

**SEDIMENTADORES DE ALTA  
TASA PARA EFLUENTES  
SECUNDARIOS DE TIPO  
BIOLÓGICO**

**BLANCA JIMÉNEZ\***  
**GERMÁN BUITRÓN\*\***

**\* Investigadora, Instituto de Ingeniería, UNAM**

**\*\* Técnico Académico, Instituto de Ingeniería, UNAM**

## RESUMEN

## NOMENCLATURA

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	3
2.1	<i>Principios generales de la depuración de aguas residuales domésticas</i>	3
3.	SEDIMENTACIÓN	7
3.1	<i>Teoría de la sedimentación</i>	7
3.2	<i>Sedimentación de alta tasa</i>	14
3.3	<i>Características hidráulicas de los sedimentadores</i>	41
3.4	<i>Tipos de sedimentador</i>	43
4.	DESARROLLO EXPERIMENTAL	53
4.1	<i>Descripción del sedimentador piloto</i>	53
4.2	<i>Descripción de los estudios y métodos de análisis</i>	57
5.	RESULTADOS Y SU ANÁLISIS	69
5.1	<i>Estudios preliminares</i>	69
5.2	<i>Pruebas de campo</i>	73
5.3	<i>Evaluación del parámetro S para el sedimentador</i>	84
5.4	<i>Análisis general de los resultados</i>	86
6.	INFLUENCIA DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN EN LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS	91
6.1	<i>Desarrollo experimental</i>	91
6.2	<i>Resultados y su análisis</i>	92
7.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	97
7.1	<i>Estudios preliminares</i>	97
7.2	<i>Estudios de campo</i>	97
8.	RECONOCIMIENTO	101
9.	BIBLIOGRAFÍA	103
	APÉNDICE A. Obtención de la ecuación del modelo de Yao para flujo laminar en un tubo circular	109

APÉNDICE B.	Resultados de las pruebas de campo.	113
APÉNDICE C.	Operación del sedimentador de alta tasa	121
APÉNDICE D.	Resultados del análisis de la influencia del ángulo de inclinación en la remoción de turbidez	133
APÉNDICE E.	Diseño de sedimentadores secundarios	137

#### ABSTRACT

In this work, the performance of a high-rate settling tank operating with a secondary sewage effluent (activated sludge) was studied. The range of hydraulic load was from 27 to 108 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d.

It was found that the high-rate module improved the performance of the settling tank (detention time decreased from 3.5 to 6 times). Moreover, a more uniform distribution of the suspended solids was promoted in the clear water zone. However there were not significant differences due to type of module (square tubes or parallel plates) or its location within the tank. Results showed that the theoretical performance proposed by Yao cannot be applied to a secondary sewage effluent.

Also the optimal sedimentation angle was determined in laboratory condition.

The values obtained were: 45° for activated sludges, 42° for rotation biological contactor and 35° for trickling filter.

## RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue determinar las condiciones de operación de un sedimentador de alta tasa piloto.

La parte experimental se dividió en dos etapas: a) estudios preliminares y b) estudios de campo. En la primera, se analizó el comportamiento de los flóculos al pasar por el módulo de alta tasa. Las pruebas de campo se efectuaron en una planta de tratamiento de aguas residuales, usando lodos activados como material sedimentable. Se probó el funcionamiento del sedimentador bajo las siguientes condiciones: con módulo de tubos cuadrados, con módulo de placas paralelas (ambos en dos posiciones dentro del tanque), con módulo de tubos cuadrados más sulfato de aluminio -como coagulante- y sin módulo de alta tasa. La carga superficial empleada varió desde 27.3 hasta 108.0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d. La concentración promedio del licor mezclado fue de 666 mg/l.

Además, se llevaron a cabo ensayos para determinar el ángulo óptimo de sedimentación correspondiente a efluentes de lodos activados, sistema por biodisco y filtro percolador.

Con los resultados de los estudios preliminares se definió la trayectoria de los flóculos a través del sedimentador y del módulo de alta tasa. Las pruebas de campo mostraron que el módulo de alta tasa favorece la operación del sedimentador (el tiempo de retención disminuye hasta 3.5 veces); sin embargo, no se encontraron diferencias significativas debidas a la posición o tipo de módulo.

Las mejores condiciones de trabajo del sedimentador se obtuvieron con el módulo de tubos cuadrados y la adición de coagulante.

Finalmente, se determinó que el ángulo óptimo para los efluentes estudiados se encuentra entre 35 y 45°.

## NOMENCLATURA

- A : área transversal del tubo sedimentador ( $L^2$ )
- $A_1$  : área transversal total del tubo ( $L^2$ )
- $A_p$  : área transversal o proyectada de la partícula en ángulo recto con  $v_p$  ( $L^2$ )
- $CA_1$  : concentración de sulfato de aluminio alimentado ( $M.L^{-3}$ )
- $C_D$  : coeficiente de resistencia
- $C_i$  : concentración de sólidos suspendidos en el efluente ( $M.L^{-3}$ )
- $C_m$  : concentración de sólidos suspendidos en el punto de muestreo ( $M.L^{-3}$ )
- CS : carga superficial ( $L.T^{-1}$ )
- D : longitud del módulo de placas (L)
- d : diámetro de tubos o distancia entre placas (L)
- $d_p$  : diámetro de partículas (L)
- $F_b$  : fuerza de resistencia del fluido ( $M.L.T^{-2}$ )
- g : aceleración de la gravedad ( $L.T^{-2}$ )
- H : altura de la columna de sedimentación (L)
- IVL : índice volumétrico de lodos definido como el volumen de 1 g de sólidos ( $L^3 \cdot M^{-1}$ )
- $h_o$  : altura total de un sedimentador de alta tasa (L)
- K : constante de la ecuación de Yao
- l : longitud de la placa (L)
- $l_A$  : altura del módulo de placas paralelas (L)
- L : longitud relativa de la placa ( $L = l/d$ )
- L' : longitud relativa para la región de transición
- m : masa de la partícula (M)

- $M$  : concentración de sulfato de aluminio en el tanque ( $M.L^{-3}$ )  
 $Q_i$  : gasto de afluente ( $L^3 \cdot T^{-1}$ )  
 $Q_c$  : gasto de coagulante alimentado ( $L^3 \cdot T^{-1}$ )  
 $Q_p$  : gasto de purga ( $L^3 \cdot T^{-1}$ )
- 
- $R_e$  : número de Reynolds (adimensional)  
 $S$  : parámetro que caracteriza el funcionamiento de un sedimentador de alta tasa  
 $S_c$  : valor crítico de  $S$   
 $t$  : tiempo (T)  
 $\vec{u}$  : velocidad local del fluido en dirección X ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_o$  : velocidad promedio del fluido a través del sedimentador de alta tasa ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_a$  : velocidad ascendente en el fondo del tanque ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_b$  : velocidad ascendente en el área ocupada por el módulo ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_c$  : velocidad ascendente en la entrada de las placas ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_p$  : velocidad de la partícula ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_s$  : velocidad de sedimentación ( $L.T^{-1}$ )  
 $v_{s_c}$  : velocidad crítica de sedimentación ( $L.T^{-1}$ )  
 $v$  : volumen de partícula ( $L^3$ )  
 $V$  : volumen del sedimentador ( $L^3$ )  
 $y$  : profundidad relativa del sedimentador ( $Y=y/d$ )  
 $\alpha$  : ángulo de inclinación con respecto a la vertical  
 $\epsilon$  : velocidad de sedimentación crítica adimensional ( $= v_{s_c} / v_a$ )  
 $\eta$  : porcentaje de remoción de sólidos  
 $\theta$  : ángulo de inclinación con respecto a la horizontal  
 $\mu$  : viscosidad dinámica del fluido ( $M.L^{-1}.T^{-1}$ )  
 $\tau$  : tiempo de retención hidráulica (T)

$\nu$  : viscosidad cinemática del fluido ( $L^2.T^{-1}$ )

$\rho$  : densidad del fluido ( $M.L^{-3}$ )

$\rho$  : densidad de la partícula ( $M.L^{-3}$ )

## 1. INTRODUCCIÓN

En el proceso de la depuración de aguas residuales, se efectúa una operación unitaria de gran importancia: la sedimentación. Esta operación ha sido utilizada tradicionalmente para clarificar líquidos y concentrar sólidos, y se han llevado a cabo gran cantidad de investigaciones acerca de ella. En los últimos años, la sedimentación de alta tasa ha cobrado gran relevancia debido a su elevada capacidad de tratamiento de agua.

El presente estudio se realizó en un sedimentador de alta tasa piloto. Su principal objetivo fue determinar las condiciones óptimas de operación de este dispositivo al utilizarlo en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas. Otras metas del trabajo fueron: presentar los resultados de una investigación bibliográfica sobre el tema, así como evaluar la teoría de la sedimentación de alta tasa con datos obtenidos experimentalmente.

El proyecto se llevó a cabo en el Instituto de Ingeniería de la UNAM, bajo el patrocinio de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.

En el capítulo 3 se presenta la revisión bibliográfica acerca de la sedimentación -particularmente sobre la sedimentación de alta tasa- y se hace especial hincapié en las teorías que prevalecen; asimismo, se incluyen un estudio teórico hecho por Yao en 1970 y la optimación de los sedimentadores de alta tasa (Verhoff, 1979). El capítulo 4 abarca el desarrollo experimental del proyecto.

El capítulo 5 contiene la descripción de los métodos empleados, así como la explicación de los análisis efectuados y las condiciones de operación.

En el capítulo 6 se presentan los resultados y el análisis de los mismos; además, se examina la influencia del módulo y de la adición de coagulantes.

Por último, en el capítulo 7 se encuentra el estudio realizado para determinar el ángulo de inclinación óptimo en tres sistemas de tratamiento biológico: lodos activados, biodisco y filtro percolador.

## 2. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

### 2.1 Principios generales de la depuración de aguas residuales domésticas

La depuración de aguas residuales se lleva a cabo mediante: a) la separación y eliminación de las partículas en suspensión, y b) la supresión de las partículas en solución (donde una parte de estas se convierte en partículas en suspensión para ser removidas posteriormente). Los pasos anteriores se efectúan a través de las etapas de tratamiento siguientes: pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento y disposición de lodos, y ocasionalmente tratamiento terciario.

#### *Pretratamiento*

Tiene como objetivo separar los sólidos más grandes (arena, grava, etc), que pueden dañar las etapas posteriores del tratamiento, especialmente el equipo de bombeo. Se realiza mediante rejillas, tamices, desmenuzadores, desarenadores y separadores de grasas.

### *Tratamiento primario*

Es una separación física de sólido y líquido con el fin de retener la mayoría de las partículas suspendidas en el agua. Generalmente se efectúa por sedimentación, pero también se puede llevar a cabo por flotación.

Durante la sedimentación, se depositan todas las partículas que están en suspensión: las presentes en el agua cruda, las originadas por la acción de un reactivo químico añadido en el tratamiento (coagulación, eliminación de hierro, depuración química, etc) e incluso las que resultan de una floculación física ligada a una acción biológica (tratamiento de aguas residuales). Este tema será tratado ampliamente en el cap 4.

### *Tratamiento secundario*

Para efectuarlo se emplean procesos fisicoquímicos o biológicos. En estos últimos, por medio de microorganismos se consume la mayor parte de materia orgánica presente en las aguas residuales. Los procesos biológicos producen un crecimiento de la masa bacteriana o biomasa, la cual se comporta como material en suspensión y se separa del agua mediante un sedimentador secundario o clarificador.

### *Tratamiento terciario*

Es un tratamiento complementario que permite mejorar la calidad del efluente obtenido en el tratamiento secundario. Puede tener dos objetivos: a) disminución de los sólidos suspendidos y materia orgánica residual, y b) eliminación de algún parámetro específico que no es afectado por los tratamientos clásicos. Para la disminución de sólidos, se utilizan el microtamizado, filtración, adsorción con carbón activado, etc. Para lograr el segundo objetivo, se emplean la desnitrificación, desfosfatación, decoloración, remoción de compuestos orgánicos sintéticos y de virus, etc.

### *Tratamiento y disposición de lodos*

Los procesos de depuración -tanto biológicos como fisicoquímicos- generan lodos provenientes de las partículas en suspensión preexistentes, así como los producidos por la depuración misma. Estos lodos contienen gran cantidad de materia orgánica, son fermentables y pueden dañar los ecosistemas. Los medios clásicos de disposición y tratamiento son: digestión, acondicionamiento, deshidratación, incineración, elaboración de abono (*compost*), espesamiento, etc.

### 3. SEDIMENTACIÓN

#### 3.1 Teoría de la sedimentación

##### 3.1.1 Definiciones generales

La sedimentación es una operación unitaria de separación de sólido y líquido que se utiliza para remover sólidos suspendidos por asentamiento gravitacional. En la práctica, se emplean otros términos para denominar ciertos problemas particulares; por ejemplo:

- Clarificación: obtención de un líquido completamente, o casi completamente, libre de partículas sólidas.
- Espesamiento: obtención de un lodo con la mínima cantidad posible de líquido (la clarificación y el espesamiento ocurren simultáneamente; en la práctica, el término que se emplea es función del producto deseado).
- Clasificación: separación de una parte de los sólidos de una suspensión para obtener dos o más categorías de sólidos de densidad diferente.

Kynch (1952) propuso una teoría basada en la concentración y la tendencia a interactuar de las partículas; así, se pueden presentar cuatro tipos de sedimentación:

- a) Tipo I o de partículas discretas,
- b) Tipo II o de partículas flocculantes
- c) Tipo III o de partículas que se obstruyen
- d) Tipo IV o de partículas en compresión.

Los cuatro tipos pueden ocurrir simultáneamente en la práctica. A continuación se analiza cada uno de ellos.

### 3.1.2 Sedimentación tipo I

Es la sedimentación de partículas discretas y no flocculantes en una suspensión diluida.

Las partículas se despositan como unidades independientes y no presentan interacción. Ejemplos de este tipo son las sedimentaciones de arena y arcilla en los desarenadores.

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

La fuerza gravitacional que actúa sobre la partícula está dada por

$$F_g = (\rho_s - \rho) g \Psi \quad (1)$$

donde

- $\rho_s$  densidad de la partícula  
 $\rho$  densidad del fluido  
 $g$  aceleración debida a la gravedad  
 $\Psi$  volumen de la partícula

Por otro lado, la fuerza de resistencia por fricción (ley de Newton) es

$$F_D = C_D A_p \frac{\rho v_p^2}{2} \quad (2)$$

donde

- $C_D$  coeficiente de resistencia  
 $A_p$  área transversal o proyectada de la partícula en ángulo recto con  $v_p$   
 $v_p$  velocidad de la partícula

Al igualar las ecs 1 y 2, se obtiene la velocidad de caída de la partícula; o sea, la velocidad de sedimentación,  $v_s$

$$v_p = v_s = \sqrt{\frac{2g (\rho_s - \rho) \Psi}{C_D \rho A_p}} \quad (3)$$

Para esferas de diámetro  $d_p$  y volumen  $\Psi$ ,  $v_s$  está dado por

$$v_s = \sqrt{\frac{4g (\rho_s - \rho)}{3C_D \rho} d_p} \quad (4)$$

El valor numérico del coeficiente de resistencia depende del régimen de flujo en el que se encuentre la partícula. Dicho valor se puede obtener a partir de la fig 1.

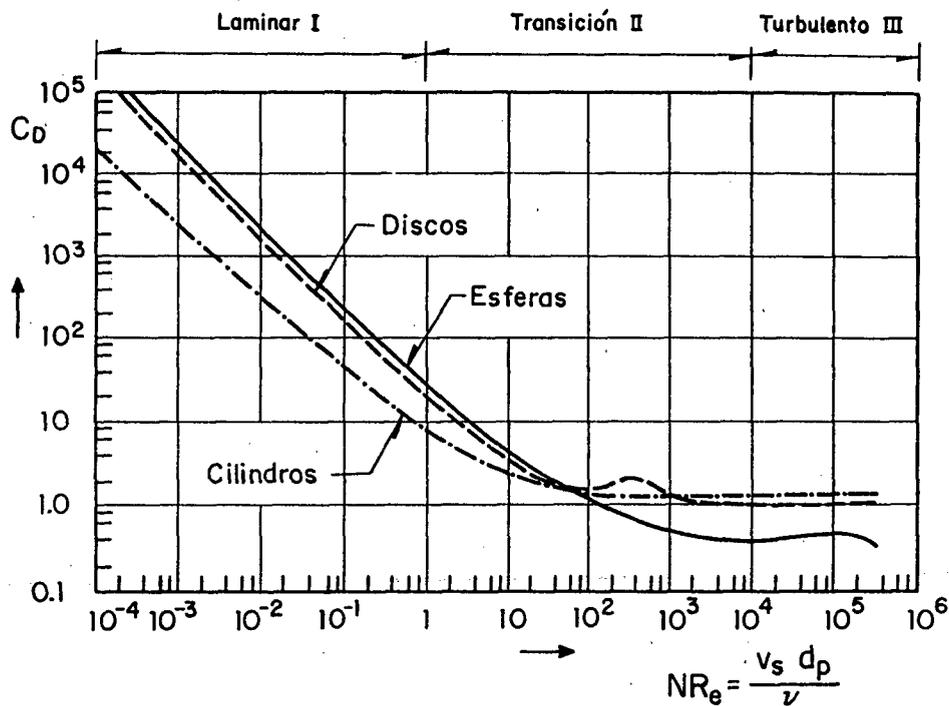


Fig 1. Coeficientes de resistencia,  $C_D$  (Reynolds, 1982)

Para condiciones de flujo laminar, Stokes encontró que la fuerza de resistencia está dada por

$$F_D = 3 \pi \mu d_p v_s \quad (5)$$

donde  $\mu$  es la viscosidad dinámica del fluido.

En estas condiciones,  $v_s$  se obtiene de las ecs 5 y 1

$$v_s = \frac{g (\rho_s - \rho) \Psi}{3 \pi d_o \mu} \quad (6)$$

En la Tabla 1 se presentan las ecuaciones para calcular la velocidad de sedimentación de partículas esféricas libres.

TABLA 1. ECUACIONES PARA EL CÁLCULO DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS ESFÉRICAS LIBRES

RÉGIMEN	$N_{Re}$	$C_D$	$v_s$	USOS
Laminar	<1	$\frac{24}{N_{Re}} = \frac{24v}{v_s d}$	$\sqrt{\frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho) d^2}$	Suspensiones diluidas en potabilización y tratamiento de aguas
Transitorio	$1 < N_{Re} < 10^4$	$\frac{24}{N_{Re}} + \frac{3}{\sqrt{N_{Re}}} + 0.34$	$\sqrt{\frac{4g (\rho_s - \rho)}{3C_D} \left(\frac{s}{\rho}\right) d}$	
Turbulento	$>10^4$	0.4	$3.3 g \left(\frac{s}{\rho}\right) d$	Cálculo de desarenadores

### 3.1.3 Sedimentación tipo II

Es la sedimentación de partículas floculantes en una suspensión diluida. Las partículas floculan durante la sedimentación, incrementando su tamaño y velocidad. Ejemplos de este tipo se presentan en los sedimentadores primarios, así como en la sedimentación de aguas coaguladas químicamente.

Para evaluar las características de sedimentación de una suspensión floculante, se llevan a cabo pruebas en columnas (fig 2). La columna debe tener un diámetro superior a 15 cm para minimizar los efectos de pared, y su altura debe ser mayor o igual que la del sedimentador propuesto. Durante los ensayos se toman muestras a diferentes alturas e intervalos de tiempo; posteriormente, se calcula el porcentaje de remoción de sólidos,  $\eta$ , y se traza en un diagrama altura-tiempo (fig 3).

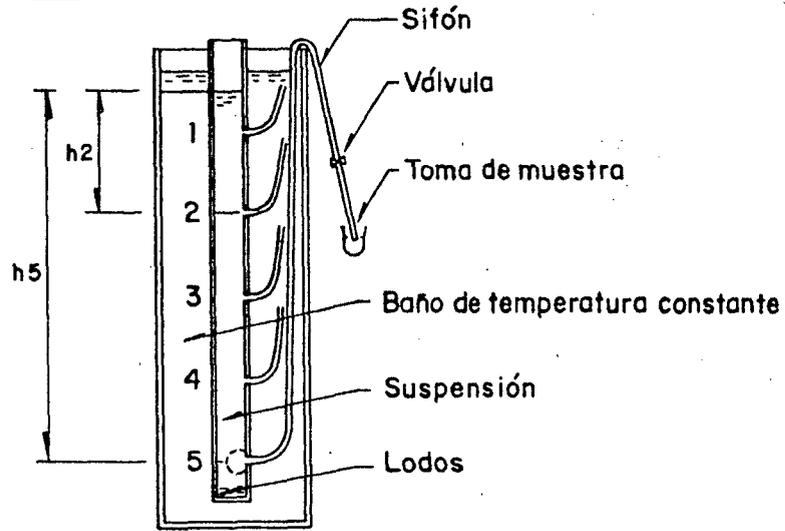


Fig 2. Columna de sedimentación

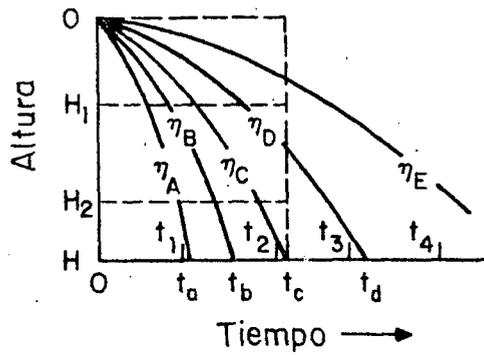


Fig 3. Diagrama para la sedimentación tipo II

La velocidad de sedimentación,  $v_s$ , para un porcentaje de remoción de sólidos  $\eta_A$  se determina a partir de

$$v_s = H/t_A \quad (7)$$

donde

H altura de la columna

$t_A$  intersección de la curva A con el eje X.

#### 3.1.4 Sedimentación tipo III

Es la sedimentación de partículas de una concentración intermedia. También se denomina zona de sedimentación obstruida. En este caso, la proximidad entre las partículas hace que las fuerzas de cohesión obstaculicen la sedimentación; así, cada partícula permanece en una posición fija relativa a las otras y todas se sedimentan a una velocidad constante. Físicamente se distingue una interfase sólido-líquido entre la masa de partículas y el líquido clarificado. Un ejemplo de este tipo se presenta en un clarificador secundario para el proceso de lodos activados con concentraciones de 3 000 a 6 000 mg/l (Metcalf y Eddy, 1979).

#### 3.1.5 Sedimentación tipo IV

En este caso, la concentración de las partículas es tan alta que estas se tocan entre sí y la sedimentación ocurre por compresión o compactación de la masa. Un ejemplo de este tipo ocurre en el fondo de los clarificadores usados en el proceso por lodos activados para tratamiento de aguas residuales. Tanto las partículas floculantes como las discretas se pueden sedimentar por compresión; sin embargo, este procedimiento es más común en las primeras.

Para observar los cuatro tipos de sedimentación mencionados, se coloca en una probeta de vidrio una suspensión (por ejemplo, lodos activados). Al cabo de cierto tiempo, aparece una interfase provocada por la separación de líquido y sólido; después de medir la evolución de su altura, se construye un diagrama como el de la fig 4.

