tiempo de retención, sobre valores derivados de la prueba de sedimentación en columna.

Aunque son pocos datos, para este caso, se encontró que hay que aplicar factores de seguridad de 3.87 (tabla 7.3) a la carga hidráulica superficial y de 8.70 (Tabla 7.4) al tiempo de retención hidráulico para los resultados obtenidos en pruebas de sedimentación en columna de efluentes de biodiscos convencionales.

Los datos de la Tabla 7.1 indican que hay gran diferencia entre las pruebas de sedimentación en columna con el funcionamiento del sedimentador en el cual no se logran obtener buenas eficiencias de remoción de SST. Considerando que las características de sedimentación de las partículas son buenas, según las pruebas de sedimentación en columna, con 120 minutos de tiempo de retención sería suficiente para tener eficiencias del orden de 85-98% (Figura 7.1); ahora bien, las cargas hidráulicas superficiales para biodiscos convencionales varían de 24-49 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (7,56); basándose en este criterio, el sedimentador debería de recibir un caudal entre 7.5 y 9 l/s con tiempos de retención de 2.20 a 2.65 horas y eficiencias de remoción superiores al 85% de acuerdo a las curvas de diseño de la figura 7.3. Sin embargo, según la bitácora de operación de la planta (Tabla 4.3)(41) y los datos de la Tabla 7.1 el sedimentador opera, en la mayor parte del tiempo, a su caudal máximo de diseño (10 l/s). Lo que indica que tanto el biodisco como el sedimentador final están operando en condiciones de sobrecarga hidráulica teniendo tiempos de retención bajos y menor eficiencia de remoción de materia orgánica y SST.

Si se analiza la velocidad de las rastras de lodo, 0.0871 rpm (1.3 m/min), se ve que opera arriba del límite superior de velocidades para rastras recomendado por la WPCF (42) en sedimentadores secundarios (0.6 - 1.2 m/min), lo que significa que puede haber un posible escape de lodos en el efluente del

sedimentador.

Las características de operación del sedimentador también se reflejan en los factores de seguridad experimentales obtenidos de las pruebas de sedimentación en columna. Los factores de seguridad muestran la influencia de variaciones de flujo, gradientes de temperatura, corrientes debidas al viento, así como diferencias en la forma del tanque y en el diseño de las estructuras de entrada y salida.

Debido a que los factores de seguridad experimentales fueron calculados en base a tres pruebas es recomendable efectuar suficientes pruebas de sedimentación en paralelo con el funcionamiento del prototipo para obtener factores más confiables.

7.3.2 Cálculo del sedimentador secundario

Para efectuar el cálculo de diseño y determinar en que forma afectan los factores de seguridad en el diseño del sedimentador final, se siguió el procedimiento de cálculo expuesto en el capítulo 5, sección 5.6.2 utilizando las curvas de diseño de las figuras 7.1 a 7.4 y los factores de seguridad recomendados en la literatura (51) de 1.25 - 1.75 para la carga hidráulica superficial, manteniendo constante el factor de seguridad de 2.0 para el tiempo de retención; así como los factores de seguridad experimentales de 3.87 y 8.70 para carga

hidráulica superficial y tiempo de retención, respectivamente. Para ambos biodiscos, se diseñó un sedimentador secundario de sección transversal circular considerando los siguientes criterios:

Gasto de diseño: 10 l/s (864 m³/d)

SST efluentes : 20 mg/l

Los resultados se presentan en las Tablas 7.5 y 7.6

Los resultados de las Tablas 7.5 y 7.6 indican que a medida que se va aumentando el factor de seguridad aplicado a la carga hidráulica superficial van aumentando las dimensiones del tanque y en consecuencia los costos de construcción. Respecto al tiempo de retención, de acuerdo a los resultados, en columna de sedimentación se obtiene una eficiencia de remoción de SST de 88% en 45 minutos; sin embargo, en la literatura se menciona que el tiempo de retención de diseño es generalmente de 3 a 4 veces el tiempo de retención determinado en pruebas de sedimentación en columna (42), para este caso, representan valores de 2.25 a 3 horas. Para el proceso de biodiscos se recomienda una profundidad mínima de pared de agua de 2.10 m y aumenta a medida que aumenta el tamaño del tanque pero hasta no más de 3 m (7). Comparando estos resultados con las dimensiones del sedimentador prototipo es evidente que el tanque es muy profundo (4.05 m) lo que hace pensar que se diseñó para que hubiera en él espesamiento de lodos y/o dejar un cierto volumen para al-

Tabla 7.5 Diseño del sedimentador secundario para Biodisco Convencional utilizando diferentes factores de seguridad, para una concentración de SST de 130-169 mg/l para 88% de remoción de SST.