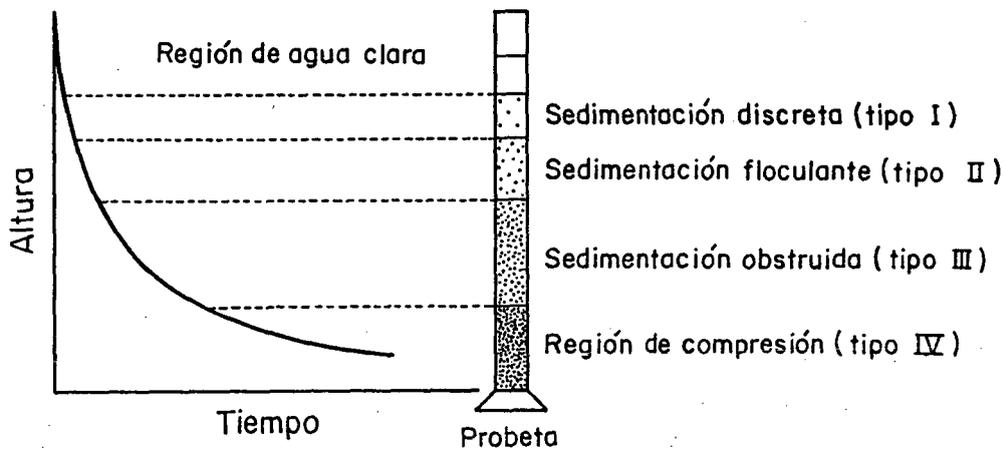


Fig 4. Curva típica de sedimentación

### 3.2 Sedimentación de alta tasa

Este término se utiliza para designar los sedimentadores poco profundos, en los cuales se disminuye el tiempo de retención a causa de una reducción de la distancia necesaria para que la partícula floculada caiga al fondo, así como de un incremento del área de sedimentación. Las eficiencias de remoción obtenidas son iguales o mejores que las correspondientes a un sedimentador convencional, en el cual el tiempo de retención es hasta cuatro veces mayor.

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

a la vez que la extracción y recolección de lodos requeridas (fig 5).

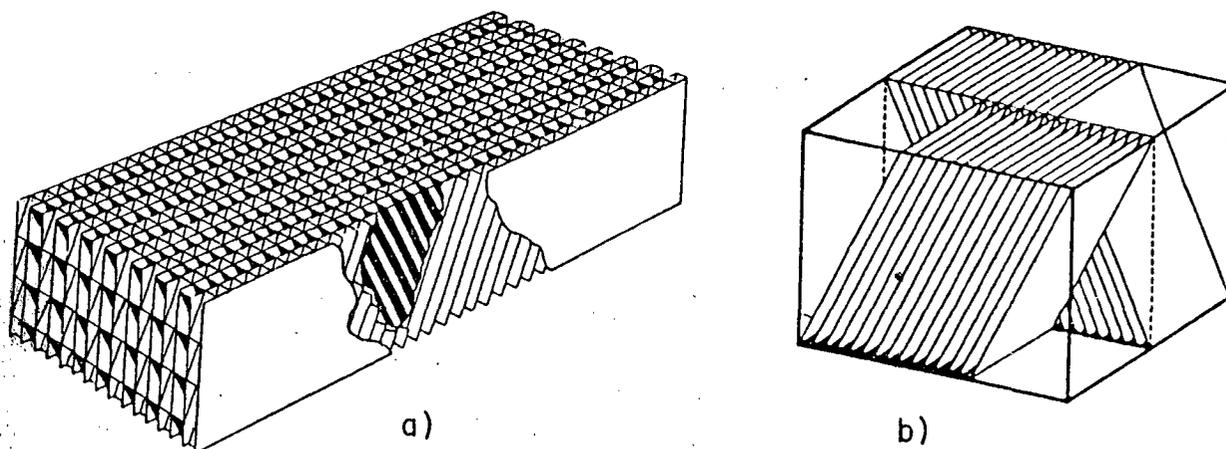


Fig 5. Módulos de alta tasa:  
 a) módulo de tubos cuadrados  
 b) módulo de placas inclinadas

### 3.2.1 Fundamentos

En 1904, Hazen demostró que la cantidad de sedimentos removidos en un sedimentador es independiente de la profundidad del tanque; además, propuso que se introdujeran placas en este para mejorar la capacidad de sedimentación. Camp (1945) exploró estos planteamientos e introdujo el concepto de sedimentador ideal: en el modelo correspondiente, las partículas son discretas, se desplazan en línea recta (fig 6) y todas tienen la misma velocidad de sedimentación.

Todas las partículas que tengan velocidades de sedimentación,  $v_s$ , mayores que la velocidad crítica de sedimentación,  $v_{sc}$ , caerán a través de la profundidad total  $h_0$  y serán removidas.

Según se observa en la fig 6, las partículas con  $v_s$  menor que  $v_{sc}$  se eliminarán al colocar placas a intervalos  $h$ . También se deduce que el tamaño

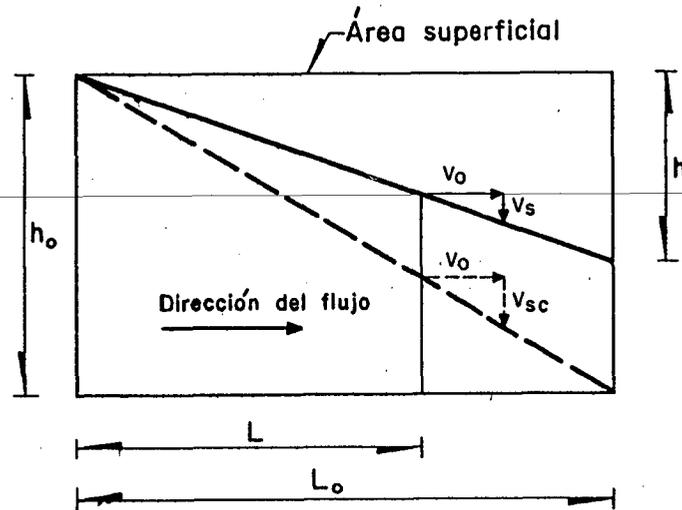


Fig 6. Trayectoria idealizada para partículas discretas (modelo de Camp)

del tanque requerido para remover un porcentaje dado de sedimentos decrecerá si se reduce el intervalo  $h$ . De acuerdo con Camp, la carga superficial -expresada en gasto volumétrico por unidad de área de tanque- representa la velocidad crítica de sedimentación de las partículas suspendidas. En teoría, las partículas cuya velocidad de sedimentación es mayor que este valor crítico o igual a él se sedimentan completamente en el tanque.

En la práctica, conviene mantener un régimen laminar para evitar que se arrastren los sedimentos. Por tanto, la distribución de velocidades en los sedimentadores de alta tasa no corresponde a la supuesta en el modelo de Camp. La presencia de un flujo laminar provoca que la trayectoria de las partículas no sea recta; como consecuencia, la carga superficial no corresponde a la velocidad crítica de sedimentación. Con base en estos hechos, Yao (1970) formuló una relación para calcular los parámetros de diseño de los sedimentadores de alta tasa.

### 3.2.2 Modelo de Yao

#### 3.2.2.1 Ecuación general

Yao desarrolló la ecuación general a partir de la relación que proporciona la velocidad de sedimentación para flujo laminar y partículas discretas (ec 6). Así,

$$\vec{v}_p - \vec{U} = \frac{(\rho_p - \rho) \nabla g}{3 \pi \mu d_p} = \vec{v}_s \quad (8)$$

donde

- $\vec{v}_p$  velocidad de la partícula
- $\vec{U}$  velocidad local del fluido
- $\rho_p$  y  $\rho$  densidades de la partícula y el fluido
- $\mu$  viscosidad dinámica del fluido
- $\nabla$  volumen de la partícula
- $g$  aceleración gravitacional
- $d_p$  diámetro de partículas
- $\vec{v}_s$  velocidad de sedimentación de la partícula (con dirección vertical hacia abajo).

La fig 7 representa el sistema de coordenadas utilizado: el eje X es paralelo a la dirección del flujo; el eje Y es normal al flujo, y  $\theta$  es el ángulo de inclinación entre el eje X y la horizontal.

En los ejes cartesianos, los componentes de la ec 8 son

$$v_{px} = u - v_s \sin \theta \quad (9)$$

$$v_{py} = -v_s \cos \theta \quad (10)$$

Por definición,

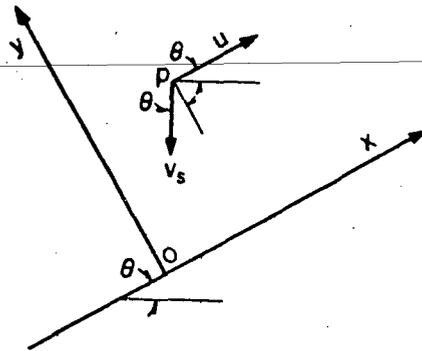


Fig 7. Sistema de coordenadas

$$v_{px} = \frac{dx}{dt} \quad (11)$$

$$v_{py} = \frac{dy}{dt} \quad (12)$$

Al combinar las ecs 9, 10, 11 y 12, se obtiene

$$\frac{dy}{dx} = \frac{-v_s \cos \theta}{u - v_s \sin \theta} \quad (13)$$

que es la ecuación diferencial de la trayectoria de una partícula afectada por la resistencia del fluido y la sedimentación. Al integrar la ec 13, resulta

$$\int u dy - v_s y \sin \theta + v_s x \cos \theta = C_0 \quad (14)$$

donde  $C_0$  es la constante de integración.

Dividiendo la ec 14 entre la velocidad media del fluido,  $v_o$ , la profundidad del fluido normal a su dirección,  $d$ , se obtiene

$$\int \frac{u}{v_o} dY - \frac{v_s}{v_o} Y \operatorname{sen} \theta + \frac{v_s}{v_o} X \operatorname{cos} \theta = C_1 \quad (15)$$

donde  $Y = y/d$   $X = x/d$

$C_1$  y  $\int u/v_o dY$  se evalúan para una trayectoria y un sedimentador de alta tasa particulares.

### 3.2.2.2 Sedimentadores con tubos circulares

En la fig 8 se muestra un sistema de sedimentación de alta tasa con tubos circulares: el eje X coincide con el fondo del tubo;  $d$  y  $l$  son, respectivamente, el diámetro y la longitud del sedimentador.

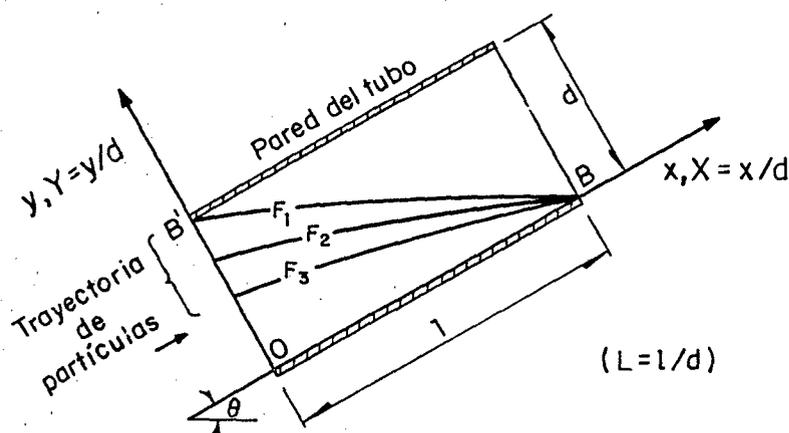


Fig 8. Sistema de coordenadas para un sedimentador de alta tasa tubular

$$\frac{u}{v_0} = 8 \left( Y - Y^2 \right) \quad (16)$$

El desarrollo de esta ecuación se comenta en el Apéndice A.

Al sustituir al ec 16 en la 15 e integrar, se obtiene

$$8 \left( \frac{Y^2}{2} - \frac{Y^3}{3} \right) - \frac{v_s}{v_0} Y \operatorname{sen} \theta + \frac{v_s}{v_0} X \operatorname{cos} \theta = C_1 \quad (17)$$

La ec 17 representa la trayectoria de partículas suspendidas en un tubo circular con flujo laminar. Se puede evaluar la constante  $C_1$  si se conocen las coordenadas de cualquier punto en una trayectoria dada.

Según se observa en la fig 8, el conjunto de trayectorias  $F_1$ ,  $F_2$  y  $F_3$  llega al punto B situado (en la orilla final del tubo) cuyas coordenadas son

$$X = L \quad y \quad Y = 0 \quad (18)$$

donde  $L$  es la longitud relativa del sedimentador  $1/d$

Al sustituir las condiciones 18 en la ec 17, se establece que

$$C_1 = \frac{v_s}{v_0} L \operatorname{cos} \theta \quad (19)$$

Combinando las ecs 19 y 17,

$$8 \left( \frac{Y^2}{2} - \frac{Y^3}{3} \right) - \frac{v_s}{v_o} Y \sin \theta + \frac{v_s}{v_o} (X - L) \cos \theta = 0 \quad (20)$$

El diagrama de la fig 8 indica que existe una trayectoria límite, la cual empieza en B' y define la velocidad crítica de sedimentación,  $v_{sc}$ ; al usar las coordenadas de B',

$$X = 0 \quad , \quad Y = 1 \quad (21)$$

Sustituyendo en la ec 20, se obtiene

$$\frac{v_{sc}}{v_o} (\sin \theta + L \cos \theta) = \frac{4}{3} \quad (22)$$

La ec 22 indica que el funcionamiento de un sistema de sedimentación de alta tasa se puede caracterizar por el parámetro S, definido como

$$S = \frac{v_s}{v_o} (\sin \theta + L \cos \theta) \quad (23)$$

El valor crítico de S -denominado  $S_c$  - para tubos circulares es 4/3. En teoría, cualquier partícula suspendida en tal sistema con un valor de S igual a 4/3 o mayor será removida completamente.

### 3.2.2.3 Otros tipos de sedimentadores

A fin de establecer una comparación, se presentan los valores de  $S_c$  (obtenidos con un procedimiento similar al utilizado en el caso de los tubos circulares) para diferentes geometrías.

a) Flujo entre placas paralelas (Streeter, 1962)

$$\frac{u}{v_0} = 6 (Y - Y^2) \quad (24)$$

$$S_c = 1 \quad (25)$$

b) Tubos cuadrados (Rouse, 1959)

$$\frac{u}{v_0} = \frac{-\frac{1}{8} - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{2}{n^3 \pi^3} (\cos n\pi - 1) \operatorname{sen} \frac{n\pi}{2} \left( \cosh n\pi Y - \frac{\cosh n\pi - 1}{\operatorname{senh} n\pi} \operatorname{senh} n\pi Y \right)}{-\frac{1}{12} + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{2}{n^5 \pi^5} (\cos n\pi - 1)^2 \left( \operatorname{senh} n\pi - \frac{(\cosh n\pi - 1)^2}{\operatorname{senh} n\pi} \right)} \quad (26)$$

$$S_c = 11/8 \quad (27)$$

c) Flujo uniforme (sedimentador ideal)

$$\frac{u}{v_0} = 1 \quad (28)$$

$$S_c = 1 \quad (29)$$

Es importante mencionar que valores iguales de  $S_c$  no significan comportamientos idénticos del sistema, ya que la trayectoria de las partículas varía. Esto se puede observar en la fig 9.

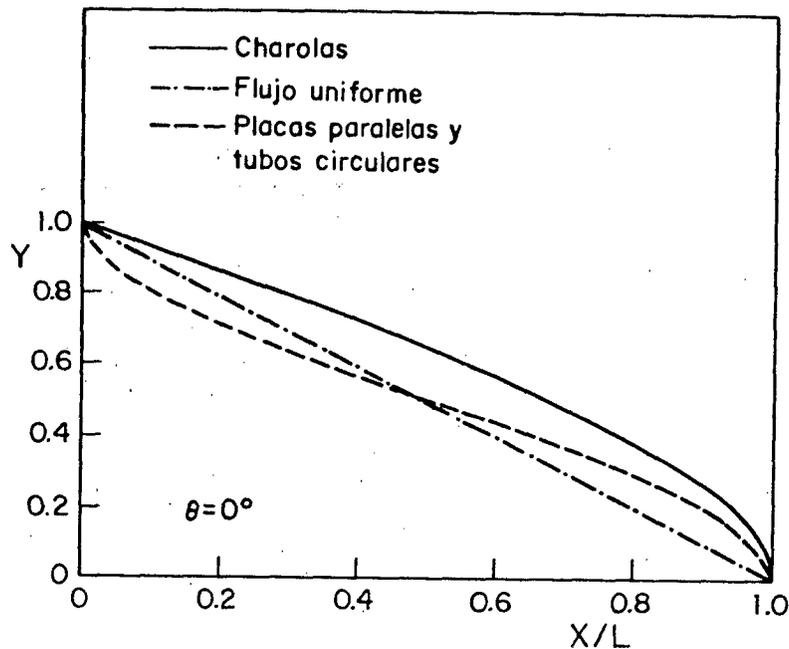


Fig 9. Trayectoria de las partículas en diferentes tipos de sedimentadores

### 3.2.3 Parámetros de diseño

Usualmente, el diseño de sedimentadores para potabilización y tratamiento de aguas residuales se basa en el concepto de carga superficial. Dicho concepto se puede adaptar para sistemas de sedimentación de alta tasa, ya que es factible determinar la velocidad de sedimentación crítica a partir del valor de  $S_c$ . Yao (1970) propone la siguiente ecuación para calcular la carga superficial

$$\text{Carga superficial } (\approx v_{sc}) = K v_o \quad (30)$$

donde

$$K = \frac{S_c}{\text{sen } \theta + L \text{ cos } \theta} \quad (31)$$

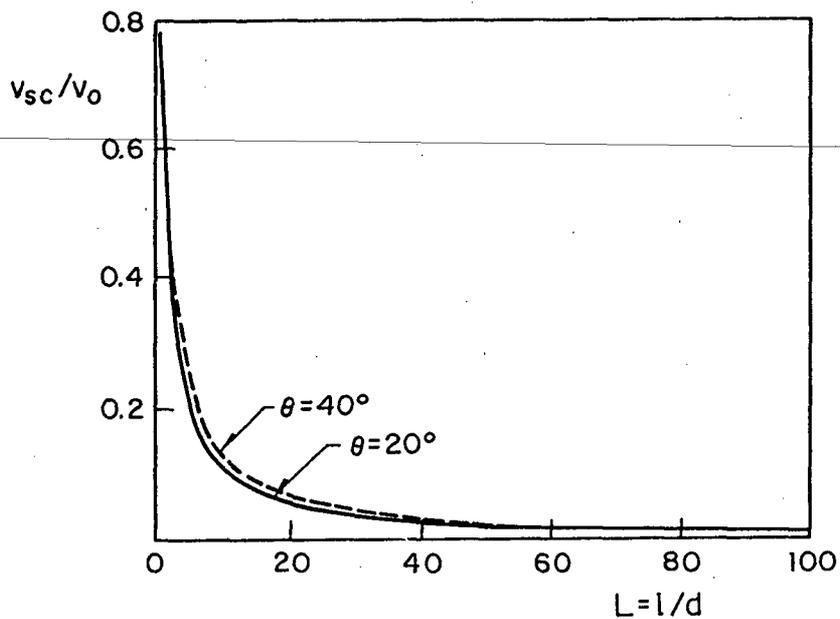


Fig 10. Influencia de la longitud relativa,  $L$ , en el funcionamiento del sedimentador con placas paralelas a  $20$  y  $40^\circ$  de inclinación (Yao, 1970)

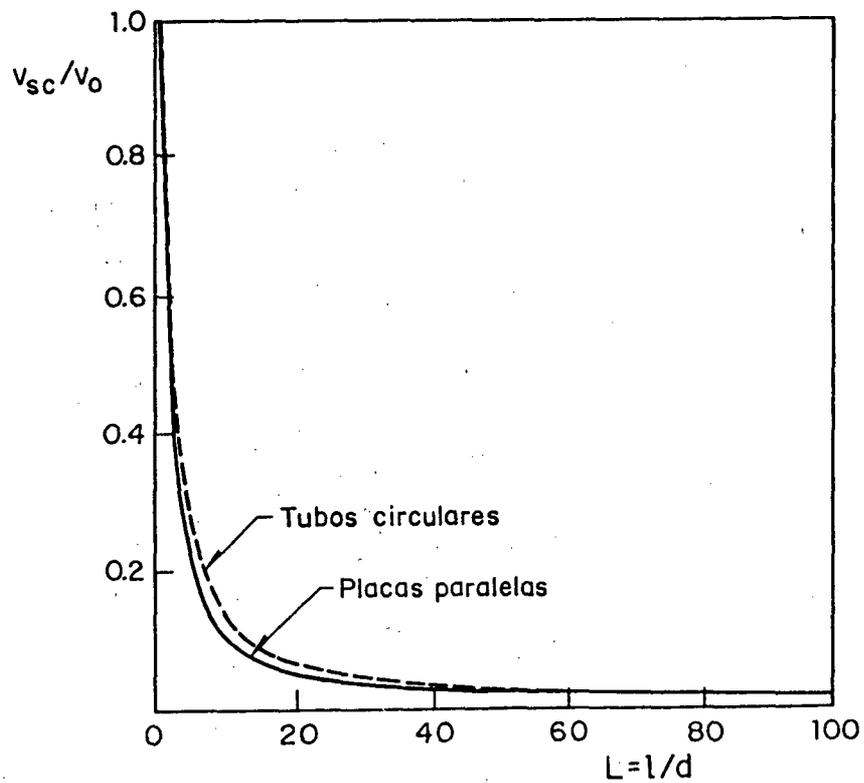


Fig 11. Influencia de la longitud relativa,  $L$ , en el funcionamiento de dos tipos de módulo con  $\theta = 0^\circ$  (Yao, 1970)

La ec 30 permite diseñar un sistema de alta tasa mediante la selección de una velocidad de sedimentación apropiada (carga superficial).

### 3.2.3.1 Influencia de la longitud relativa en el funcionamiento del sedimentador

La velocidad crítica de sedimentación para determinado sistema de alta tasa se puede expresar como

$$\frac{v_{sc}}{v_o} = \frac{S_c}{\text{sen } \theta + L \text{ cos } \theta} \quad (32)$$

Según se observa en las figs 10 y 11, cuando  $v_o$  tiene un valor fijo,  $v_{sc}$  decrece rápidamente al aumentar la longitud relativa,  $L$ ; esto indica que las partículas suspendidas con velocidad de sedimentación muy pequeña, sólo serán removidas si se incrementa  $L$ . Además,  $v_{sc}$  decrece considerablemente después de que  $L$  llega a 20, y es despreciable para valores de  $L$  mayores de 40; por tanto, se recomienda mantener el valor de  $L$  alrededor de 20.

### 3.2.3.2 Influencia del ángulo de inclinación en el funcionamiento del sedimentador

Al diferenciar la ec 32 con respecto a  $\theta$  e igualar a cero, se obtiene

$$\theta = \tan^{-1} \frac{1}{L} \quad (33)$$

La segunda derivada de la ec 32 con respecto a  $\theta$  es

$$\frac{d^2 v_{sc} / v_o}{d\theta^2} = \frac{2S_c (\cos \theta - L \text{ sen } \theta)^2}{(\text{sen } \theta + L \text{ cos } \theta)^3} + \frac{S_c}{(\text{sen } \theta + L \text{ cos } \theta)} \quad (34)$$

Puesto que el ángulo de inclinación,  $\theta$ , no puede ser mayor de  $90^\circ$ , el segundo término de la ec 34 resulta siempre positivo; por tanto, la relación expresada en la ec 33 da un valor mínimo para  $v_{sc}$ .

La fig 12 representa el comportamiento del sedimentador (para cualquier tipo de geometría) en función de  $\theta$ . Se puede notar que la eficiencia disminuye rápidamente después de que  $\theta$  rebasa  $40^\circ$ . Por otra parte, Culp *et al* (1968), al trabajar con un sedimentador de tubos circulares, encontraron que con una inclinación de  $40$  a  $60^\circ$  se presenta la autolimpieza de los tubos; dicho fenómeno no ocurre cuando los ángulos de inclinación son menores, y esto ocasiona obstrucciones en el sistema.

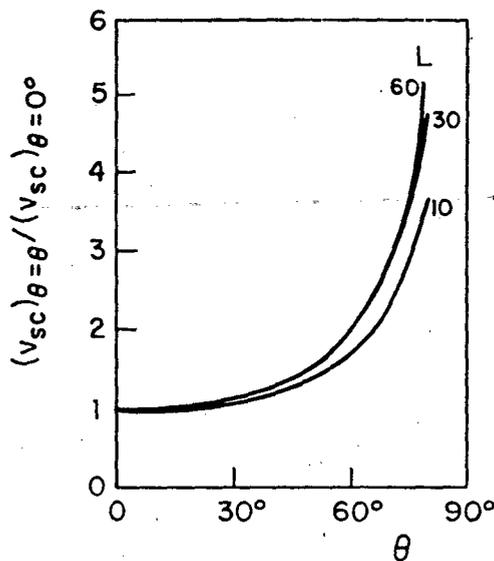


Fig 12. Efecto del ángulo de inclinación,  $\theta$ , en la eficiencia de remoción (Yao, 1970)

### 3.2.3.3 Eficiencia de remoción

En un sistema de sedimentación de alta tasa con partículas suspendidas que tienen valores de  $S$  menores que el valor crítico  $S_c$ , solamente se remueve una fracción de sólidos. Esto se conoce como eficiencia de remoción.

La fig 13 muestra un sistema de placas paralelas utilizadas como dispositivo de sedimentación. Se supone que todas las partículas suspendidas tienen la misma velocidad de sedimentación y  $S < S_c$ .

Para analizar la eficiencia de remoción,  $\eta$ , se considerará la trayectoria de la partícula J (fig 13), la cual inicia su recorrido en  $E_0$  (a la entrada del sistema) y lo termina en  $E_2$  (al final del dispositivo);  $q_1$  es la porción del flujo total,  $Q$ , que se encuentra bajo  $E_0$ , y  $q_2$  es la porción remanente. Las partículas suspendidas en  $q_1$  serán removidas completamente en el sedimentador, ya que sus trayectorias terminan entre  $E_1$  y  $E_2$ ; sin embargo, las partículas suspendidas en  $q_2$  permanecerán en el flujo. La eficiencia de remoción es

$$\eta = \frac{\int_0^y u \, dy}{v_o d} = \int_0^y \frac{u}{v_o} \, dY \quad (35)$$

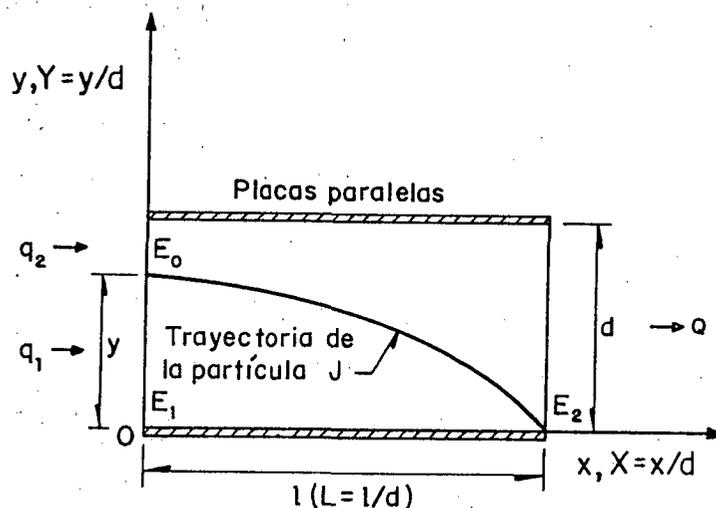


Fig 13. Esquema para estudiar la eficiencia de remoción en placas paralelas

Al combinar la ec 24 con la 35 e integrar, se obtiene

$$\eta = 3 Y^2 - 2 Y^3 \quad (36)$$

Sustituyendo en la ec 15 las siguientes condiciones de frontera para la trayectoria J (figura 13),

$$X = 0 \quad , \quad Y = y \quad (37)$$

$$X = L \quad , \quad Y = 0 \quad (38)$$

resulta

$$3 Y^2 - 2 Y^3 = \frac{v_s}{v_o} L \quad (39)$$

Por tanto, para placas paralelas horizontales

$$\eta = \frac{v_s}{v_o} L = S \quad (40)$$

La ec 40 indica que la fracción removida es igual al valor de S de la partícula suspendida.

Para tubos circulares horizontales, el valor de la eficiencia de remoción se calcula mediante la relación

$$\eta = \frac{\int_0^A u \, dA}{v_o A_1} = \int_0^{\bar{A}} \frac{u}{v_o} \, d\bar{A} \quad (41)$$

donde

A área transversal del tubo sedimentador (es proporcional a Y, altura de la entrada de la partícula límite cuya eficiencia de remoción será determinada)

$A_1$  área transversal total del tubo

$\bar{A}$  está dada por la relación  $A/A_1$ .

Yao (1970) incluye el resultado de la ec 41

$$\eta = 1 + \frac{2}{\pi} (2\alpha^3\beta - \alpha\beta - \text{sen}^{-1} \beta) \quad (42)$$

donde

$$\alpha = (3/4 S)^{1/3}$$

$$\beta = \sqrt{1 - \alpha^2}$$

$$S = \frac{v_s}{v_o} L \text{ (puesto que } \theta = 0^\circ)$$

En la fig 14, se representan gráficamente las ecs 40 y 42: según se observa, los sedimentadores con tubos circulares tienen -teóricamente- mayor eficiencia de remoción que los construidos con placas paralelas en el caso de partículas suspendidas pequeñas y ligeras; sin embargo, la diferencia entre ambos valores de  $\eta$  no es muy importante.

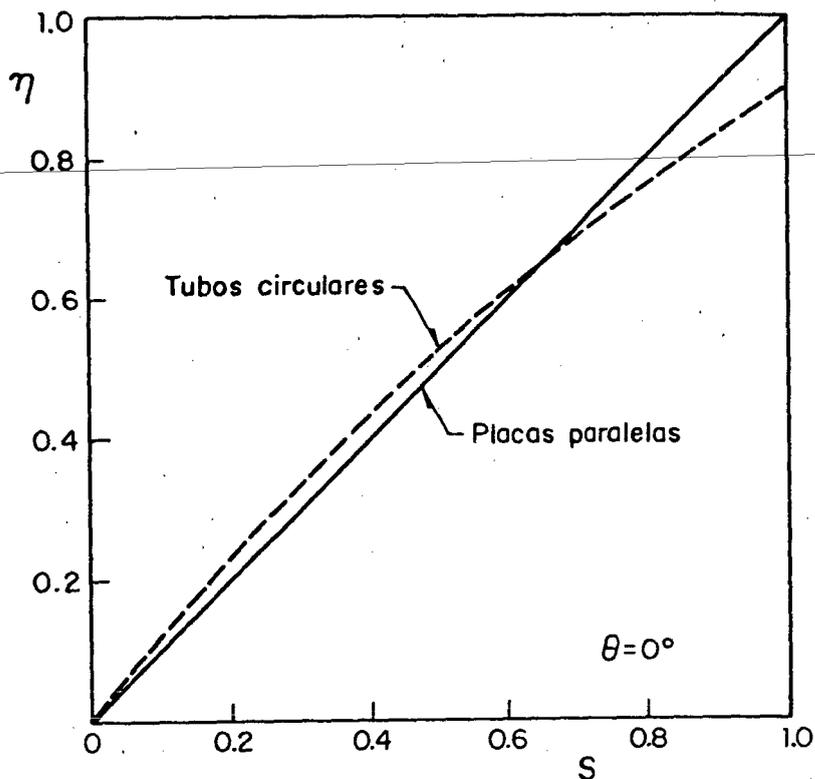


Fig 14. Eficiencia de remoción en función del valor de  $S$  para  $\theta = 0^\circ$  (Yao, 1970)

#### 3.2.3.4 Establecimiento del flujo laminar

En la discusión anterior, se supuso que el flujo era laminar en todo el sedimentador; sin embargo, en la práctica generalmente existe una región de transición a la entrada del sedimentador. Para un tubo circular en esta zona, la longitud relativa,  $L'$ , se puede estimar con la siguiente ecuación

$$L' = 0.058 \frac{v_o d}{\nu} \quad (43)$$

donde  $\nu$  es la viscosidad cinemática del fluido.

En el Apéndice E se presenta un ejemplo donde se utilizan los conceptos mencionados.

### 3.2.4 Optimización del diseño de sedimentadores de alta tasa

En 1979, Verhoff desarrolló las ecuaciones para optimar el diseño de sedimentadores de alta tasa con placas paralelas, colocados en tanques cilíndricos y rectangulares, a partir de las siguientes condiciones:

- a) El flujo del fluido es laminar y unidimensional
- b) No ocurre agregación de las partículas
- c) La velocidad de sedimentación permanece constante
- d) No se incluyen los efectos de entrada de tubo
- e) La concentración de los sólidos suspendidos es pequeña; por tanto, se pueden despreciar los efectos de pared.

De acuerdo con lo anterior y si se considera  $\alpha$  como el ángulo de inclinación de la placa con respecto a la vertical ( $\theta = 90^\circ - \alpha$ ), la ec 33 se transforma en

$$\frac{v_{sc}}{v_o} = \frac{l}{\cos \alpha + \left(\frac{1}{d}\right) \sin \alpha} \quad (44)$$

donde

- l longitud de la placa
- d separación entre cada placa.

Los parámetros de diseño susceptibles de optimación son: la distancia entre cada placa,  $d$ ; la longitud de la placa,  $l$ ; el ángulo de inclinación,  $\alpha$ , y la velocidad promedio entre placas,  $v_o$ .

El ángulo óptimo está dado por la ec 35, la cual también se puede escribir como

$$\tan \alpha = \frac{l}{d} \quad (45)$$

Al colocar un módulo de alta tasa dentro de un tanque circular o rectangular, la velocidad promedio ( $v_o$ ) depende del ángulo de inclinación y la longitud de las placas (ec 43). A continuación se presenta el procedimiento para calcular dicha velocidad.

### 3.2.4.1 Tanques cilíndricos

En la fig 15 se muestran las dimensiones principales para diseñar un módulo de placas paralelas que se insertará en un tanque circular. Las condiciones geométricas son independientes de la posición del tanque -horizontal o vertical- y la dirección -ascendente o descendente- del flujo.

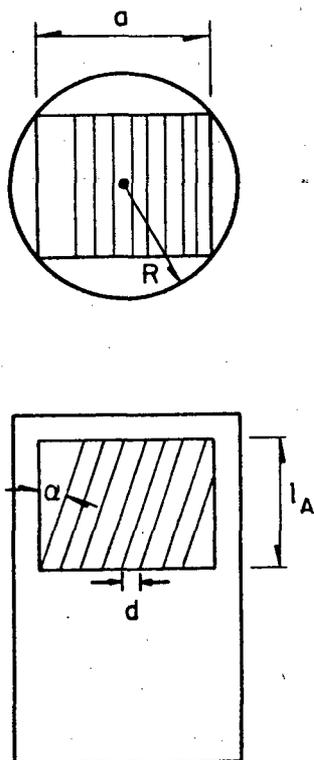


Fig 15. Sedimentador de placas paralelas dentro de un tanque cilíndrico

La velocidad ascendente en el área rectangular ocupada por el módulo,  $v_b$ , se relaciona con la velocidad ascendente en el fondo del tanque circular,  $v_a$ , por medio de la ecuación

$$v_b = \left( \frac{\pi R^2}{a(4R^2 - a^2)^{1/2}} \right) v_a \quad (46)$$

La velocidad ascendente del flujo que penetra por el área libre entre placa y placa,  $v_c$ , se relaciona con  $v_b$  mediante la expresión

$$v_c = \left( \frac{a}{a - \ell_A \tan \alpha} \right) v_b \quad (47)$$

donde  $\ell_A$  es la altura del módulo de placas paralelas.

Finalmente, la velocidad promedio paralela a las placas,  $v_o$ , se relaciona con  $v_c$  por medio de la fórmula

$$v_o = \frac{v_c}{\cos \alpha} \quad (48)$$

Al combinar las ecs 46, 47 y 48, se obtiene la relación entre la velocidad ascendente en el fondo del tanque circular y la velocidad promedio paralela a las placas

$$v_o = \frac{\pi v_a}{\left( 4 - \left( \frac{a}{R} \right)^2 \right)^{1/2} \left( \frac{a}{R} - \frac{\ell_A}{R} \tan \alpha \right) \cos \alpha} \quad (49)$$

A partir de la ec 48, se puede determinar la dependencia de la velocidad crítica de sedimentación respecto a otros parámetros. Este hecho matemático se representa combinando las ecs 44 y 49

$$\frac{\ell_A}{\cos \alpha} = \frac{\pi v_a d}{v_{sc} \left(4 - \left(\frac{a}{R}\right)^2\right)^{1/2} \left(\frac{a}{R} - \frac{\ell_A}{R} \tan \alpha\right) \cos \alpha \operatorname{sen} \alpha \tan \alpha} d \quad (50)$$

Si se definen las siguientes variables adimensionales

$$\beta = \frac{a}{R} ; \quad \delta = \frac{d}{R} ; \quad \gamma = \frac{\ell_A}{R} \quad (51)$$

y se sustituyen en la ec 50, resulta

$$\varepsilon = \frac{v_{sc}}{v_a} = \frac{\pi \delta}{(4 - \beta^2)^{1/2} (\beta - \gamma \tan \alpha) (\gamma \operatorname{sen} \alpha + \delta \cos^2 \alpha)} \quad (52)$$

La variable  $\varepsilon$  es proporcional a la cantidad de partículas suspendidas; la minimización de  $\varepsilon$  requerida para optimar el diseño se obtiene al derivar respecto a  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$ .

$$\frac{d\varepsilon}{d\beta} = 0 \quad \text{implica:} \quad 2\beta^2 - (\beta\gamma \cdot \tan \alpha) - 4 = 0 \quad (53)$$

$$\frac{d\varepsilon}{d\gamma} = 0 \quad \text{implica:} \quad \beta \operatorname{sen} \alpha - \delta \operatorname{sen} \alpha \cos \alpha - \frac{2\gamma \operatorname{sen}^2 \alpha}{\cos \alpha} = 0 \quad (54)$$

$$\begin{aligned} \frac{d\varepsilon}{d\alpha} = 0 \quad \text{implica:} \quad & \beta\gamma \cos \alpha - 2\beta \delta \cos \alpha \operatorname{sen} \alpha - \gamma^2 \operatorname{sen} \alpha + \\ & + 2\gamma \delta \operatorname{sen}^2 \alpha - \gamma^2 \tan \alpha - \gamma\delta = 0 \quad (55) \end{aligned}$$

Verhoff (1979) desarrolló gráficamente la solución de las ecs 53, 54 y 55

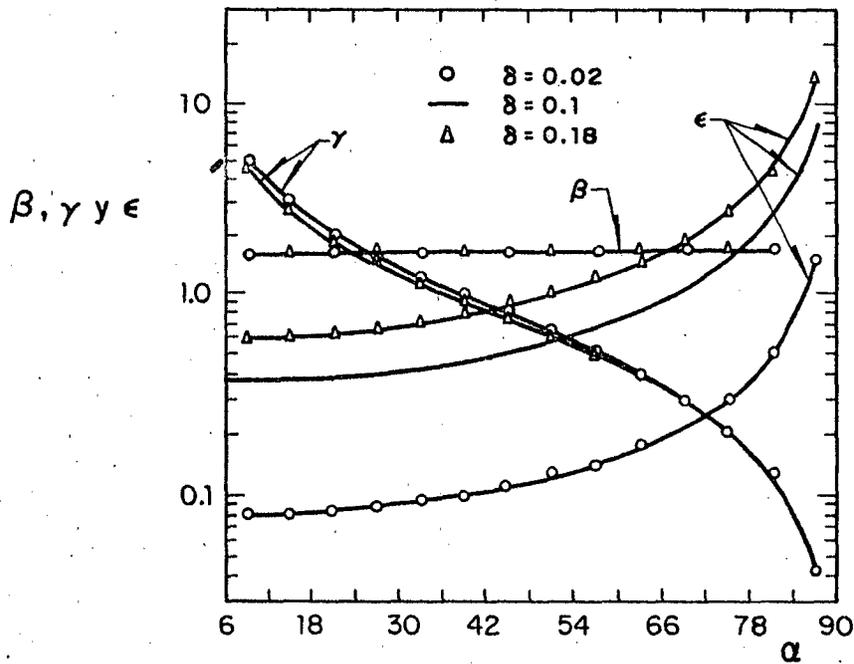


Fig. 16. Valores óptimos de  $\beta$ ,  $\gamma$  y  $\epsilon$  en función de  $\alpha$ , para sedimentadores cilíndricos verticales con flujo ascendente (Verhoff, 1979)

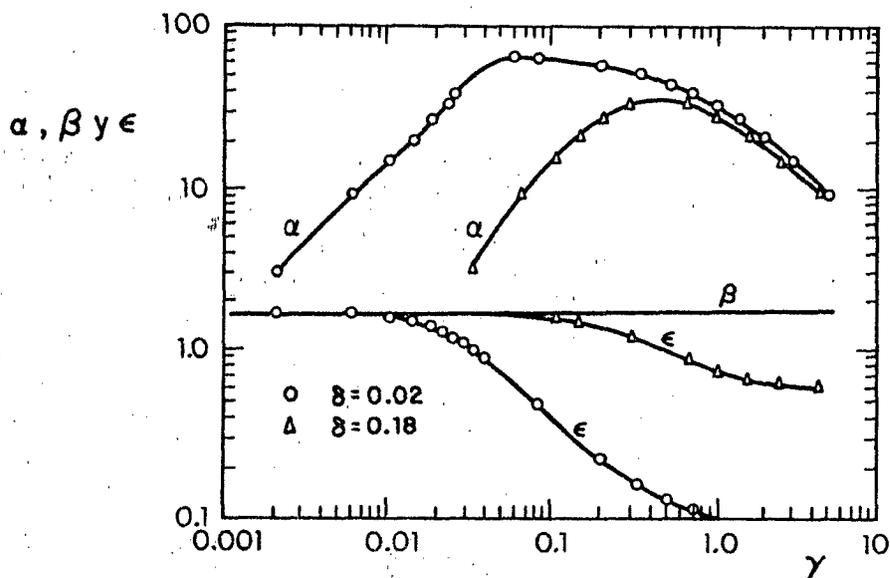


Fig. 17. Valores óptimos de  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\epsilon$  en función de  $\gamma$ , para tanques cilíndricos verticales con flujo ascendente (Verhoff, 1979)

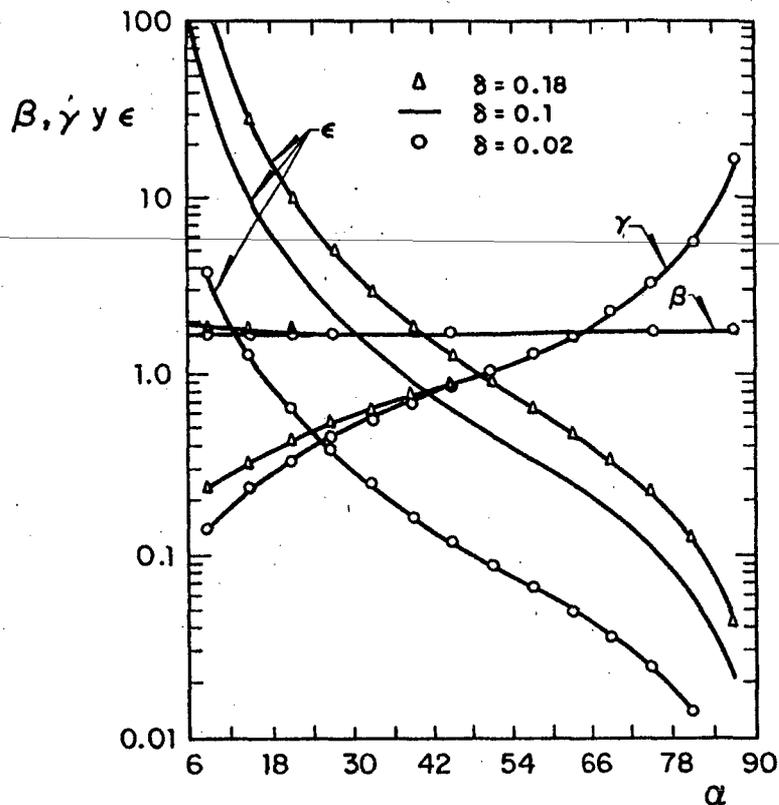


Fig 18. Valores óptimos de  $\beta$ ,  $\gamma$  y  $\epsilon$  en función de  $\alpha$ , para tanques cilíndricos horizontales con flujo descendente (Verhoff, 1977)

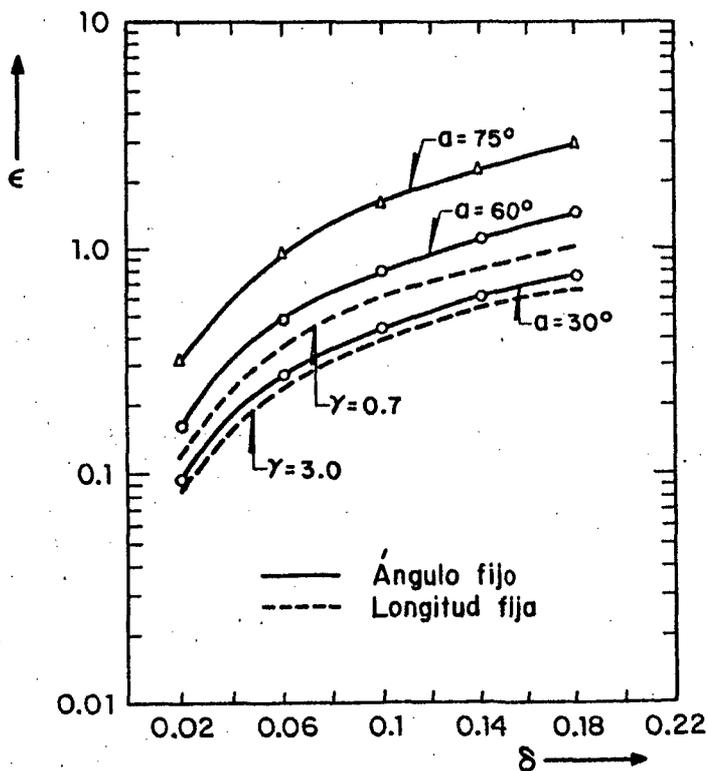


Fig 19. Velocidad crítica de sedimentación adimensional,  $\epsilon$ , en función de la separación de placas,  $\delta$ , para un ángulo y longitud fijos en un tanque cilíndrico vertical (Verhoff, 1979)

(figs 16, 17, 18 y 19), la cual proporciona los valores de los parámetros  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$  para un diseño óptimo.

### 3.2.4.2. Tanques rectangulares

La fig 20 muestra las dimensiones requeridas para el diseño de placas paralelas en tanques rectangulares.