PARAMETROS	Sin factor de Seguridad	Factor de Seguridad*	Factor de Seguridad ⁺ Experimental
Gasto, m ³ /d	864	864	864
Carga Hidráulica Superficial, m ³ /m ² .d	80	64	20.67
Tiempo de Retención Hidráulico, horas	0.75	1.5	6.5
Area, m ²	8.10	13.5	41.79
Diámetro, m	3.21	4.14	7.29
Profundidad, m	2.50	4.00	5.50
		53.33	
		45.71	
		1.5	
		1.75	
		3.87	

* Valores recomendados en la literatura (51) para carga hidráulica Superficial y para tiempo de retención hidráulico se uso un factor de seguridad de 2.0 (51).

+ Valores experimentales obtenidos en las pruebas de sedimentación en columna y sedimentador prototipo, 3.87 para carga hidráulica superficial y 8.70 para tiempo de retención.

Tabla 7.6 Diseño del sedimentador secundario para Biodisco Modificado, utilizando diferentes factores de seguridad. Concentración de SST = 120-179 mg/l para 88% de remoción de SST.

PARAMETROS	Sin Factor de Seguridad	Factor de Seguridad*	Factor de Seguridad [†] Experimental
Gasto, m ³ /d	864	864	864
Carga Hidráulica Superficial, m ³ /π ² .d	60	48	15.50
Tiempo de Retención Hidraulico, horas	0.83	1.66	7.25
Area, m ²	10.80	18.00	56.00
Diámetro, m	3.71	4.78	8.42
Profundidad, m	3.62	3.32	4.66
		1.25	3.87
		1.5	3.87
		1.75	8.70

* Valores recomendados en la literatura (51) para carga hidráulica superficial y para tiempo de retención hidráulico se usó un factor de seguridad de 2.0 (51).

+ Valores experimentales obtenidos en las pruebas de sedimentación en columna y sedimentador prototipo, 3.87 para carga hidráulica superficial y 8.70 para tiempo de retención.

macenar lodo cuando este no es desechado de inmediato. Por las características del efluente, el diseño del sedimentador secundario sólo depende de la carga hidráulica superficial porque la concentración de los SST en los efluentes de los biodiscos fue menor de 180 mg/l. La carga de sólidos, para flujo máximo (10 l/s), es menor de 9 kg /m². d . Los datos de la Tabla 7.5 nos indican que al parecer el sedimentador prototipo está operando con cargas hidráulicas tan altas que no permiten la sedimentación de las partículas.

8. CONCLUSIONES

De este estudio pueden hacerse las siguientes conclusiones:

1. Las pruebas de sedimentación en columna muestran que los sólidos suspendidos de los efluentes de los Biodiscos Convencional y Modificado presentan características de sedimentación discreta-floculenta.
2. El proceso de sedimentación se efectúa sin que se presente la sedimentación interferida o por zonas como ocurre en la sedimentación de lodos activados.
3. En el Biodisco Convencional, las características de sedimentación de los lodos producidos en el sistema, presentan la misma proporción de partículas discretas que de partículas floculentas (50%).

4. En el Biodisco Modificado, en el 70% de las pruebas se presentó la sedimentación flocculenta para porcentajes de remoción de SST comprendidos en intervalos que varían de 20-40%. En el 30% restante, se presentó la sedimentación discreta en intervalos que varían de 10-50% de remoción de SST.
5. La sedimentación de las partículas discretas ocurre rápida y libremente en los primeros 10 minutos con una velocidad inicial de 15 m/h para el Biodisco Convencional y 10.8 m/h para el Biodisco Modificado.
6. En el Biodisco Modificado, el tipo de soporte y la velocidad de giro (10 rpm), afectan las características de sedimentación de los lodos producidos en el sistema debido a que se producen partículas dispersas y de menor tamaño que las producidas en el Biodisco Convencional.
7. Las concentraciones de los sólidos suspendidos totales (SST) en los efluentes del Biodisco Convencional variaron de 56-169 mg/l y en el Biodisco Modificado de 37-173 mg/l; lo que representa una carga de sólidos en el clarificador final de menos de $9 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$, por lo tanto, en el diseño del clarificador rige la función de clarificación.