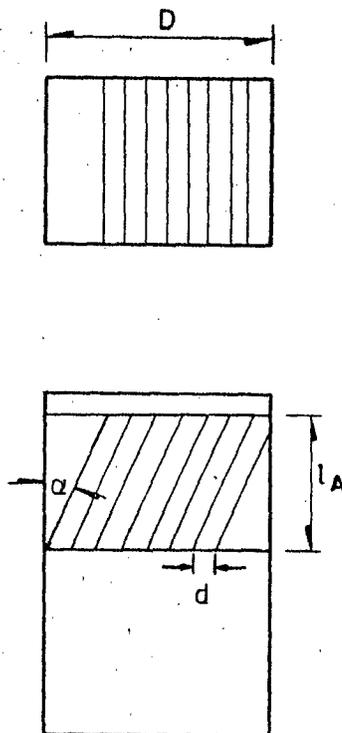


Fig 20. Sedimentador de placas paralelas dentro de un tanque rectangular

El valor mínimo de la velocidad crítica de sedimentación se obtiene al diferenciar la ec 52 para un valor fijo de  $D$  (longitud del módulo de placas), considerando como variables el ángulo de inclinación y la longitud de la placa. En esta ocasión, se definen las siguientes variables adimensionales

$$\gamma = \frac{l_A}{D} \quad ; \quad \delta = \frac{d}{D} \quad (56)$$

La velocidad crítica de sedimentación adimensional,  $\epsilon$ , para tanques verticales con flujo ascendente y descendente es

Flujo ascendente:

$$\epsilon = \frac{\delta}{(\cos \alpha - \gamma \operatorname{sen} \alpha)(\gamma \tan \alpha + \delta \cos \alpha)} \quad (57)$$

Flujo descendente:

$$\epsilon = \frac{\delta}{(\cos \alpha - \gamma \operatorname{sen} \alpha)(\gamma \tan \alpha - \delta \cos \alpha)} \quad (58)$$

En la fig 21 se muestran las gráficas correspondientes a los valores óptimos de las variables adimensionales para tanques verticales rectangulares.

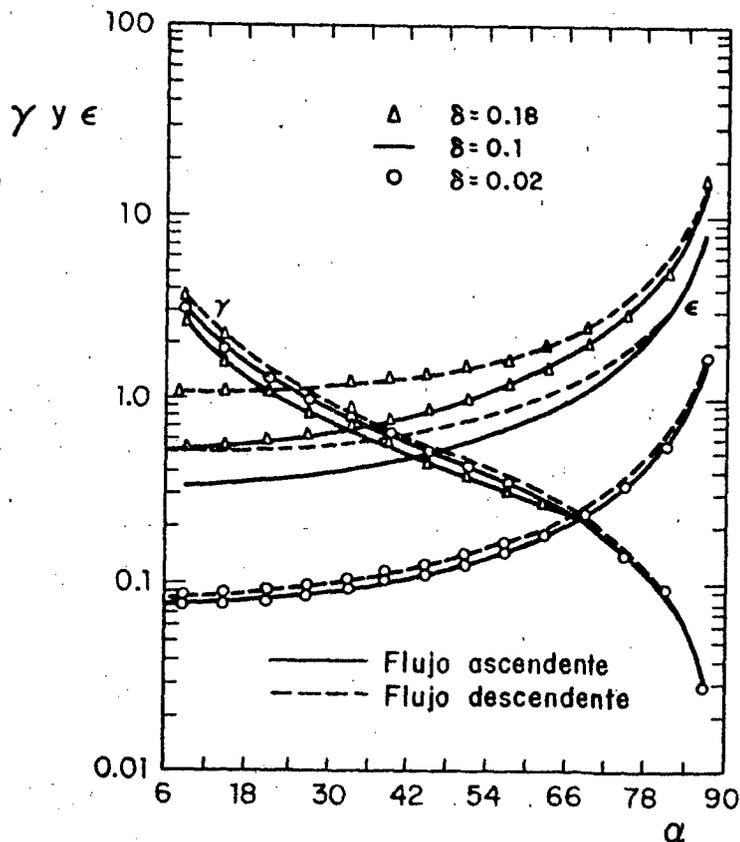


Fig 21. Valores óptimos de  $\epsilon$  y  $\gamma$  en función de  $\alpha$ , para flujo ascendente y descendente en tanques verticales rectangulares (Verhoff, 1979)

### 3.2.4.3 Ejemplo de diseño

Considérese el caso del diseño de un sedimentador de alta tasa para un tanque ya existente. Supóngase que el tanque tiene un diámetro de 1.52 m y para un diseño óptimo se requiere flujo ascendente. El ángulo de inclinación respecto a la vertical será de  $40^\circ$ ; la distancia entre placas, 76 mm. La altura del módulo y el tamaño del rectángulo se pueden determinar a partir de la fig 16. Para este ejemplo, se obtuvieron los siguientes valores

$$\gamma = 0.92$$

$$l_A = \gamma R$$

$$l_A = (0.92)(0.76) = 0.7 \text{ m}$$

$$\beta = 1.69$$

$$a = \beta R$$

$$a = (1.69)(0.76) = 1.28 \text{ m}$$

$$\delta = \frac{d}{R} = \frac{76}{760} = 0.1$$

$$\epsilon = 0.48$$

Experimentalmente se obtuvo una velocidad de sedimentación de las partículas igual a 22 m/d. La carga superficial con la que podrá trabajar el sedimentador es

$$\epsilon = \frac{v_{sc}}{v_a}$$

$$v_a = C.S. = \frac{22}{0.48} = 46 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

En resumen, el módulo tendrá las siguientes características

$$a = 1.28 \text{ m}$$

$$l_A = 0.7 \text{ m}$$

$$d = 7.6 \text{ cm}$$

$$\alpha = 40^\circ$$

### 3.3 Características hidráulicas de los sedimentadores

#### 3.3.1 Importancia de la descripción del comportamiento hidráulico

La eficiencia de la mayoría de los procesos y operaciones unitarias llevados a cabo en ingeniería ambiental es función de las características hidráulicas del sistema.

La sedimentación es un ejemplo típico en el cual el comportamiento hidráulico ejerce una influencia considerable en la eficiencia de la operación.

Para caracterizar hidráulicamente un tanque, se deberían conocer las trayectorias de velocidad y su magnitud en todo el recipiente; sin embargo, el cálculo preciso de las velocidades locales del flujo, necesarias para formar el flujo neto, no solo es complejo, sino casi siempre imposible. Por ello, se han elaborado técnicas de trazado que proporcionan información sobre la cinemática del tanque. Estas técnicas permiten el desarrollo de curvas de dispersión, a partir de las cuales se pueden evaluar las características hidráulicas.

#### 3.3.2 Tipos de flujo en los sedimentadores

Existen dos tipos de flujo que deben ser considerados: el flujo pistón y el perfectamente mezclado. En el flujo pistón, cada parte del fluido permanece en el sistema durante un periodo igual al tiempo teórico de retención (volumen del tanque dividido entre el gasto). En un reactor

perfectamente mezclado, la composición interna se mantiene uniforme en todo el volumen mediante una agitación intensa. La distribución del tiempo de retención es desde cero hasta infinito.

En un sedimentador, el flujo deseado es el pistón; pero en la práctica existe cierto grado de mezclado, y se presentan zonas muertas e incluso cortocircuitos. En un tanque real, el tiempo de retención de los elementos del flujo se distribuye en un amplio intervalo. Las perturbaciones del flujo en las zonas de entrada y salida, las corrientes de densidad y convección, así como la existencia de zonas muertas determinan la distribución del tiempo de retención y, por tanto, la eficiencia hidráulica de la unidad. Como consecuencia de lo anterior, en un sedimentador real se combinan el flujo pistón y el perfectamente mezclado.

### 3.3.3 Técnicas de trazado

En ellas se emplea un trazador (puede ser un colorante, electrolito, isótopo radioactivo, etc) que no perturbe al sistema, ni aporte modificación alguna a las propiedades químicas y físicas de los fluidos presentes (Pineault, 1972).

Para realizar los ensayos, se inyecta el trazador en el afluente del tanque; su concentración se determina en el efluente como función del tiempo. Con los resultados de las pruebas de trazado se elabora una gráfica de valores adimensionales de concentración contra tiempo, a saber:

$$C/C_0 \text{ vs } \tau/T$$

donde

- C      concentración del trazador a la salida en el tiempo  $\tau$
- $C_0$     Concentración inicial del tanque
- T      tiempo teórico de retención ( $V/Q$ , relación entre volumen del sedimentador y gasto).

La curva obtenida en dicha gráfica representa la distribución del tiempo

de retención del flujo en el tanque, en el cual los valores  $C/C_0$  corresponden a frecuencias relativas. En la fig 22, C es la curva típica de dispersión para un sedimentador real; B, línea recta representada por  $\tau/T=1$ , indica la dispersión en el caso de un sedimentador ideal (con flujo pistón); finalmente, la situación de un tanque perfectamente mezclado queda descrita con la curva A representada por

$$C/C_0 = e^{-\tau/T} \quad (59)$$

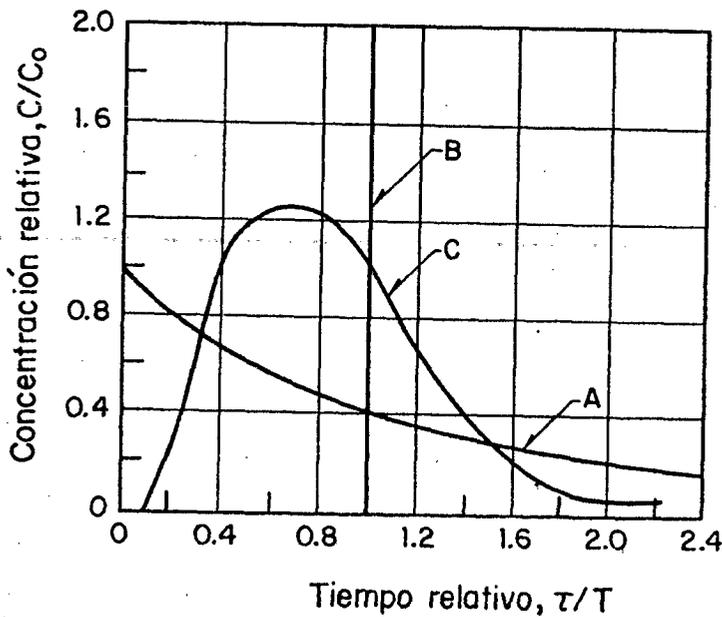


Fig. 22 Curvas de dispersión para diferentes tipos de flujo

Villemonte (1966) expuso que las curvas reales de dispersión se ven afectadas por las siguientes condiciones:

1. Zonas muertas. Si un tanque tiene regiones en las cuales no hay movimiento del fluido, el volumen efectivo y el tiempo de retención decrecen. Por tanto, una curva de dispersión ideal se desvía hacia el

tiempo cero, puesto que el trazador sale prematuramente en el efluente.

2. Remolinos. Como resultado ellos, existe una continua dilución del trazador y la curva se ensancha.
3. Cortocircuitos. Se definen como aquella parte del flujo con velocidad infinita y tiempo de retención igual a cero (Rebhun, 1965). Sus efectos son similares a los de la condición 1 y, además, producen asimetría en la curva.

Cabe recordar que en un tanque real se presenta una combinación de flujos pistón y perfectamente mezclado, además de las condiciones 1, 2 y 3.

### *3.4 Tipos de sedimentador*

Para potabilización y tratamiento de aguas, se utilizan básicamente dos tipos de sedimentador: estático y por contacto de lodos. En los estáticos, la sedimentación se lleva a cabo de una manera simple; mientras que en los de contacto de lodos se aprovecha la propiedad de retención de las partículas floculadas.

#### 3.4.1 Sedimentadores estáticos

De acuerdo con la forma de recolección de lodos, los sedimentadores estáticos se clasifican en: sistemas sin rastras, con rastras y por succión.

##### 3.4.1.1 Sedimentadores estáticos sin rastras

Son los cilindrocónicos normales, los estáticos de flujo horizontal y los estáticos laminares (o de alta tasa).

### Decantador cilindrocónico normal

Este sedimentador de flujo vertical (fig 23) se utiliza especialmente para la depuración por vía química en instalaciones pequeñas hasta de 6 l/s, así como para el tratamiento de aguas residuales en poblaciones hasta de 1 000 ó 2 000 habitantes. La pendiente de la parte cónica varía entre 45 y 65°, dependiendo de la naturaleza del agua tratada.

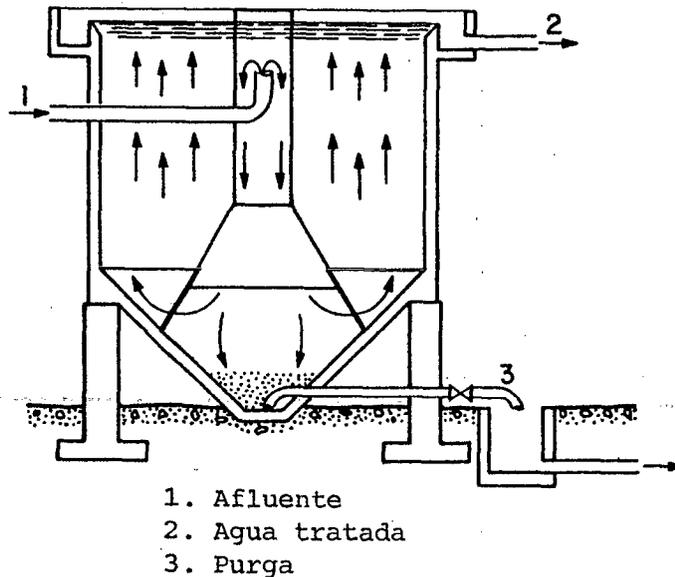


Fig 23. Sedimentador cilindrocónico

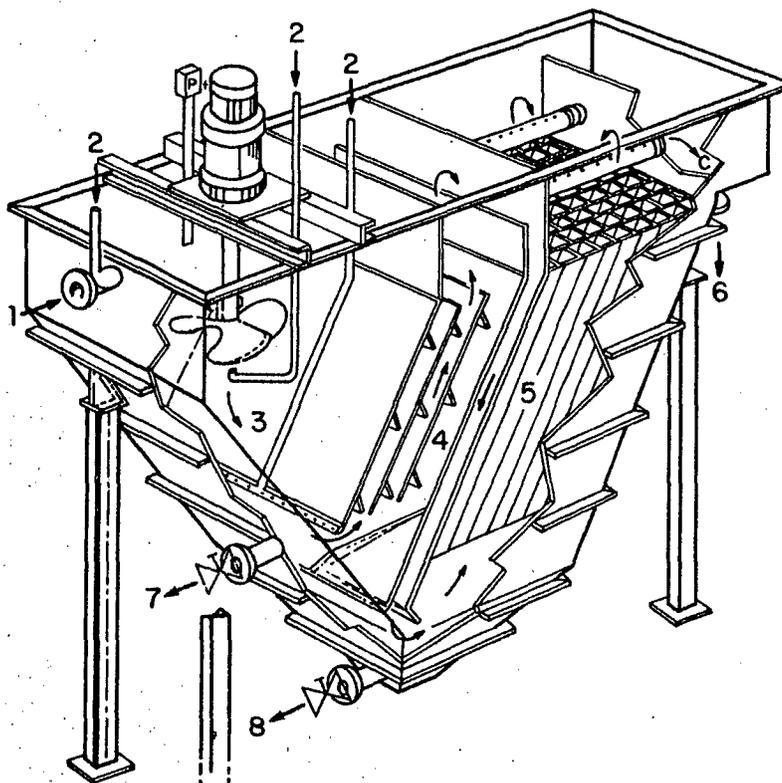
### Sedimentador estático de flujo horizontal

Su instalación exige grandes superficies; por otra parte, cuando se requiere evacuar los lodos, debe procederse al vaciado total del sedimentador. Este tipo de sistema fue usado ampliamente en estaciones de potabilización de agua.

### Sedimentador estático laminar

Existe gran variedad de sedimentadores estáticos laminares, los cuales están provistos de placas paralelas o tubos. En la fig 24 se representa

un ejemplo: en este sedimentador, se encuentran dentro del mismo tanque la zona de mezcla del agua y los reactivos de tratamiento, así como el floculador y el dispositivo de sedimentación de placas paralelas. Los lodos producidos llegan por gravedad al fondo y se concentran en la tolva del aparato.



- |                             |               |
|-----------------------------|---------------|
| 1. Afluente                 | 5. Decantador |
| 2. Alimentación de reactivo | 6. Efluente   |
| 3. Mezclador                | 7. Purga      |
| 4. Floculador               | 8. Dren       |

Fig 24. Sedimentador estático laminar

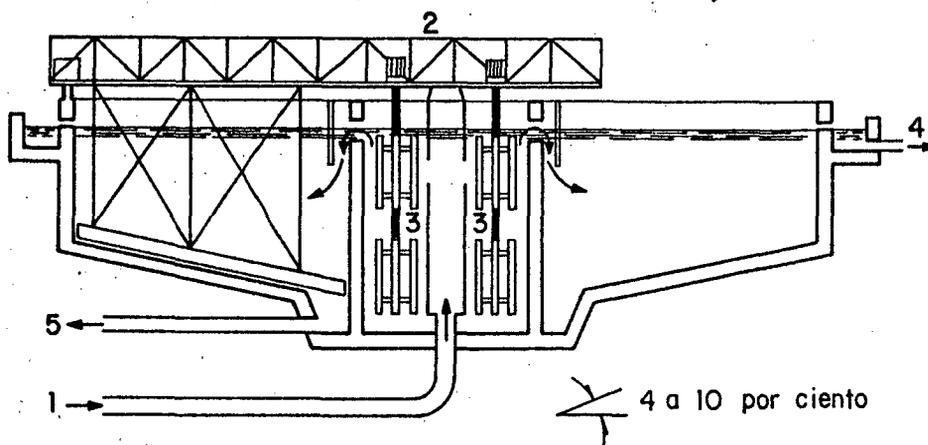
#### 3.4.1.2 Sedimentadores estáticos equipados con rastras

Las rastras son dispositivos que llevan a cabo el barrido mecánico de

lodos, con velocidades de desplazamiento del orden de 1 a 5 cm/s. Los sedimentadores con rastras se utilizan en tratamientos primarios, clarificación, depuración química y biológica de aguas residuales y, en general, en cualquier tipo de agua que contenga materias pesadas que puedan sedimentarse espontáneamente. Existen dos tipos: los circulares y los rectangulares.

### *Sedimentador circular*

En él (fig 25), el sistema de rastras va sujeto a una estructura que gira alrededor del eje del depósito. Puede tener una sola lámina o bien una serie de rastras dispuestas en forma de celosía, y contar con un sistema de eliminación de espumas en la superficie. Un motorreductor, montado sobre el puente, acciona una rueda motriz que se desplaza sobre el muro de coronación del sedimentador. La pendiente del fondo, en la cual se efectúa el barrido de lodos, tiene un porcentaje de inclinación entre 4 y 10 (Degrémont, 1979). Los lodos concentrados en una fosa central son evacuados por un sistema automático de extracción.

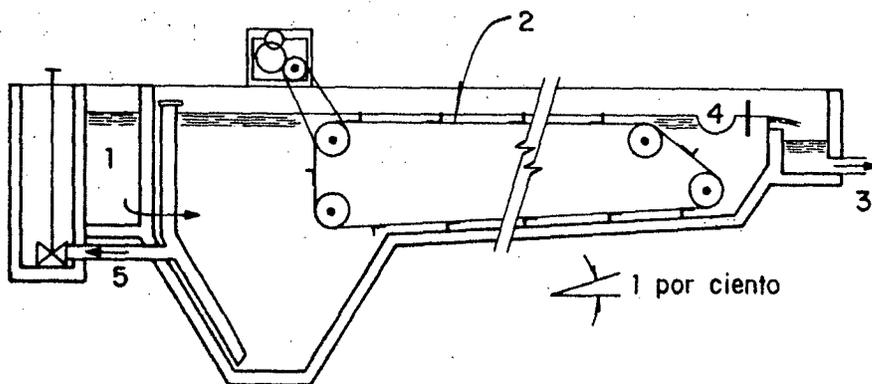


- |                        |                             |
|------------------------|-----------------------------|
| 1. Afluente            | 4. Salida de agua decantada |
| 2. Puente de rastras   | 5. Evacuación de lodos      |
| 3. Zona de floculación |                             |

Fig 25. Sedimentador circular con rastras

### *Sedimentador rectangular con flujo horizontal*

Este tipo de sedimentador (fig 26) ofrece una ventaja con respecto a los circulares pues permite una instalación más compacta de los diferentes equipos en la planta; sin embargo, tiene un costo mayor. En su diseño, normalmente se adopta la relación longitud-anchura comprendida entre 3 y 6. La pendiente del fondo es de uno por ciento. El sistema de rastras puede ser accionado mediante cadenas sin fin sumergidas.



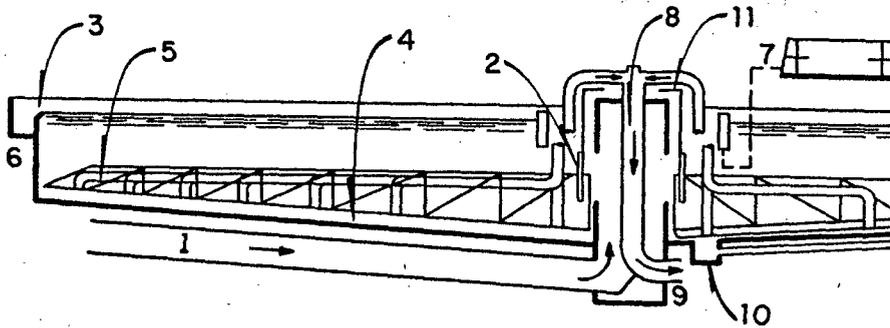
1. Llegada de agua bruta
2. Cadena sin fin
3. Salida de agua decantada
4. Recolección de flotantes
5. Evacuación de lodos

Fig 26. *Sedimentador rectangular con flujo horizontal y sistema de cadenas*

#### 3.4.1.3 Sedimentadores estáticos con succión de lodos

Se utilizan principalmente en el tratamiento de aguas residuales mediante el proceso de lodos activados, en el cual es importante reducir el tiempo de permanencia de los lodos con el fin de evitar su biodegradación. Este sedimentador (fig 27) generalmente posee un puente de rastras periférico. El efecto de succión se consigue por diferencias de presión hidrostática (sifones). La evacuación de los lodos recolectados en una

canaleta móvil se efectúa en la parte central del aparato mediante un sifón.



- |                     |                                   |
|---------------------|-----------------------------------|
| 1. Alimentación     | 7. Alimentación de aire a presión |
| 2. Deflector        | 8. Sifón                          |
| 3. Vertedero        | 9. Lodos                          |
| 4. Rastras          | 10. Vaciado                       |
| 5. Tubos de succión | 11. Cabeza de arrastre            |

Fig 27. Sedimentador con succión de lodos

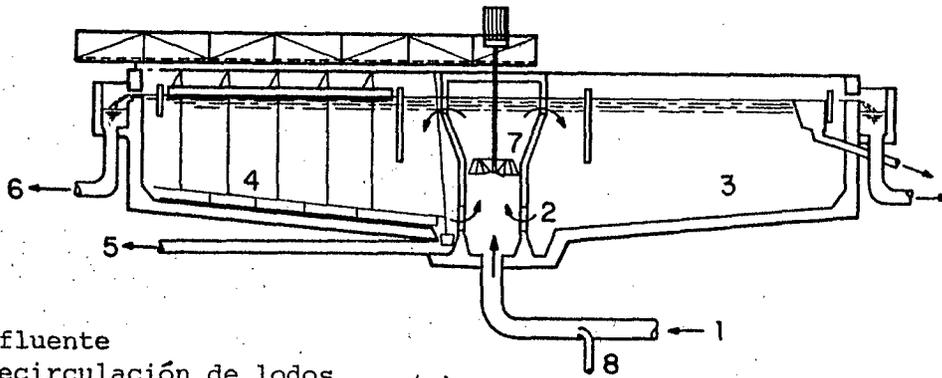
### 3.4.2 Sedimentadores por contacto de lodos

Su finalidad es mejorar los fenómenos de floculación para obtener un rendimiento máximo de la cantidad de reactivo introducida en el floculador. Se utilizan en todos los procesos de depuración fisicoquímica, por ejemplo: coagulación de materias coloidales, decoloración, precipitación de sales alcalinotérreas (descarbonatación, ablandamiento), eliminación de hierro y manganeso, tratamiento de aguas residuales por vía química, etc. Existen dos tipos: sedimentadores con circulación o formación de lecho de lodos.

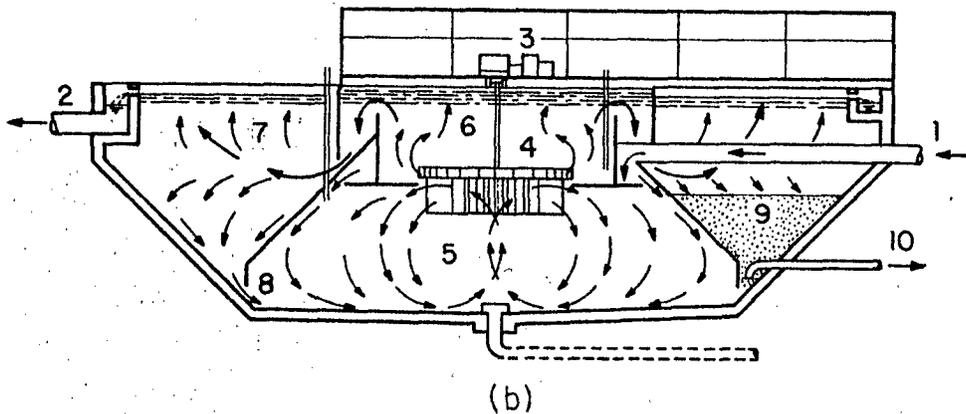
#### 3.4.2.1 Sedimentadores con circulación de lodos

En una zona de sedimentación, se separan los lodos del agua clara; para recircularlos, se pasan por una zona de mezcla donde llegan el afluente

y los reactivos. De esta manera, se recuperan los reactivos que no fueron consumidos (fig 28).



- (a)
1. Afluente
  2. Recirculación de lodos
  3. Zona de decantación
  4. Rastras
  5. Lodos en exceso
  6. Salida de agua tratada
  7. Hélice
  8. Introducción de reactivos

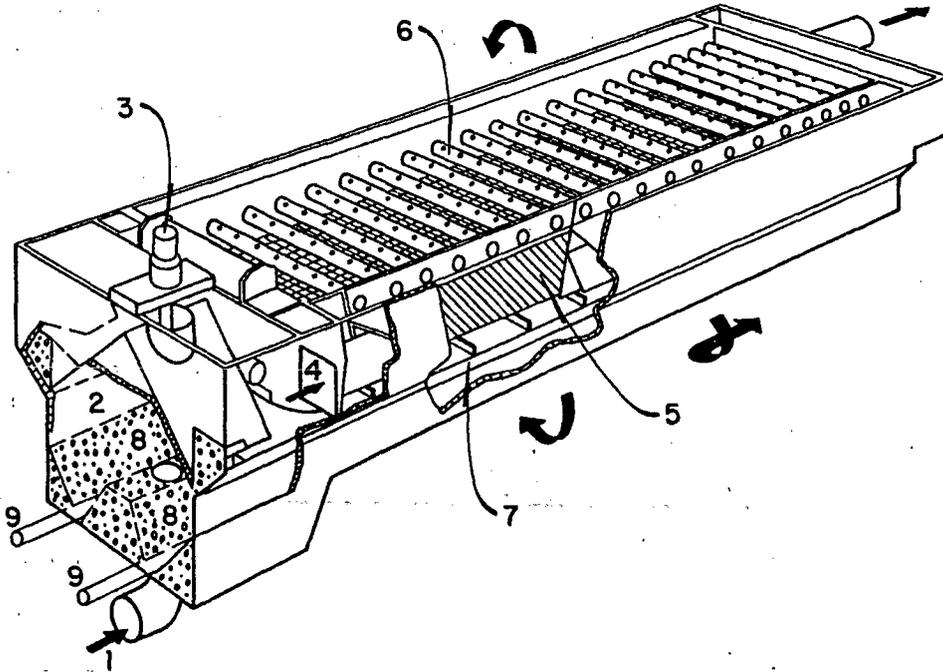


- (b)
- |                            |                              |
|----------------------------|------------------------------|
| 1. Afluente                | 6. Zona de mezcla secundaria |
| 2. Salida agua tratada     | 7. Agua clarificada          |
| 3. Grupo de arrastre       | 8. Recirculación de lodos    |
| 4. Turbina                 | 9. Concentrador de lodos     |
| 5. Zona de mezcla primaria | 10. Lodos en exceso          |

Fig 28. Sedimentadores con recirculación de lodos:

- a) Turbocirculator  
b) Accelerator

Existen también sedimentadores de alta tasa con recirculación de lodos, como el mostrado en la fig 29.

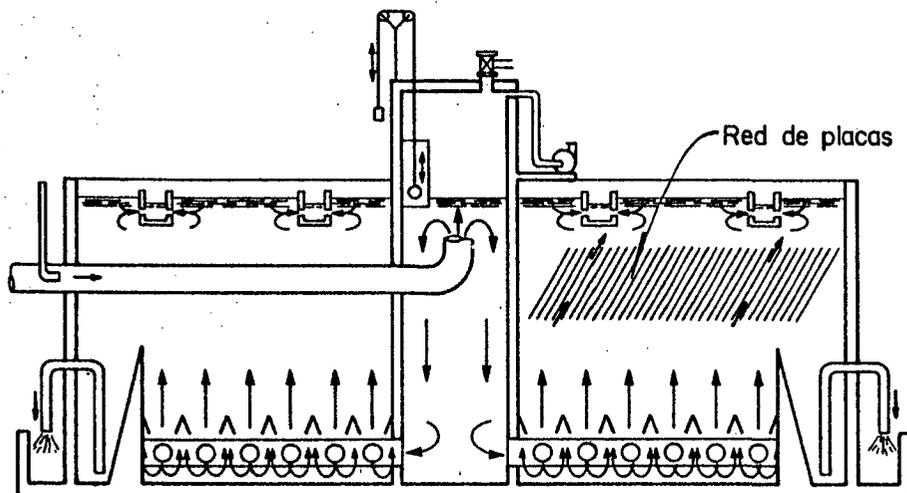


- |   |  |
|---|--|
| 1. Entrada agua bruta                     | 6. Dispositivo para recolectar el agua decantada |
| 2. Cámara de reacción                     | 7. Rastra  |
| 3. Hélice de recirculación                | 8. Fosa de lodos                                 |
| 4. Alimentación de la zona de decantación | 9. Tubería de extracción de lodos                |
| 5. Zona de decantación laminar            |  |

Fig 29. Sedimentador laminar con recirculación de lodos

#### 3.4.2.2 Sedimentadores con formación de lecho de lodos

A fin de mantener el lodo como una masa en expansión, se hace circular agua de abajo hacia arriba en forma regular y uniforme. Existe una agitación muy lenta en el punto de introducción del agua (fig 30).



*Fig 30. Sedimentador laminar con lecho de lodos*

### 3.4.3 Dispositivos para extracción de lodos

En los sedimentadores, se puede efectuar la extracción de lodos mediante un dispositivo de purga que funcione en forma continua o intermitente. La frecuencia y duración de las purgas se regulan manualmente o bien con aparatos de relojería. Los accesorios para llevar a cabo la extracción pueden ser válvulas automáticas, sifones o bombas; las primeras generalmente son válvulas de membrana, cuyo cierre se consigue aplicando una presión de agua o aire al exterior de la membrana. Por otro lado, la extracción de lodos muy concentrados se realiza por medio de bombas de desplazamiento positivo.

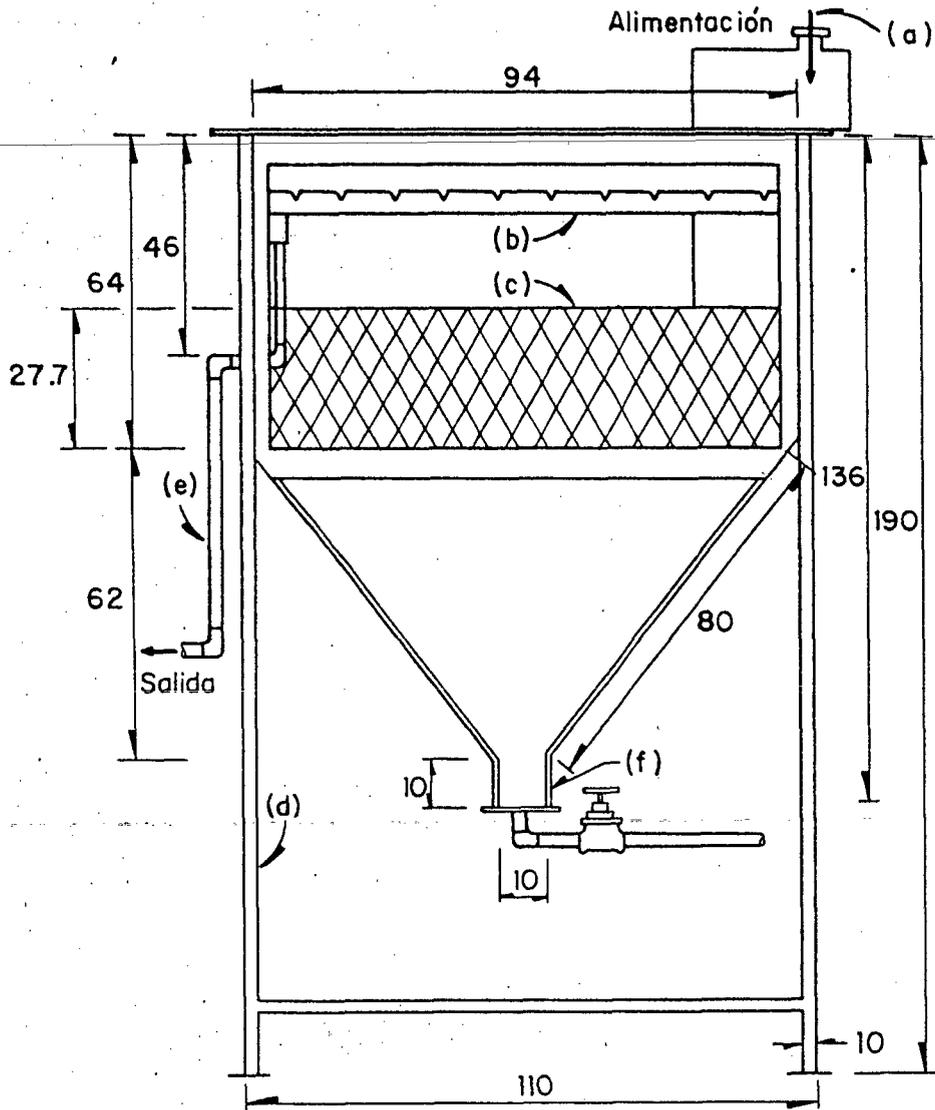
#### 4. DESARROLLO EXPERIMENTAL

El objetivo de los estudios descritos en este capítulo es determinar las condiciones de operación de un sedimentador de alta tasa. Para ello, se llevaron a cabo investigaciones preliminares en laboratorio y, posteriormente, pruebas de campo en una planta de tratamiento de aguas residuales.

##### 4.1 Descripción del sedimentador piloto

El sedimentador piloto con el cual se trabajó es un modelo a escala de un sedimentador que opera normalmente con un flujo de  $1 \text{ m}^3/\text{s}$ . El cálculo de sus dimensiones se realizó con base en los principios de similitud -geométrica, cinemática y dinámica (Ríos *et al*, 1984).

El sedimentador piloto está construido con placas de acrílico transparente de un centímetro de espesor; se encuentra colocado sobre un soporte que tiene ángulos y soleras de acero (fig 31). Consta de un tanque con fondo atolvado, en el cual se pueden distinguir tres partes: la superior tiene una sección cuadrada de  $94 \times 94 \text{ cm}$  y  $64 \text{ cm}$  de altura; la media es una pirámide truncada invertida que mide  $62 \text{ cm}$  de alto, y la inferior consiste en un cubo de  $10 \text{ cm}$  por lado. En la fig 31 se indican las zonas de entra



Acotaciones, en cm

- |                        |                                 |
|------------------------|---------------------------------|
| a) entrada             | d) soporte                      |
| b) canaletas           | e) salida de agua clarificada   |
| c) módulo de alta tasa | f) zona de acumulación de lodos |

Fig 31. Sedimentador piloto de alta tasa

da, salida y acumulación de lodos del decantador. Como se puede observar, el módulo de alta tasa y las canaletas de recolección se encuentran situados en la parte superior del modelo.

El sedimentador cuenta con dos módulos intercambiables: uno construido a base de tubos cuadrados y otro con placas paralelas. El primero está formado por hileras de tubos de 5 x 5 cm de sección transversal y 27.7 cm de profundidad; los tubos están inclinados 60° con respecto a la horizontal. La inclinación de las hileras se dirige alternativamente hacia la izquierda y hacia la derecha. Este módulo posee un área superficial de 2.78 m<sup>2</sup>. El módulo con placas paralelas consta de dos secciones: cada una de ellas tiene 42.5 cm de largo por 27.7 cm de profundidad. Las placas están inclinadas 60° con respecto a la horizontal y, al igual que el módulo de tubos cuadrados, tienen 3 mm de espesor; la separación entre cada placa es de 5 cm.

El sistema de recolección del efluente clarificado está formado por seis canaletas de láminas de acero, dobladas y unidas entre sí; todas tienen 5 cm de ancho y 5 cm de altura; cinco de ellas miden 88 cm de largo y la sexta 74 cm (fig 32). Las canaletas descargan en una tubería común. El volumen útil del tanque es de 660 l si se mide con las canaletas en posición baja; cuando estas se encuentran en posición alta, el valor de dicho volumen es 746 l, y resulta de 700 l sin módulo.

Es interesante hacer notar que tanto los módulos de alta tasa como las canaletas se pueden subir y bajar dentro del modelo piloto para trabajar con diferentes condiciones de operación.

En el fondo de la sección atolvada hay una tubería para la extracción de lodos. El gasto de purga es controlado mediante una válvula de compuerta.

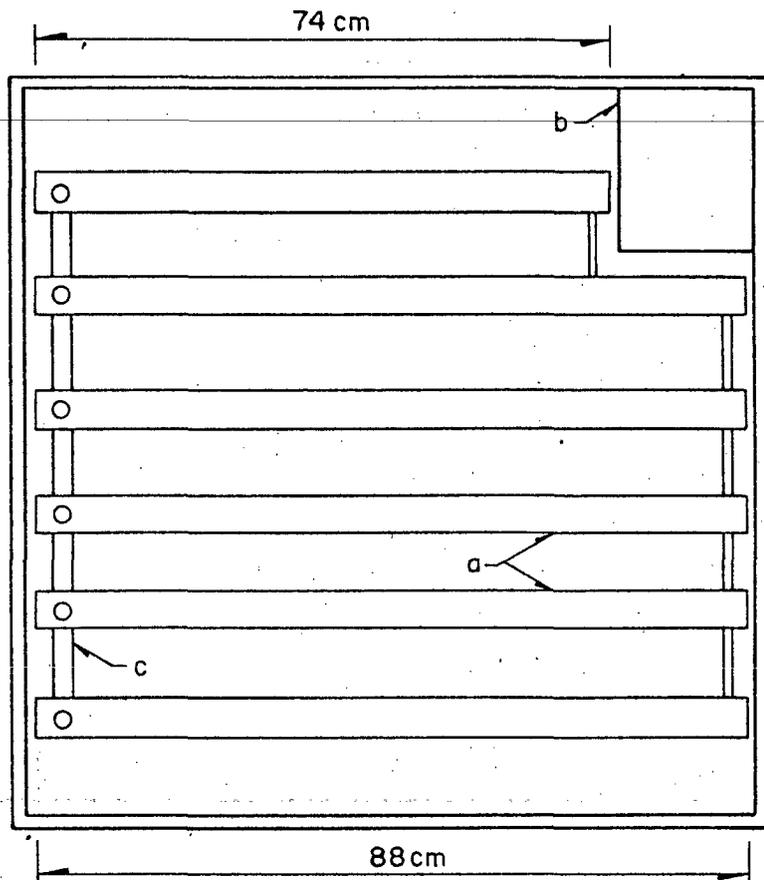


Fig 32. Sistema de recolección (vista de planta):  
 a) canaletas, b) entrada, c) tubería de descarga

El sedimentador cuenta con cuatro entradas intercambiables para la alimentación: a) canal de sección cuadrada, b) canal con reducción atollada; c) canal con deflector paralelo a las paredes de la tolva, y d) canal de sección triangular; estos se ilustran en la fig 33.

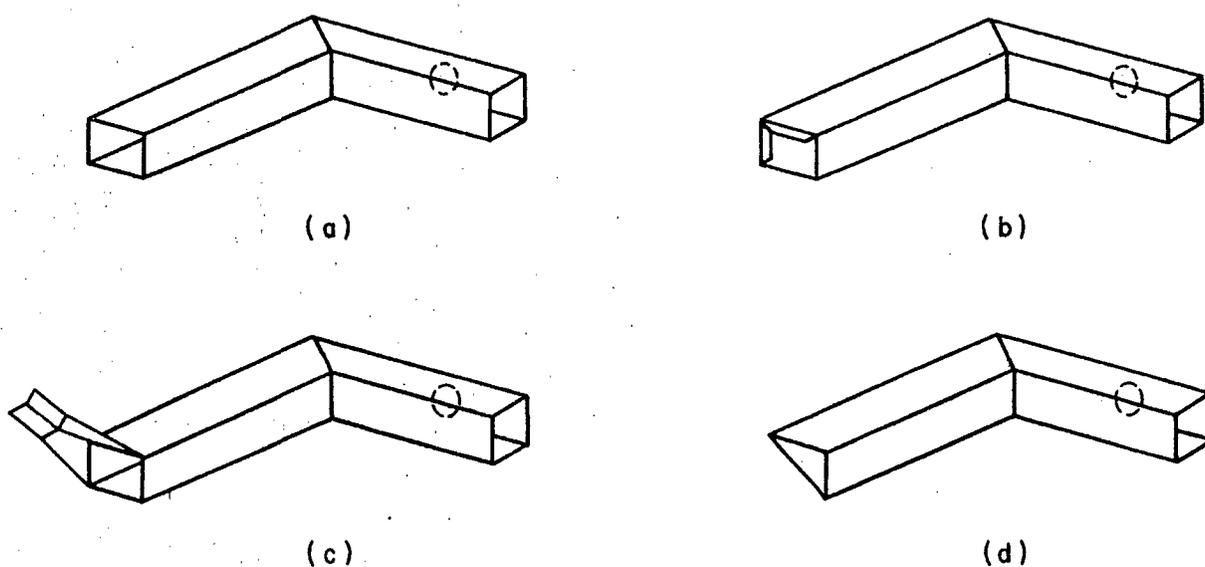


Fig 33. Diferentes formas de entrada del sedimentador

## 4.2 Descripción de los estudios y métodos de análisis

### 4.2.1 Estudios preliminares de sedimentación

El análisis experimental consistió en observar el comportamiento de los flóculos dentro del tanque, en general, y del módulo de alta tasa, en particular; esto permitió conocer el funcionamiento del sedimentador piloto.

Los estudios se llevaron a cabo en el laboratorio de Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM. En la fig 34 se muestra la instalación del equipo.

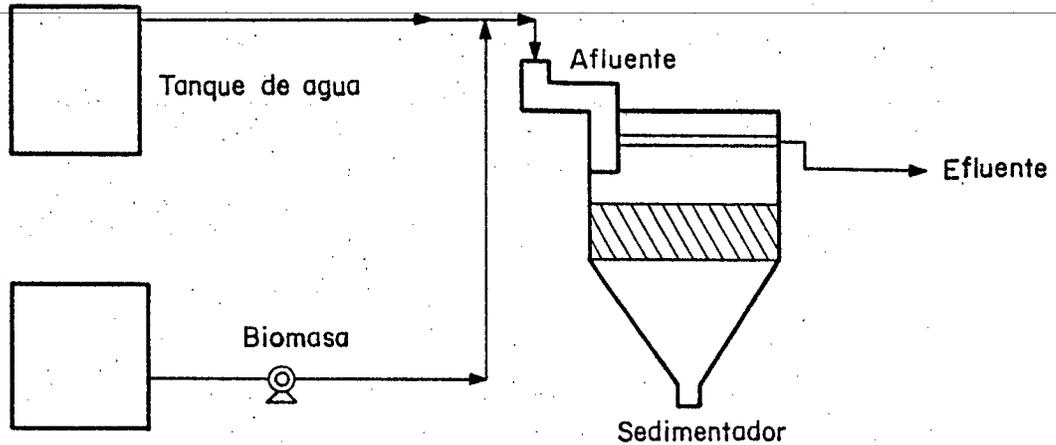


Fig 34. Equipo instalado para los estudios preliminares

Como partículas sedimentables se emplearon lodos secundarios provenientes de un sistema de biodiscos alimentado con un efluente industrial. Con ayuda de una bomba dosificadora, se introdujeron simultáneamente los lodos y agua potable en el afluente del sedimentador.

La toma de agua se realizó en un tanque de carga constante, de  $1.5 \text{ m}^3$  de volumen, situado 10 m arriba del nivel del piso. El gasto de agua manejada se calculó mediante aforos volumétricos y fue medido en la tubería de descarga.

Jiménez *et al* (1986) localizaron y cuantificaron las zonas muertas dentro del sedimentador, producidas al usar las entradas cuadrada y con reducción atollada. Estos resultados se presentan en las figs 35 y 36, así como en la Tabla 2; a partir de ellos se concluyó que la entrada cuadrada ofrecía el mejor funcionamiento hidráulico.

TABLA 2. PORCENTAJE DE ZONAS MUERTAS (JIMENEZ ET AL, 1986)

C H* (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h)	Q (l/s)	Entrada cuadrada		Entrada con reducción atolvada
		módulo bajo	módulo alto	
27	0.26	23.6	22.2	26.0
49	0.47	26.7	45.4	64.1
76	0.72	16.4	15.4	7.2
97	0.92	16.7	14.8	7.5
108	1.01	16.0	15.2	7.5
Promedio		19.9	12.5	22.5

\*CH: carga hidráulica

Con base en lo anterior, se efectuaron los estudios preliminares de sedimentación utilizando las entradas cuadrada y con reducción atolvada, y el módulo de tubos cuadrados en posición baja. Se modificaron los gastos de alimentación y se consideraron 0.12, 0.26 y 1.02 l/s. En la Tabla 3 se pueden apreciar las condiciones de operación. En todas las corridas, el gasto de purga fue cero.