8. Los exámenes microscópicos de los lodos sedimentados revelaron la presencia de rotíferos, amibas, nemátodos y protozoarios predominando los ciliados fijos y los organismos en forma de filamentos.
9. Durante el período de experimentación no se observaron problemas de sedimentación debido a la presencia de los organismos filamentosos.
10. Las curvas de diseño para carga hidráulica superficial muestran que para cargas menores de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ y un mínimo de 80% de remoción de SST, el diseño del clarificador sólo depende de la carga hidráulica superficial y es independiente de la concentración de los sólidos suspendidos afluentes.
11. Para estos sistemas, aunque se evaluaron pocos datos, se encontró que hay que aplicar factores de seguridad de 3.87 a los datos de carga hidráulica superficial y de 8.70 a los datos de tiempo de retención derivados de pruebas de sedimentación en columna.
12. Se recomienda efectuar pruebas de sedimentación en paralelo con el funcionamiento del sedimentador prototipo para obtener factores de seguridad más confiables, debido a que los factores experimentales fueron calculados en base a tres pruebas.

9. REFERENCIAS

1. Norouzian, M.Y., "A Performance Evaluation and Kinetics Determination of an RBC System Operating at the C.U. Wastewater Treatment Plant", Instituto de Ingeniería, UNAM, Project Report 3306, México 1983.
2. Antonie, R.L., Fixed Biological Surfaces-Wastewater Treatment. The Rotating Biological Contactor. CRC Press, Inc., Cleveland, Ohio, 1976.
3. Antonie, R.L. and F.M. Welch, "Preliminary Results of a Novel Biological Process for Treating Dairy Wastes", in Proceedings of 24th. Annual Purdue Industrial Waste Conference, W. Lafayette, Indiana, 1969, pp 115-126.
4. Torpey, W.N., H. Heukelickan, H.A. Kaplovsky and R. Epstein, "Rotating Disks with Biological Growths Prepare Wastewater for Disposal or Reuse", Journal of the Water Pollution Control Federation, 43(11):2181-2188, 1971.
5. Pasveer, A., "A Case of Filamentous Activated Sludge", Journal of the Water Pollution Control Federation, 41(7): 1340-1352, 1969.
6. Eikelbloom, D.H., "Filamentous Organisms Observed in Activated Sludge", Water Research, 9:365-388, 1975.
7. Autotrol Corporation, Autotrol Wastewater Treatment Systems Design Manual, Bio-Systems Division, Milwaukee, Wisconsin, 1978.
8. Montejano, F., E. Murguía y A. List, "Planta de Tratamiento de Aguas Negras en Ciudad Universitaria, México", Informe del Proyecto 380, Instituto de Ingeniería, UNAM 1968.
9. Reporte Mensual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U., UNAM, Enero 1986.
10. Metcalf and Eddy, Inc., Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse, 2nd. Ed., Mc Graw-Hill, New York, N.Y., 1979.
11. Peters, R.W. and J.E. Alleman, "The History of Fixed-Film Wastewater Treatment Systems", in Proc. of 1st. International Conf. Fixed-Film Biol. Processes, Kings Island, Ohio, 1982.
12. Dellaire, G., "Behind the Rapid Rise of the Rotating Biological Contactor", Journal of the Civil Engineering Division, Proc. of the ASCE, 49(1):72-73, 1979.