TABLA 3. CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA LOS ESTUDIOS PRELIMINARES

Entrada cuadrada	Entrada con reducción atolvada
Q = 0.26 l/s	Q = 0.12 l/s
Q = 1.02 l/s	Q = 1.02 l/s

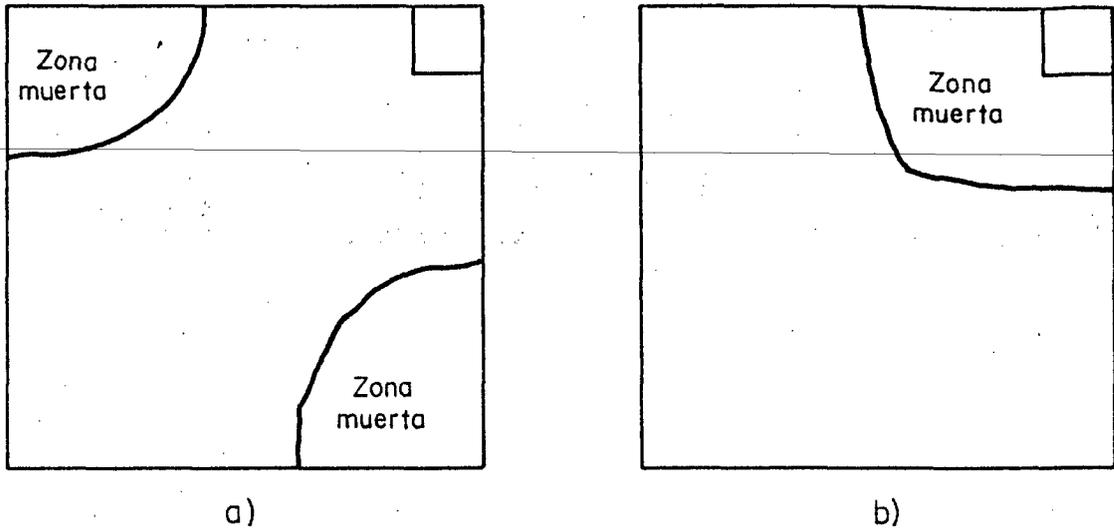


Fig 35. Localización de las zonas muertas; vista de planta del sedimentador (Jiménez et al, 1986): a) Entrada cuadrada  
b) Entrada con reducción atollada

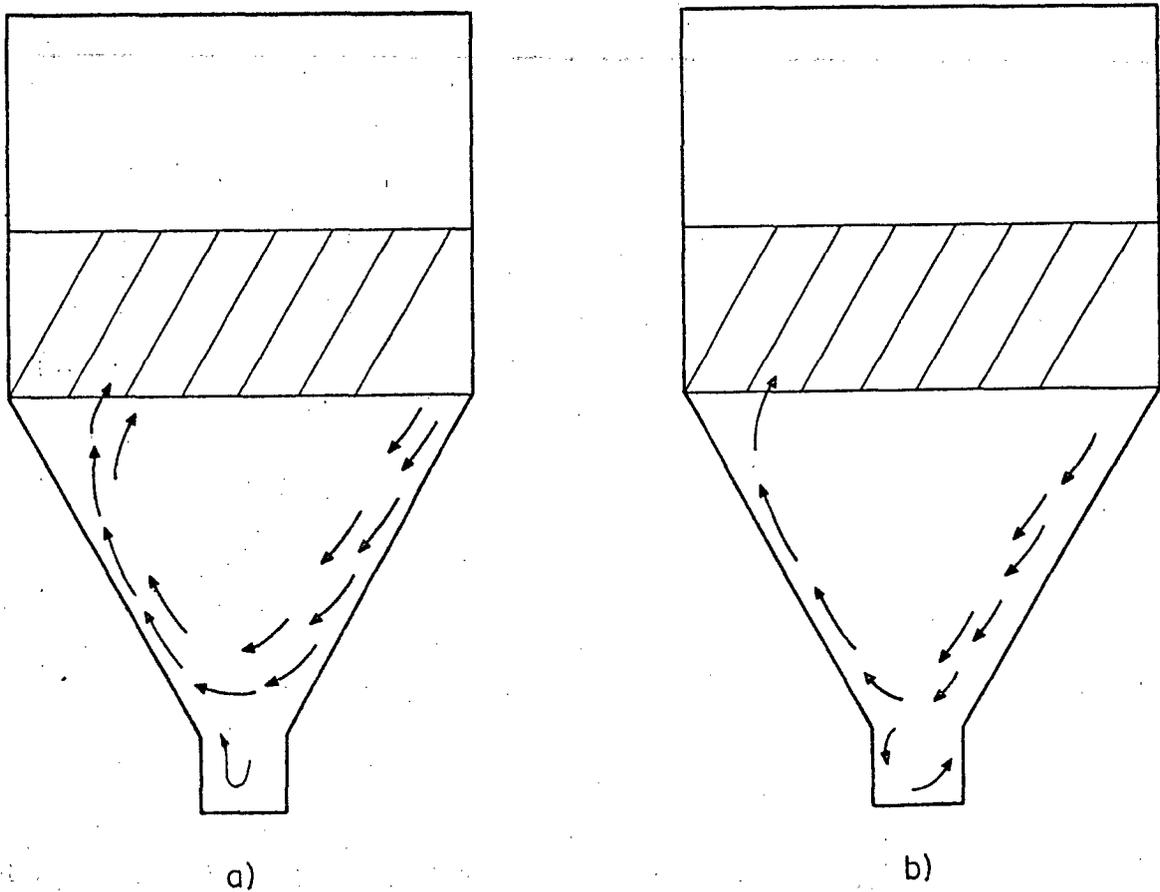


Fig 36. Trayectoria de las corrientes de flujo dentro del sedimentador, vista de perfil (Jiménez et al, 1986): a) Entrada cuadrada  
b) Entrada con reducción atollada

#### 4.2.2 Pruebas de campo

Como se pudo constatar a partir de la investigación bibliográfica (cap 3), existen pocas referencias acerca del uso de sedimentadores de alta tasa para el tratamiento de aguas residuales (contrariamente a lo que ocurre con las plantas potabilizadoras); por tanto, se concluyó que sería de sumo interés emplear el sedimentador piloto en una instalación de este tipo.

Así, el sedimentador piloto fue trasladado a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria (PTCU). En los experimentos de sedimentación se utilizó, como material sedimentable, licor mezclado proveniente del proceso de lodos activados perfectamente mezclados. La alimentación de lodos al prototipo se llevó a cabo mediante un sifón para evitar el rompimiento de los flóculos que puede ocurrir al pasar esta mezcla a través de una bomba. El gasto de alimentación se controló por medio de una válvula y fue medido en forma volumétrica (fig 37).

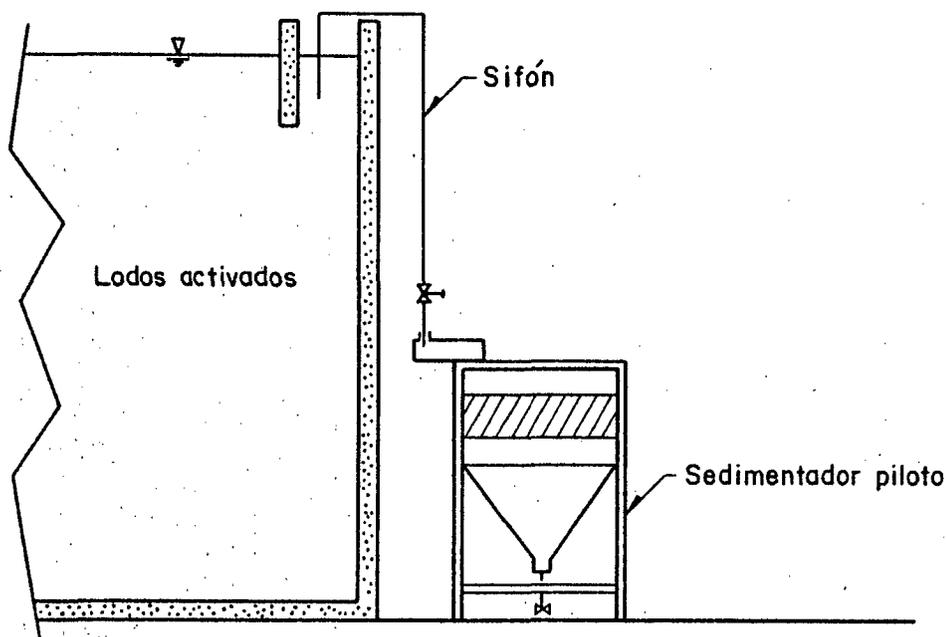


Fig 37. Instalación del sedimentador piloto en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria

Se programaron los estudios de manera tal que se pudieran analizar el tipo del módulo de alta tasa y su influencia sobre la operación del sedimentador. Además, se hicieron pruebas para estudiar la influencia del sulfato de aluminio (coagulante) en la sedimentación.

En todos los casos se utilizó la entrada cuadrada para la alimentación. A fin de reducir la turbulencia y evitar al máximo el rompimiento de flóculos, se adaptó un dispositivo a la entrada cuadrada (como se muestra en la fig 38); así, la alimentación de lodos se efectuó en forma sumergida.

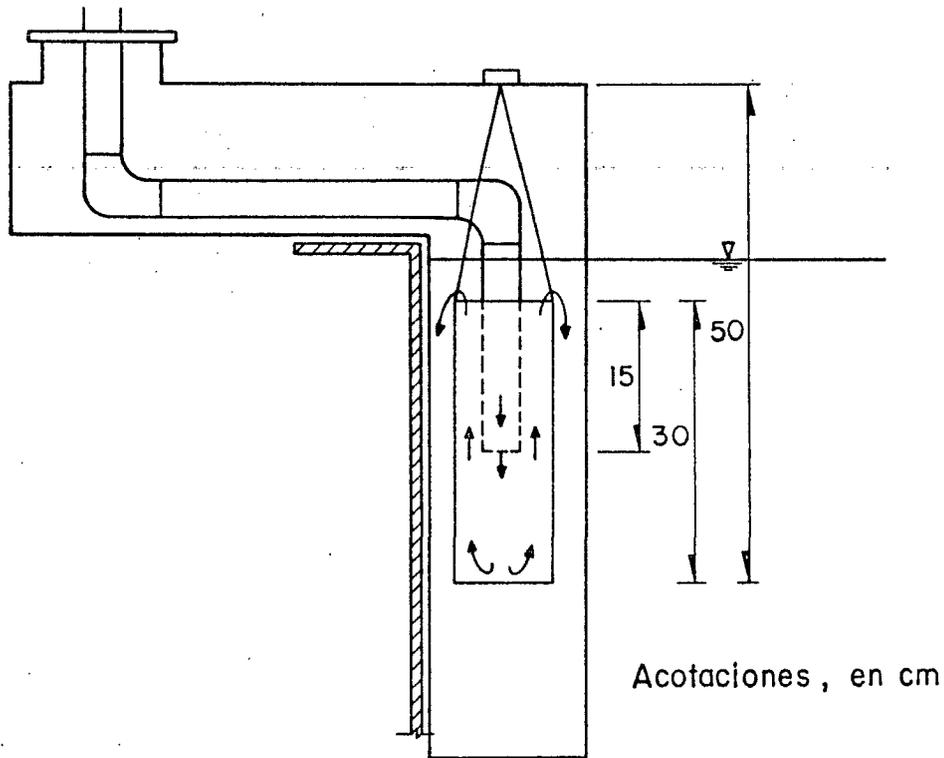


Fig 38. Adaptación de la entrada cuadrada para los estudios de sedimentación

En cada corrida se tomaron seis muestras dentro del sedimentador para determinar la concentración de sólidos suspendidos totales; procedieron de:

- Afluente
- Efluente
- Cuatro puntos distribuidos en la zona de recolección de agua clarificada (fig 39).

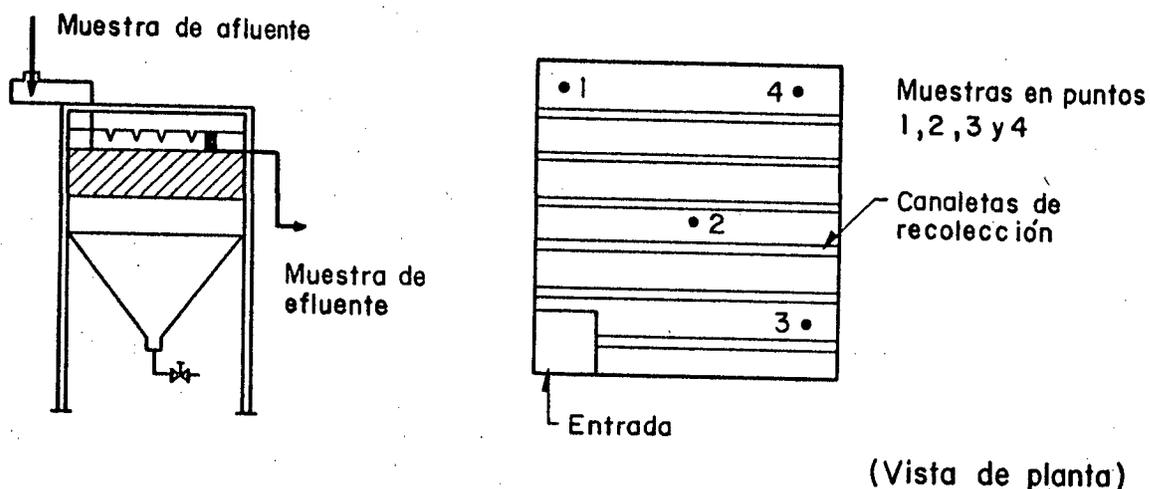


Fig 39. Puntos de muestreo dentro del sedimentador utilizados durante las pruebas de campo.

El objetivo de tomar cuatro muestras en la parte superior del prototipo fue comprobar si existía distribución uniforme de sólidos suspendidos en las canaletas de recolección.

El muestreo se realizó después de haber transcurrido tres veces el tiempo teórico de retención pues -a partir de los estudios de trazado- se encontró que dicho periodo era suficiente para llegar al régimen estacionario (Jiménez *et al.*, 1986 y 1987).

#### 4.2.2.1 Estudio con módulo de tubos cuadrados

El propósito de este estudio fue observar la influencia del módulo de tubos cuadrados en la operación del sedimentador. Con tal fin, se consideraron

dos condiciones: canaletas en posición alta y canaletas en posición baja (fig 40).

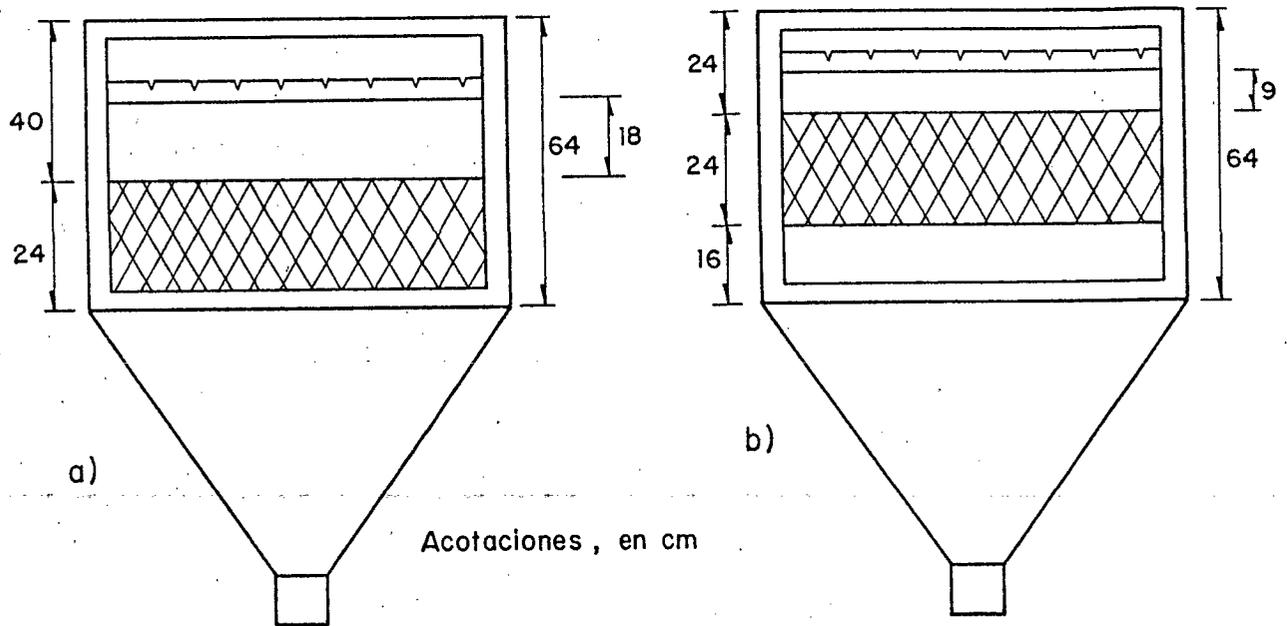
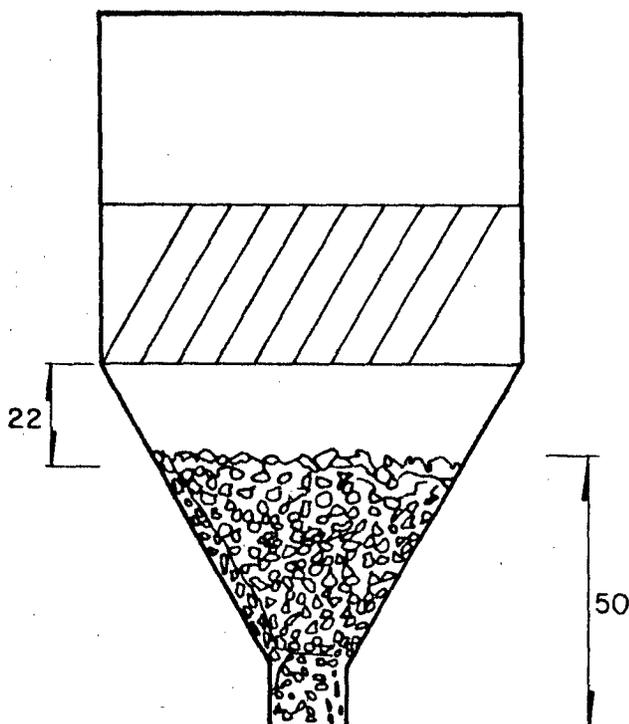


Fig 40. Posiciones de las canaletas de recolección:  
a) Baja b) Alta

Para cada condición operacional se estudiaron cinco gastos de alimentación de licor mezclado: 0.26, 0.47, 0.72, 0.92 y 1.03 l/s. Cada corrida se efectuó tres veces; además, se calculó el promedio aritmético con objeto de tener un valor representativo. El nivel de lodos dentro de la tolva se mantuvo a la altura mostrada en la fig 41; para ello, se necesitó un gasto de purga equivalente al 20 por ciento de la alimentación en gastos del afluente de 0.26 y 0.47 l/s, y al 25 por ciento en los demás casos.



Acotaciones , en cm

Fig 41. Nivel de lodos dentro del sedimentador, mantenido durante los experimentos

En la tabla 4 se resumen las condiciones de operación analizadas para el módulo de tubos cuadrados con las dos posiciones mencionadas de las canaletas de recolección.

TABLA 4. CONDICIONES DE OPERACIÓN UTILIZADAS PARA EL MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS.

Carga superficial $m^3/m^2 \cdot d$	Gasto de afluente $Q_i$ (l/s)	Gasto de purga, $Q_p$		Puntos de muestreo
		Como porcentaje de $Q_i$	(l/s)	
27	0.26	20	0.05	En todos los casos fueron: - afluente - efluente - cuatro puntos en la parte superior del modelo
49	0.47	20	0.09	
76	0.72	25	0.18	
97	0.92	25	0.23	
108	1.03	25	0.25	

#### 4.2.2.2 Estudio con módulo de placas paralelas

---

Se realizó bajo las mismas condiciones de operación que el anterior (ver Tabla 4).

#### 4.2.2.3 Estudio sin módulo

A fin de comparar el funcionamiento del sedimentador piloto con el de uno convencional, se efectuaron pruebas sin el módulo de alta tasa. Este estudio se llevó a cabo con las canaletas en posición baja (fig 37a). Se analizaron cinco gastos: 0.26, 0.47, 0.72, 0.92 y 1.03 l/s. Los gastos de purga fueron iguales a los de las corridas anteriores y cada prueba se realizó también por triplicado. Las condiciones de operación son las mismas de la Tabla 4.

#### 4.2.2.4 Influencia del sulfato de aluminio utilizado como coagulante en la operación del sedimentador

Estos estudios fueron realizados con objeto de comprobar si la adición de un coagulante al licor mezclado mejoraba su sedimentabilidad y, por tanto, la eficiencia de remoción de sólidos dentro del sedimentador de alta tasa. En este caso, se empleó el módulo de tubos cuadrados en posición alta y se analizaron los cinco gastos de afluente mencionados (0.26, 0.47, 0.72, 0.92 y 1.03 l/s).

Como coagulante se usó sulfato de aluminio (grado industrial). La cantidad necesaria de este se determinó mediante una serie de pruebas de jarras, las cuales se llevaron a cabo en un aparato marca Phipps and Bird. El procedimiento seguido se explica a continuación. Se colocaron seis muestras de licor mezclado (1 l) y a cinco de ellas se añadieron cantidades diferentes de sulfato de aluminio (la sexta no tuvo coagulante). Se agitaron las cinco durante 1 min a una velocidad de 100 rpm, y después durante 15 min a 20 rpm. Al cabo de 30 min de reposo, se tomaron muestras del líquido sobrenadante y se midió la turbidez mediante un nefelómetro

Turner. En la Tabla 5 se presentan los resultados de estas pruebas, los cuales demuestran que se obtuvo la menor turbidez con 40 mg/l de sulfato de aluminio.

A partir de este dato, se calculó la dosis de coagulante para el sedimentador, tomando en cuenta que una corrida dura tres veces el tiempo de retención; así, la solución de coagulante preparada tuvo una concentración de 20.6 g/l.

TABLA 5. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE JARRAS

Vasos	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ (mg/l)	Turbidez (UTN)
1	0	2.7
2	20	2.4
3	30	1.75
4	40	1.4
5	50	1.5
6	60	1.6

La alimentación de dicha solución se realizó en el afluente del sedimentador, en forma continua (el gasto se midió volumétricamente).

Para cada corrida y gasto, se analizaron seis muestras: una de afluente, otra de efluente y las correspondientes a cuatro puntos ubicados en la superficie del modelo. En la Tabla 6 se resumen las condiciones de operación.

TABLA 6. CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA EL MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS EN POSICIÓN ALTA, CON COAGULANTE (SULFATO DE ALUMINIO)

CH m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d	Q <sub>i</sub> (l/s)	Q <sub>p</sub> (l/s)	Q <sub>c</sub> (ml/s)	Q <sub>Al</sub> (g/l)	M (mg/l)	En todos los casos fueron:
27	0.26	0.05	0.50	20.6	40	- afluente
49	0.47	0.09	0.91	20.6	40	- efluente
76	0.72	0.18	1.40	20.6	40	- cuatro puntos
97	0.92	0.23	1.79	20.6	40	en la parte
108	1.03	0.25	2.00	20.6	40	superior del modelo
CH: carga hidráulica Q <sub>i</sub> : gasto de afluente Q <sub>p</sub> : gasto de purga Q <sub>c</sub> : gasto de coagulante alimentado C <sub>Al</sub> : concentración de Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> · 14H <sub>2</sub> O alimentado M: concentración de Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> · 14H <sub>2</sub> O en el tanque.						

## 5. RESULTADOS Y SU ANÁLISIS

### 5.1 *Estudios preliminares*

En las figs 42 y 43 se muestra la trayectoria que siguieron los flóculos dentro del sedimentador, específicamente en el módulo de alta tasa.

Como se puede observar, la suspensión entra en el módulo de manera ascendente. Las partículas que tuvieron una velocidad de sedimentación mayor que su velocidad crítica o igual a esta se depositaron en los tubos cuadrados. Después de cierto tiempo, cuando había suficiente material acumulado, este resbaló y cayó al fondo del sedimentador.

Por otra parte, se observó que en la región atolvada también se depositaron sedimentos; en el caso de la entrada cuadrada, estos se posaron en mayor proporción en las esquinas adyacente y opuesta a la entrada.