13. Brenner, R.C., J.A. Heidman, E.J. Opatken and A.C. Petrasek, Jr., Design Information on Rotating Biological Contactors, U.S. EPA-600/2-84-106, Cincinnati, OH, June 1984.
14. Norouzian, M.Y. y M.A. Deloya Martínez, "Estudio del Comportamiento de una Unidad de Biodiscos Estructuralmente Modificada", Instituto de Ingeniería, UNAM, Reporte del Proyecto 3332, México 1984.
15. Ouyang, C.F., "The Characteristics of Rotating Biological Contactor Sludge", in Proc. 1st. Symp./Workshop Rot. Biological Cont. Tech., 1980, pp 189-204.
16. Hoag, G.E. and W.H. Hovey, "Effect of Carbon Ammonia Nitrogen, Hydraulics Loading Rates, RPM and Exposure Surface Variations on RBC Performance", in Proc. 1st. Nat. Sym./Workshop Rot. Biol. Cont. Tech., 1980, pp 235-258.
17. Pretorius, W.A., "Some Operational Characteristics of a Bacterial Disc Unit", Water Research, 5:1141-1146, 1971.
18. Schiemer, F., "Nematoda" in Ecological Aspects of Used Water Treatment, Vol. I, C.R. Curds and H.A. Hawkes eds., Academic Press, London, 1975.
19. Norouzian, M.Y., "The Microbiology of Fixed-Film Processes", en Memorias del II Curso y Simposio Internacional sobre Biología de la Contaminación, Enep-Iztacala, UNAM, México 1984.
20. Hudson, J.W., J.P. Smith and F.G. Pohland, "Rotating Biological Contactor Treatment of Shellfish Processing Wastewater", in Proc. of Purdue Industrial Waste Conference, W. Lafayette, Indiana, 1976, pp 193-205.
21. Roques, H., Fondaments Theriques du Traitment Biologique des Eaux, Vol. II, Deuxieme Edition, Technique et Documentation, Paris, France 1980.
22. Antonie, R.L., D.L. Kluge and J.H. Mielke, "Evaluation of a Rotating Disk Wastewater Treatment Plant", Journal of the Water Pollution Control Federation, 46(3):498-511, 1974.
23. Josephson, J., "Fixed-Film Biological Processes", Environmental Science and Technology, 16(7):380A-384A, 1982.
24. Antonie, R.L., "Applying the RBC", Water and Sewage Works, Reference Number, R69-R75, 1979.
25. Ellis, K.V. and S.E.I. Banaga, "A Study of Rotating Disc Treatment Units Operating at Different Temperatures", Journal of the Water Pollution Control Federation, 1976.

26. Pano, A. and E.J. Middlebrooks, "Kinetics of Carbon and Ammonia Nitrogen Removal in RBC's", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55(7):956-965, 1983.
27. Friedman, A.A., L.E. Robbins and R.C. Woods, "Effects of Disk Rotational Speed on Biological Contactor Efficiency", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 51(11):2678-2691, 1979.
28. Hittlebaugh, J.A. and R.D. Miller, "Operational Problems with Rotating Biological Contactors", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55(7):956-965, 1983.
29. Welch, F.M., "Preliminary Results of a New Approach in the Anaerobic Treatment of Highly Concentrated Wastes", in *Proc. 23rd. of Purdue Industrial Waste Conference*, W. Lafayette, Indiana, 1968.
30. Stover, E.L. and D.F. Kincannon, "Rotating Biological Contactor Scale-Up and Design", in *Proc. 1st. Inter. Conf. Fixed-Film Biol. Processes*, Kings Island, Ohio, 1982, pp 1667-1687.
31. Chesner, W.H., J.J. Iannone and J.J. McCarthy, "An Assessment of Dissolved Oxygen Limitations and Interstage Design in RBC Systems", in *Proc. 1st. Inter. Conf. Fixed-Film Biol. Processes*, Kings Island, Ohio, 1982, pp 1121-1138.
32. Kornegay, B. and J. Andrews, "Kinetics of Fixed-Film Biological Reactors", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 40(11):R460-R468, 1968.
33. Williamson, K., and P.L. McCarty, "A Model of Substrate Utilization by Bacterial Films", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48(1):9-24, 1976.
34. Harremoës, P., "Biofilm Kinetics", in *Water Pollution Microbiology*, Vol. II, Ralph Mitchell ed., John Wiley and Sons, New York, N.Y., 1978.
35. Norouzian, M.Y., "A Microbiology Study of a Structurally Modified RBC System", in *Proc. 2nd. Inter. Conf. Fixed-Film Biol. Processes*, Arlington Virginia, 1984.
36. Clark, J.H., E.M. Moseng and T. Asano, "Performance of a RBC under Varying Wastewater Flow", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50(5):896-911, 1978.
37. Antonie, R.L. and K. Van Aacken, "Rotating Discs Fulfill Dual Wastewater Role", *Water and Wastes Engineering*, pp 37-38, January 1971.
38. Dellaire, G., "U.S.'s Largest RBC Plant to Slash Energy Use 30%", *Journal of the Civil Engineering*, ASCE, pp 70-72, January 1979.