Tales observaciones confirman que los sedimentos se acumularon en lugares donde no había zonas muertas, puesto que por estos sitios no pasaba agua con flóculos (fig 44).

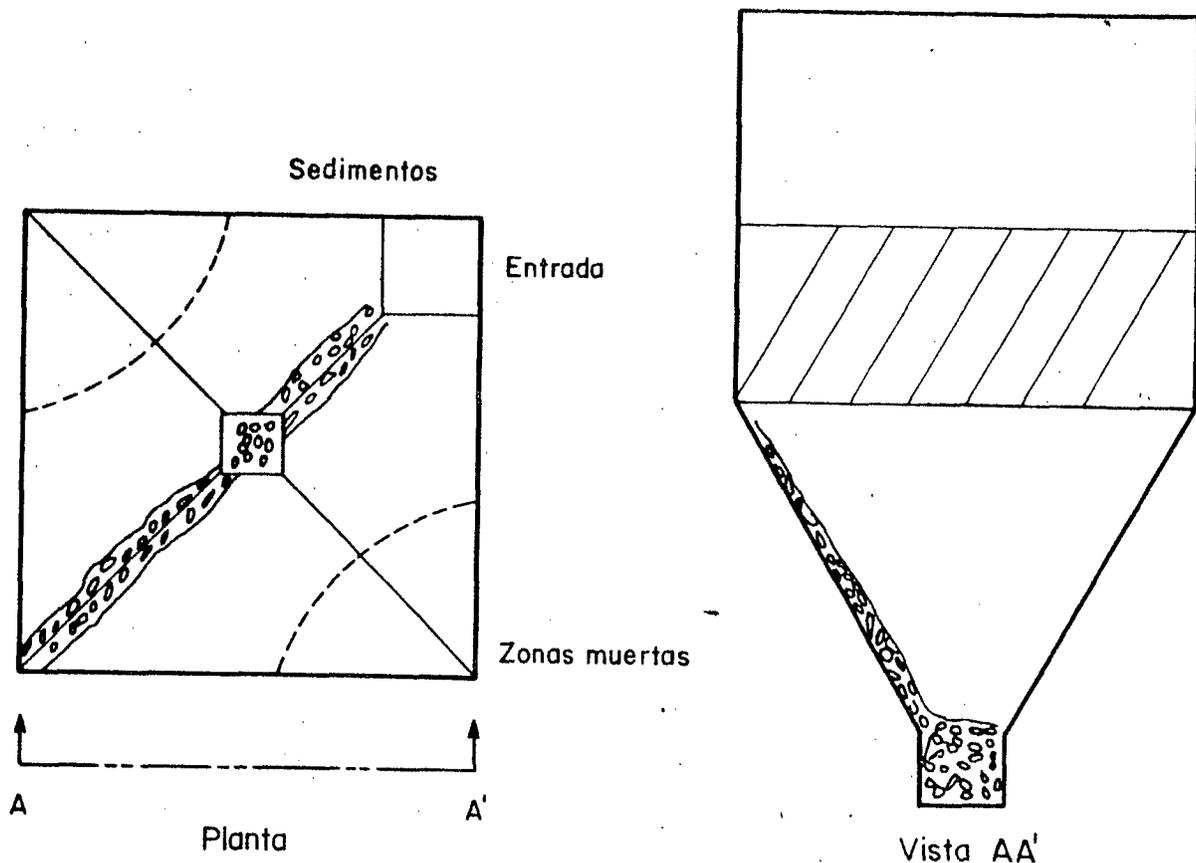


Fig 44. Zonas con mayor cantidad de sedimentos al usar la entrada cuadrada

Al usar la entrada con reducción atolvada, los sedimentos se depositaron en mayor cantidad en la esquina donde se encuentra la alimentación (fig 45). De acuerdo con los estudios hechos por Jiménez *et al* (1986), esto se debió a que dicha región es considerada como una zona donde hay suficiente calma para que los lodos sedimenten; mientras que en el resto del tanque existe turbulencia.

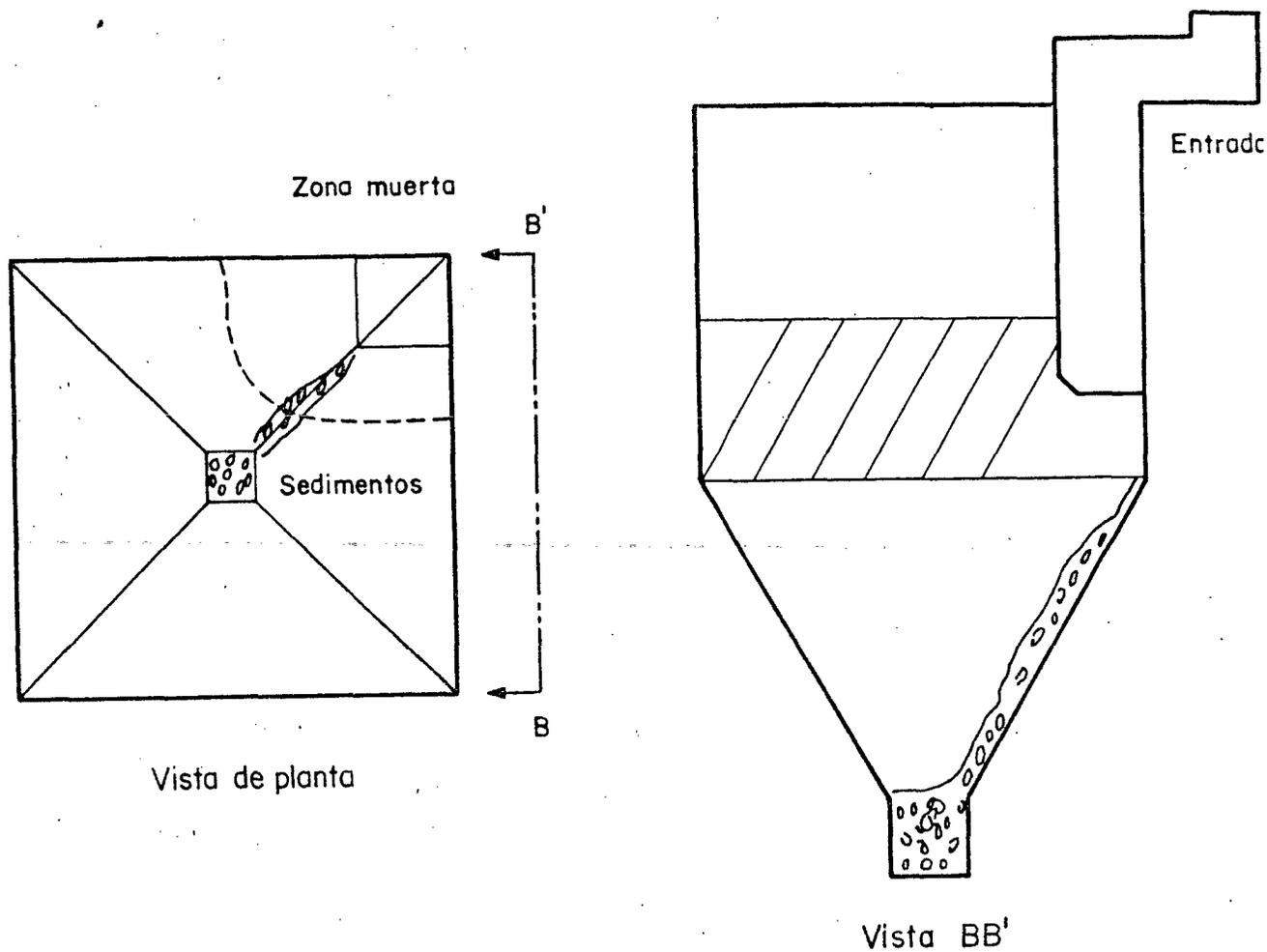


Fig 45. Zonas con mayor cantidad de sedimentos al usar la entrada con reducción atollada.

Los resultados antes expuestos -aparentemente contradictorios se explican de la siguiente manera:

- 1) Al usar la entrada cuadrada, la turbulencia existente no es tan fuerte, pues permite que los lodos se depositen en las zonas muertas

- 2) La entrada con reducción atolvada produce una turbulencia tal que el único lugar donde se pueden depositar los lodos es la zona estancada.

## 5.2 Pruebas de campo

Se llevaron a cabo un total de 82 corridas para los cinco gastos estudiados (0.26, 0.47, 0.72, 0.92 y 1.03 l/s), y seis condiciones de operación (modelos de tubos cuadrados y de placas paralelas, ambos con las canaletas en posiciones baja y alta, sin módulo de alta tasa y con módulo y adición de coagulante). En total se obtuvieron muestras de 492 puntos.

Durante todos los ensayos la concentración de lodos del afluyente varió desde 450 hasta 1 020 mg/l\*; por tanto, el promedio para las 82 corridas fue de 666 mg/l, con una desviación estándar de 124 mg/l. El índice volumétrico de lodos (IVL) varió de 148 a 254 ml/g, con una media de 199 ml/g y 40 ml/g de desviación estándar (Tabla C.6, Apéndice C).

Con la purga aplicada (20 ó 25 por ciento, según el gasto) se obtuvieron concentraciones de sólidos suspendidos de alrededor de 3 500 mg/l.

### 5.2.1 Influencia del módulo de alta tasa

En las Tablas B.1 y B.2 (Apéndice B) se presentan los resultados de los estudios de sedimentación correspondientes a modelos de tubos cuadrados y de placas paralelas, con canaletas en posiciones alta y baja, así como los obtenidos sin módulo de alta tasa.

La eficiencia del sedimentador se calculó mediante la relación

$$\eta = \left(1 - \frac{C_m}{C_i}\right) * 100 \quad (60)$$

\* Esta variación en la concentración del licor mezclado se debió a la política de operación de la Planta de Tratamiento de Aguas de CU.

donde

- $\eta$  porcentaje de remoción de sólidos suspendidos  
 $C_m$  concentración de sólidos suspendidos en el punto de muestreo (mg/l).  
 $C_i$  concentración de sólidos suspendidos en el afluente (mg/l).

Con objeto de estandarizar los resultados, los gastos fueron transformados en cargas superficiales. Se tomó como área transversal del tanque  $0.8239 \text{ m}^2$  ( $0.92 \times 0.92 \text{ m} - 0.15 \times 0.15 \text{ m}$ ); así, se calculó la carga superficial con la relación

$$\text{carga superficial} = Q/A \quad (61)$$

donde

- $Q$  gasto volumétrico  
 $A$  área transversal del tanque.

El cálculo de eficiencias de sedimentación se realizó con la ec 60 (para los promedios de las tres corridas de cada gasto); los resultados respectivos se presentan en las Tablas C.1 y C.2 del Apéndice C.

Como era de esperarse, en todos los casos estudiados la eficiencia de remoción de sólidos en el efluente decreció a medida que aumentaba la carga superficial aplicada (figs 46, 47 y 48).

No se encontraron diferencias significativas entre las posiciones alta y baja de las canaletas, ya que al calcular la desviación estándar para la eficiencia de las dos posiciones (Tabla C.3, Apéndice C) resultó que la máxima fue de 1.9 por ciento para módulo de tubos cuadrados y de 3.7 por ciento para el módulo de placas paralelas. Lo anterior concuerda

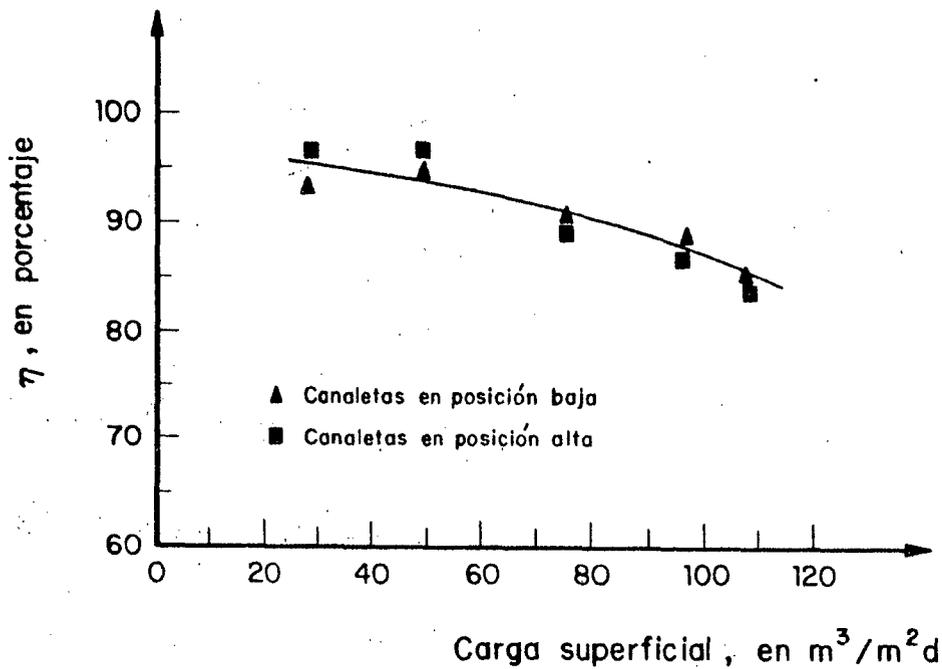


Fig 46. Eficiencias de remoción de sólidos en el sedimentador con módulo de tubos cuadrados

con la teoría de Hazen (1904), quien demostró matemáticamente que la cantidad de sedimentos removidos es independiente de la profundidad del tanque. Por este motivo, en las figs 46 y 47 solo se presenta una curva para ambas posiciones.

Al usar el módulo de tubos cuadrados se encontró que para una carga superficial de  $27.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  la eficiencia de remoción de sólidos es alrededor de 95 por ciento, mientras que para una carga hidráulica de  $108 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  tiene un valor de 85 por ciento; esto es, al aumentar casi cuatro veces la carga superficial, la eficiencia decrece solamente 10 por ciento (fig 46).

De manera similar, al usar el módulo de placas paralelas se observó que

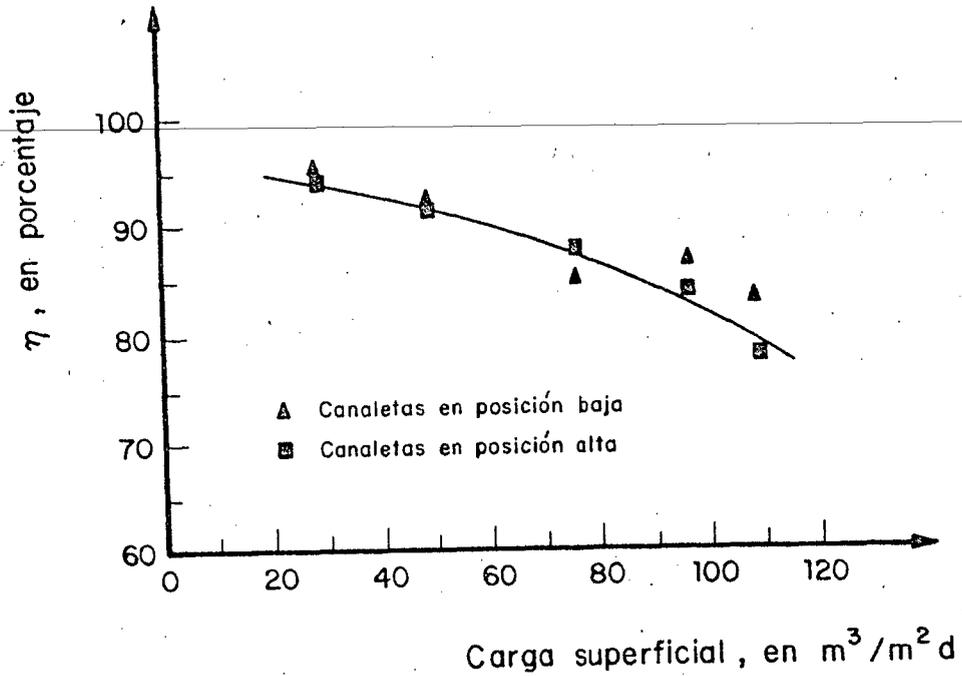


Fig 47. Eficiências de remoção de sólidos em el sedimentador con módulo de placas paralelas.

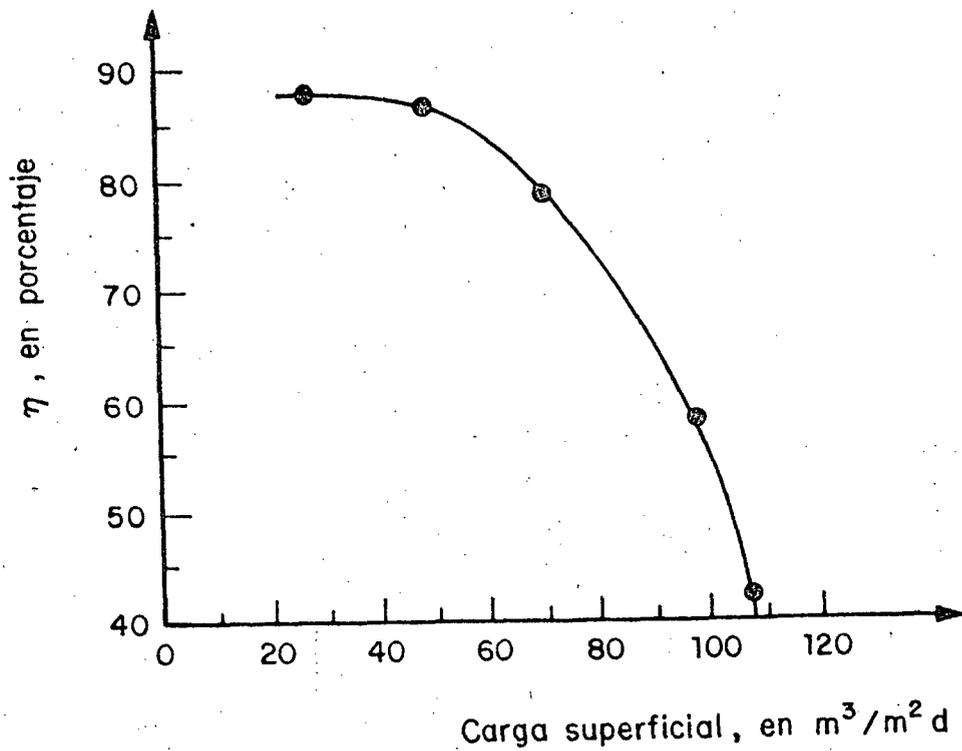


Fig 48. Eficiências de remoção de sólidos em el sedimentador sin módulo de alta taxa.

la eficiencia de remoción de sólidos es de 95 por ciento para  $27.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , y de 81 por ciento para  $108.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . En este caso, al cuadruplicarse la carga superficial, dicha eficiencia decrece 15 por ciento (fig 47).

Cuando se removió el módulo de alta tasa y se operó el sedimentador sin aquel, se encontró lo siguiente: para una carga superficial hasta de  $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , la eficiencia de remoción de sólidos decrece suavemente (fig 48); sin embargo, al rebasar este valor, la eficiencia disminuye en forma considerable. Así, para una carga superficial aplicada de  $27.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , se remueve el 88 por ciento de los sólidos suspendidos en el tanque; mientras que para  $108 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  el porcentaje de remoción es 42. O sea que, al aumentar cuatro veces la carga superficial, la eficiencia decrece 46 por ciento.

Si se compara la operación del sedimentador al usar el módulo de tubos cuadrados y el de placas paralelas, se encuentra que el primero es ligeramente más eficiente (como se aprecia en la fig 49). Además, se nota que la máxima diferencia en las eficiencias de remoción se presenta en la carga superficial más alta, o sea  $108.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ; sin embargo, tal diferencia es únicamente de 5 por ciento. De acuerdo con Yao (1970), el orden teórico más adecuado para lograr un mejor funcionamiento del sedimentador

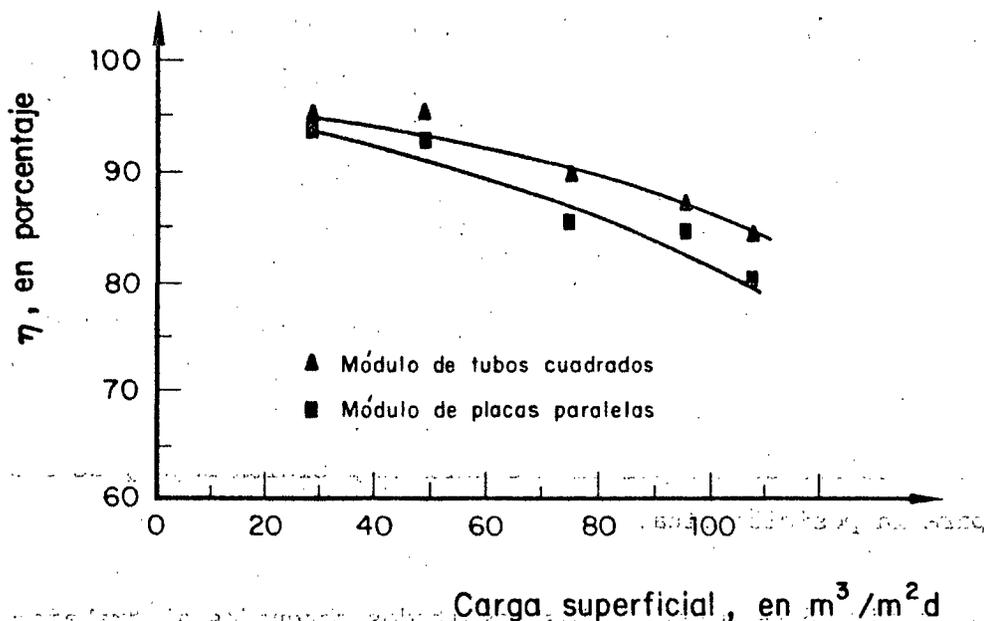


Fig. 49. Influencia del tipo de módulo en la operación del sedimentador

es utilizar primero placas paralelas y después tubos cuadrados, lo cual no concuerda con los resultados obtenidos en la práctica. Lo anterior se puede deber a que hidráulicamente el módulo de tubos cuadrados es mejor que el de placas paralelas, pues el efecto de pared, ocasionado en dos planos para el caso de los tubos, es comparable con el producido por las placas en módulos de tamaño reducido (Di Bernardo, 1987).

En las figs 50 y 51 se puede apreciar la influencia de la carga másica en la operación del sedimentador para el módulo de tubos cuadrados y el módulo de placas paralelas (Tabla C.5, Apéndice C). En esas figuras se observa que, al aumentar la carga másica (por el incremento correspondiente de la carga superficial), la remoción de sólidos suspendidos decrece. Cuando se utiliza el módulo de tubos cuadrados, se obtiene una eficiencia de 96 por ciento para la carga másica de  $15 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$  y de 87 por ciento para la carga másica de  $63 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$  (fig 50). De manera similar, al emplear el módulo de placas paralelas, la eficiencia es de 95 por ciento para la carga de  $20 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$  y de 80 por ciento para  $82 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{d}$ .

Por otro lado, en las figs 52 y 53 se muestran los resultados obtenidos en la remoción de sólidos. Los datos corresponden a la zona superior del sedimentador, es decir, la zona de recolección de agua clarificada (módulo de tubos cuadrados, Tabla C.2, Apéndice C). Existe uniformidad en la cantidad de sólidos suspendidos removida; así, el porcentaje del coeficiente de variación es menos de 2.1 para la posición baja del módulo y menor que 3.7 para la posición alta.

En cuanto al módulo de placas paralelas, la concentración de sólidos resultó uniforme en la zona de recolección de agua clarificada (figs 54 y 55). El máximo coeficiente de variación entre los cuatro puntos de muestreo fue de 4.3 por ciento para la posición baja y de 3.5 por ciento para la posición alta.