39. Bergs, M.A., "The Operator's View Point of Wastewater Using RBC", in Proc. 1st Inter. Conf. Fixed-Film Biol. Processes, Kings Island, Ohio, 1982.
40. Qazi, A.N., "Rotating Disks", Journal of the Water Pollution Control Federation, 46(8):528a, 1974.
41. Informe Trimestral de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U., UNAM, Trimestre Enero-Marzo, 1985.
42. WPCF, Sewage Treatment Plant Design, MOP/8, Water Pollution Control Federation, Ed., Washington, D.C., 1967.
43. D.D.F., "Manual de Operación y Mantenimiento Preventivo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U.", Dirección General de Obras, México 1985.
44. Ramalho, R.S., Introduction to Wastewater Treatment Process, 2nd. ed., Academic Press, Inc., New York, N.Y., 1983.
45. AWWA, Water Treatment Plant Design, American Water Works Association ed., New York, N.Y., 1969.
46. Sundstrom, D.W. and H.E. Klei, Wastewater Treatment, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J., 1979.
47. Zanoni, A.E. and M.W. Blomquist, "Column Settling Tests for Flocculant Suspensions", Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. of the ASCE, 101(EE3): 309-318, 1975.
48. Camp, T.R., "Studies of Sedimentation Basin Design", Sewage and Industrial Wastes, 25(1):1-14, 1953.
49. Hazen, A., "On Sedimentation", Transactions ASCE, 53(12): 63, 1904.
50. Camp, T.R., "Sedimentation and the Design of Settling Tanks", Transactions ASCE, 111:895-958, 1946.
51. Eckenfelder, W.W. and D.J. O'Connor, "Evaluation of Laboratory Settling Data for Process Design", in Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 2, Rheinhold Publishing Corp., New York, N.Y., 1957.
52. Rich, L.G., Unit Operation of Sanitary Engineering, John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y., 1961.
53. ASCE, "Final Clarifiers for Activated Sludge Plants", Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. of the ASCE, 105(EE5):803-817, 1979.

54. Eckenfelder, Jr. W.W., Principles of Water Quality Management, CBI Publishing Company, Inc., Boston Mass., 1980.
55. EPA, Process Design Manual for Suspended Solids Removal, U.S.A. EPA 625/1-78-Q03a, Environmental Research Information Center Technology Transfer, January 1975.
56. "Recommended Standards for Sewage Works", A report of Committee of the Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers, Publ. by Health Education Service, Albany, N.Y., 1978.
57. Culp, L.G. and N.F. Heim, Field Manual for Performance Evaluation and Troubleshooting at Municipal Wastewater Treatment Facilities, U.S. EPA Contract no. 68-01-4418, January 1978.
58. Burns and Roe Consulting Engineers, Innovative and Alternative Technology Assessment Manual, U.S. EPA, Report No. 430/9-78-009, February 1978.
59. Johnson, D.B. and W.P. Krill, "RBC Pilot Plant Treatment of Pretreated Meat Slaughtering/Processing Waste", in Proc. 31st. Purdue Industrial Waste Conference, W. Lafayette, Indiana, 1976, pp 733-742.
60. Yu, T.S. and R.G. Denpy, "Assessments of the Kinetics Performance of a RBC System", in Proc. 1st. Inter. Conf. Fixed-Film Biol. Proc., Kings Island, OH, 1982, pp 233-260.
61. Poon, C.P.C., H.K. Chin, E.D. Smith and W.J. Mikucki, "Upgrading with RBC for BOD Removal", Journal of the Water Pollution Control Federation, 53(4):474-481, 1981.
62. EPA, Process Design Manual. Sludge Treatment and Disposal U.S. EPA 625/1-79-011, September 1979.
63. EPA, Process Design Manual. Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities, U.S. EPA-625/1-77-609 October 1977.
64. Srinivasaraghaven, R., C.W. Reh and S. Liljegren, "Performance Evaluation of Air Driven RBC Process for Municipal Waste Treatment", in Proc. 1st. Nat. Sym./Workshop on Rot. Biol. Cont. Tech., 1980, pp 525-552.
65. Clow Enviroidisc RBC Systems Catalog, Clow Corporation, Florence Kentucky, 1980.
66. Norouzian, M.Y., "An Improved Solids Measurement Technique", Pollution Engineering, 14(8):23, 1982.