En la fig 56 se muestran los resultados obtenidos al trabajar sin módulo de alta tasa. Se enfatiza que no existe la uniformidad encontrada en

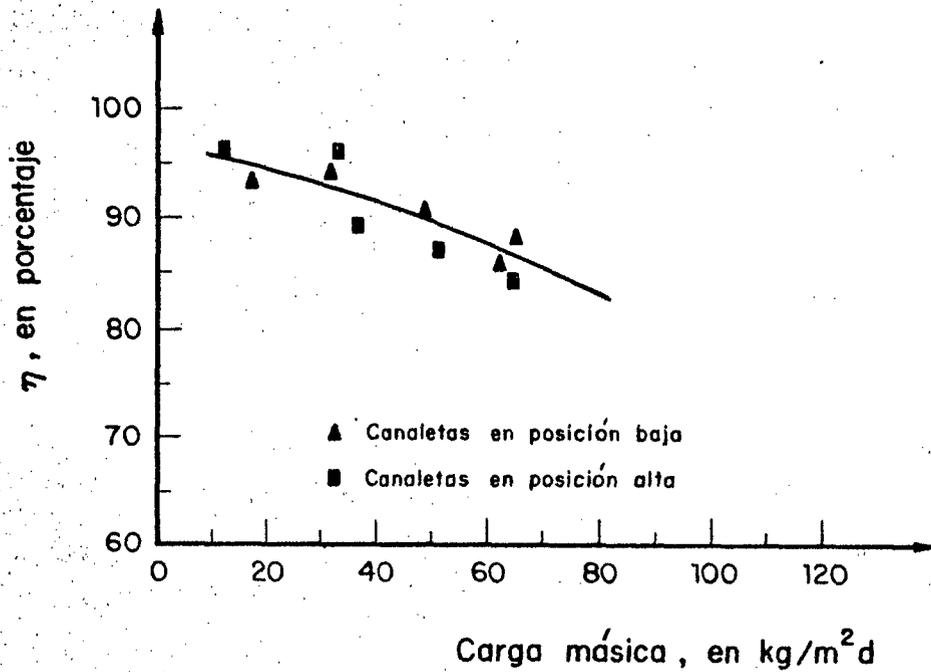


Fig 50. Influencia de la carga másica en la operación del sedimentador con módulo de tubos cuadrados

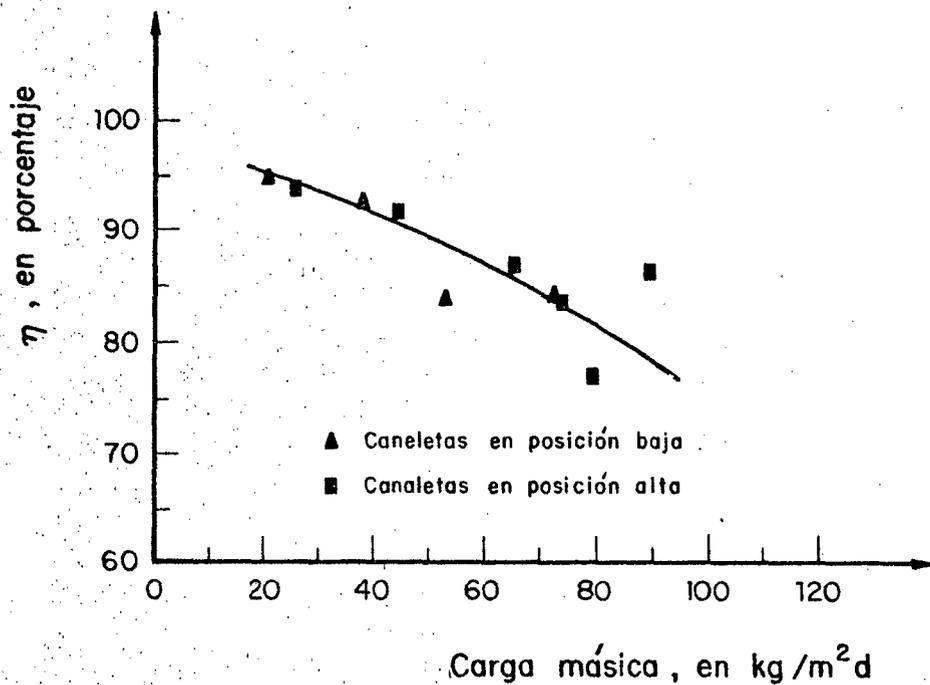


Fig 51. Influencia de la carga másica en la operación del sedimentador con módulo de placas paralelas

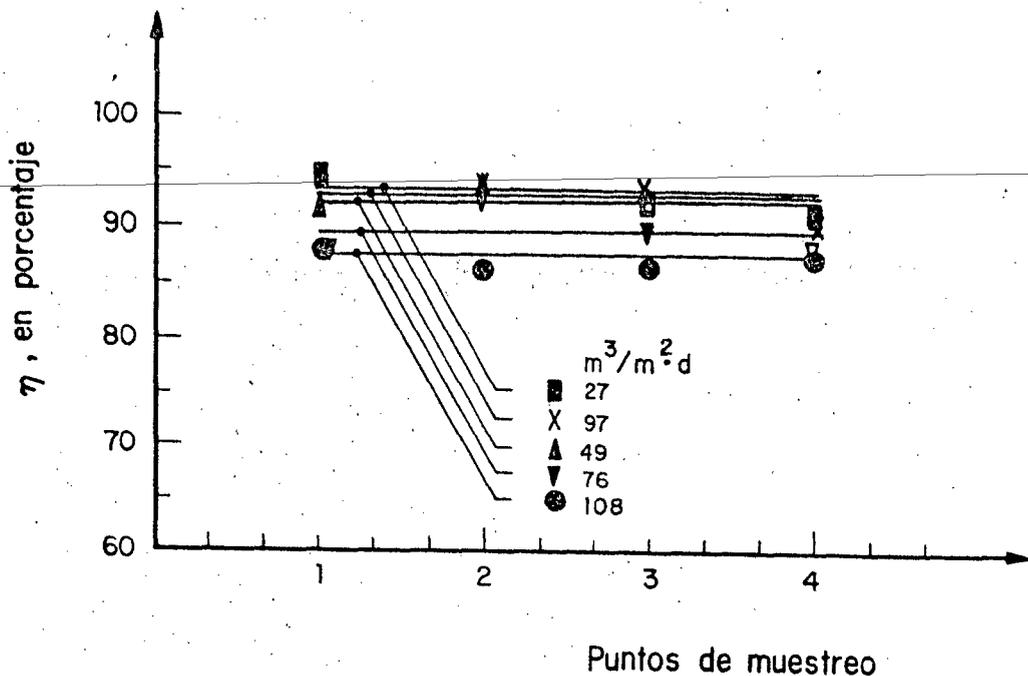


Fig 52. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada. Módulo de tubos cuadrados, con canaletas en posición baja

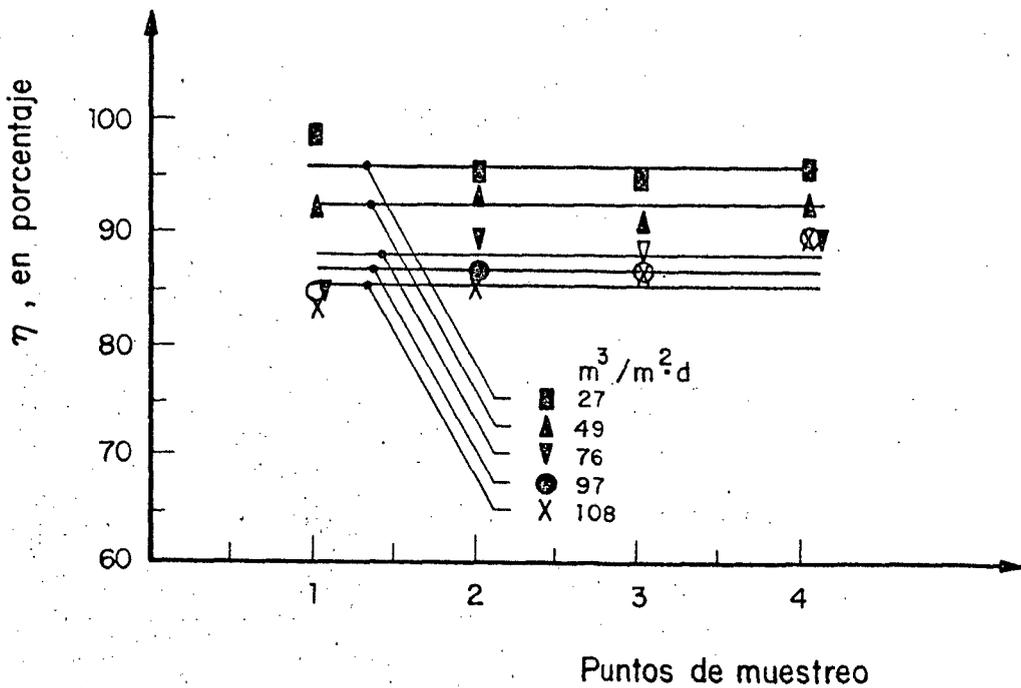


Fig 53. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada. Módulo de tubos cuadrados, con canaletas en posición alta

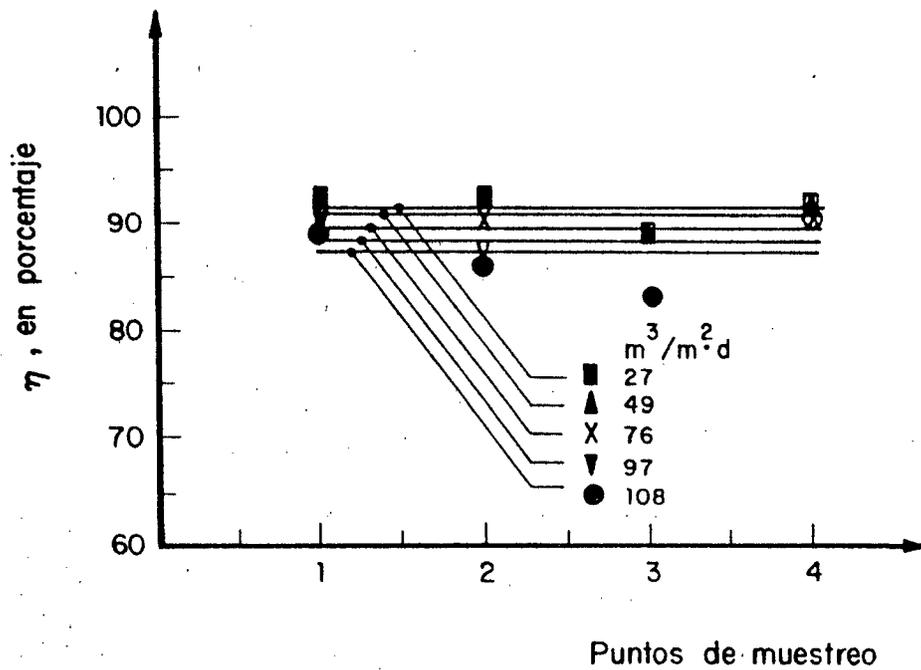


Fig. 54. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada. Módulo de placas paralelas, con canaletas en posición baja

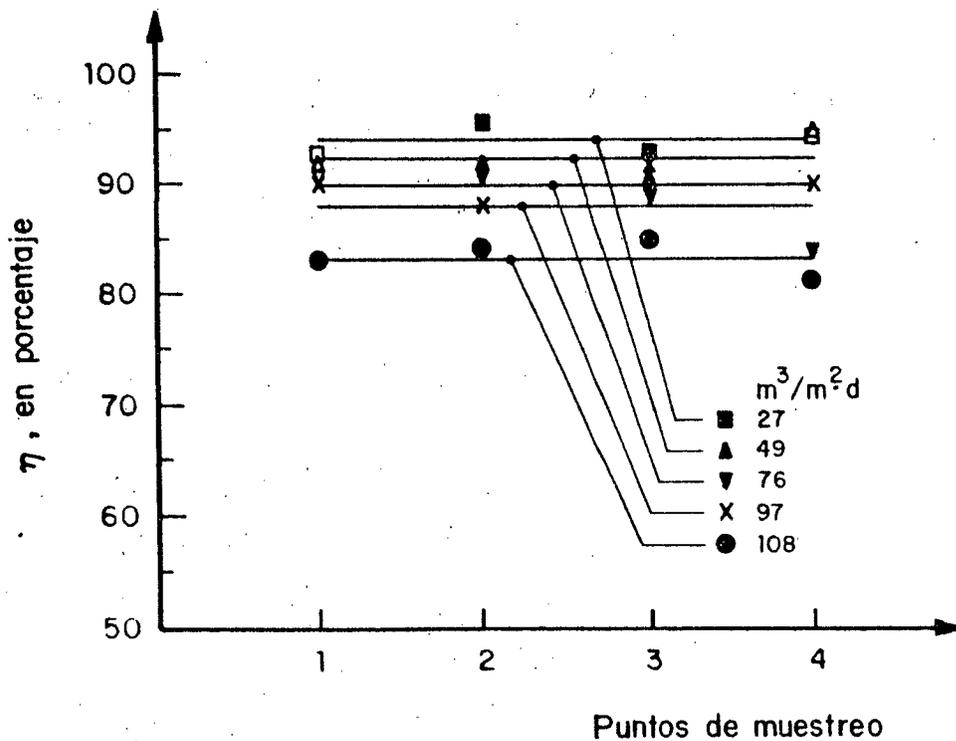


Fig. 55. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada. Módulo de placas paralelas, con canaletas en posición alta

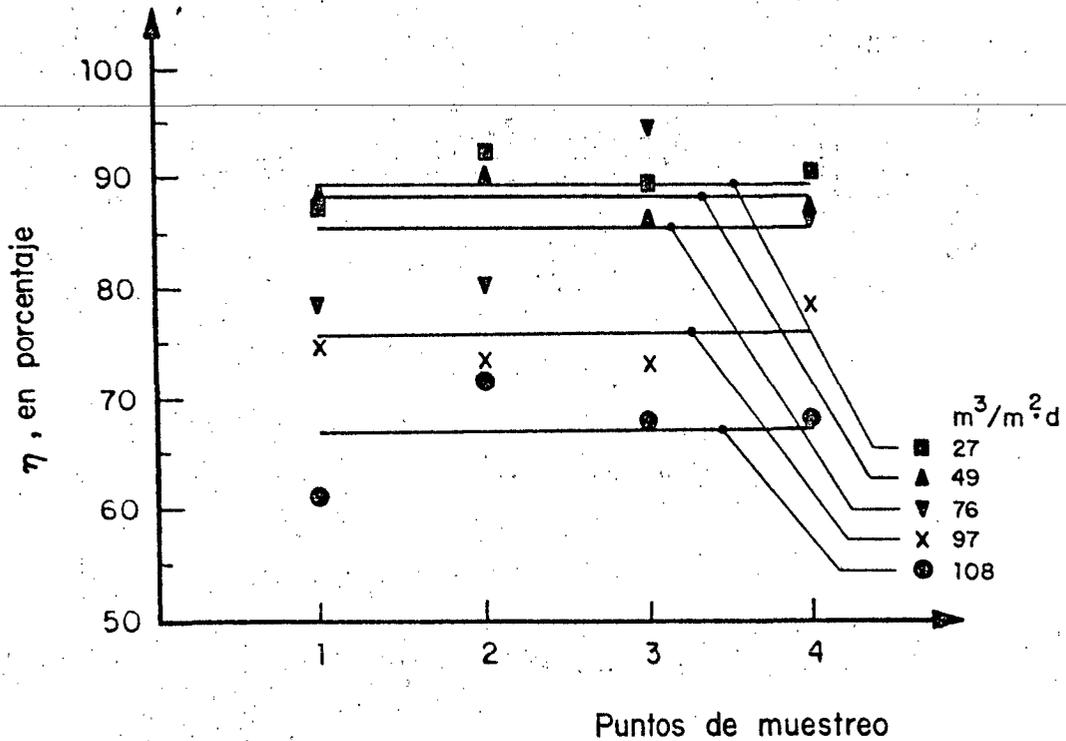


Fig 56. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada, sin módulo de alta tasa

los casos anteriores (cuando se usó dicho módulo). Por el contrario, aquí se obtuvo mayor dispersión de las eficiencias de sedimentación, ya que el coeficiente de variación fue de 7.8 por ciento. Lo anterior indica que el módulo de alta tasa uniforma la distribución de flujo y, en consecuencia, la de los sólidos dentro del sedimentador.

### 5.2.2 Influencia del coagulante en la operación del sedimentador

En la fig 57 se presenta una gráfica con los resultados de pruebas realizadas. Al igual que en el inciso anterior, al aumentar la carga superficial, la eficiencia de remoción decrece; sin embargo, en este caso la disminución en la remoción de sólidos suspendidos es mucho menos pronunciada ya que, por ejemplo, al incrementar cuatro veces la carga superficial (de 25 a 100 m³/m².d), la eficiencia únicamente disminuye 2 por ciento (de 97 a 95 por ciento).

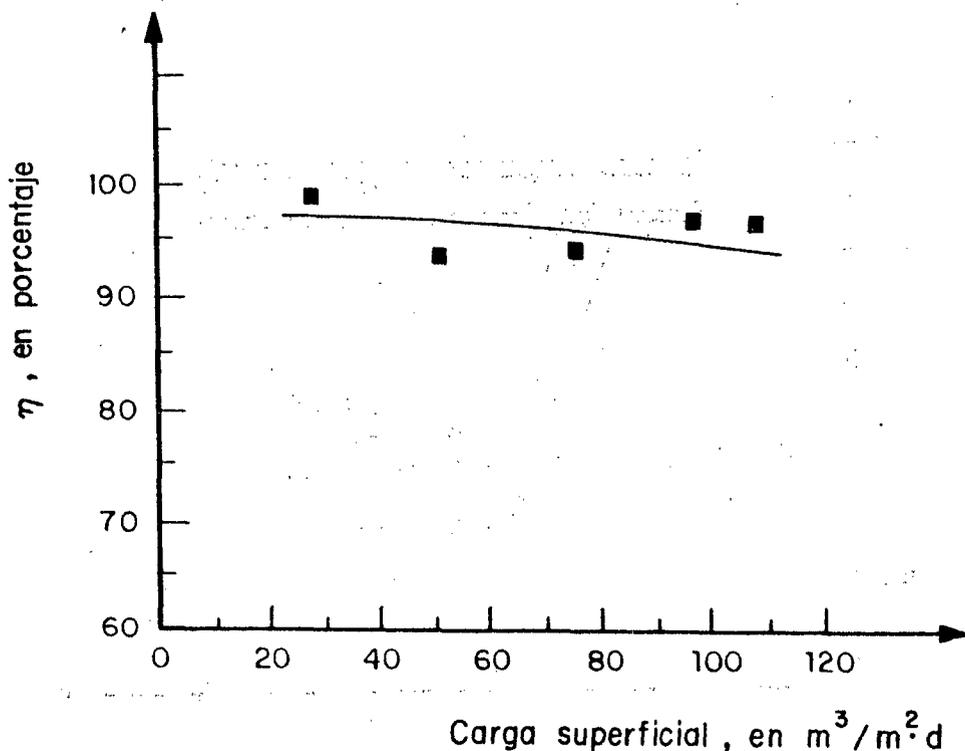


Fig 57. Influencia de coagulantes en la operación del sedimentador con módulo de tubos cuadrados

Tal diferencia, que no puede ser considerada significativa, se debe a que la adición de sulfato de aluminio ayuda a la aglomeración de los sólidos suspendidos más pequeños, ya que estos flocculan más fácilmente, con lo cual se remueve mayor cantidad de sólidos suspendidos y en forma más constante. Es interesante hacer notar que, al agregar el coagulante, la velocidad de sedimentación se incrementó 56 por ciento con respecto a la determinada sin coagulante. De la misma manera, el índice volumétrico de lodos aumentó 37 por ciento al agregar coagulante.

En la fig 58 se puede observar que existe una distribución uniforme de sólidos en la parte superior del sedimentador, es decir, en la zona de recolección de agua clarificada. En una de las pruebas, el máximo coeficiente de variación para las eficiencias de remoción fue de 1.1 por ciento (Tabla C.2, Apéndice C).

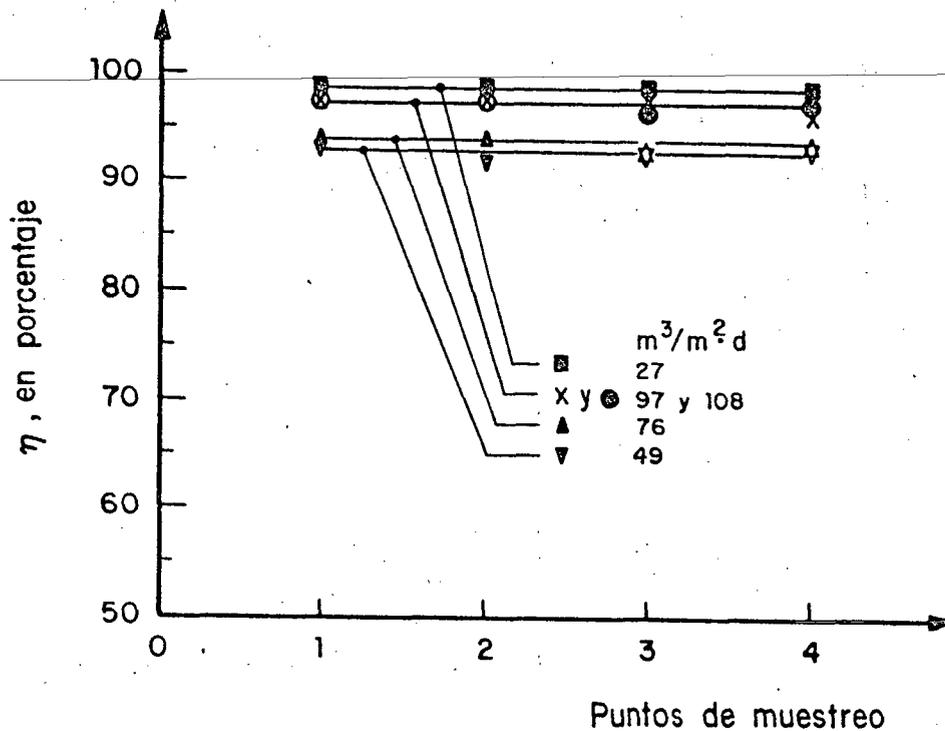


Fig 58. Eficiencias de remoción de sólidos en la zona de agua clarificada. Adición de sulfato de aluminio como coagulante

### 5.3 Evaluación del parámetro $S$ para el sedimentador

Como se mencionó en el subinciso 3.2.2.2, Yao (1979) propuso el parámetro  $S$  para caracterizar teóricamente el funcionamiento de un sedimentador de alta tasa. Así, cualquier partícula suspendida se removerá completamente si su valor de  $S$  es mayor o igual que el valor de  $S_c$  para ese tipo de sistema. Con este fin, se calcularon los valores de  $S$  para diferentes condiciones, los cuales se resumen en la fig 59.

Se obtuvieron los valores de  $S$  a partir de la ec 23, con un ángulo de inclinación de  $60^\circ$  y una longitud relativa de 27.7 cm/5 cm. La velocidad de sedimentación,  $v_s$ , se calculó con base en las características de los lodos usados (Koopman y Cadee, 1982) y resultó de 80 m/d. Se varió la velocidad de flujo,  $v_o$ , para obtener diferentes valores de  $S$  (Tabla C.7, Apéndice C).

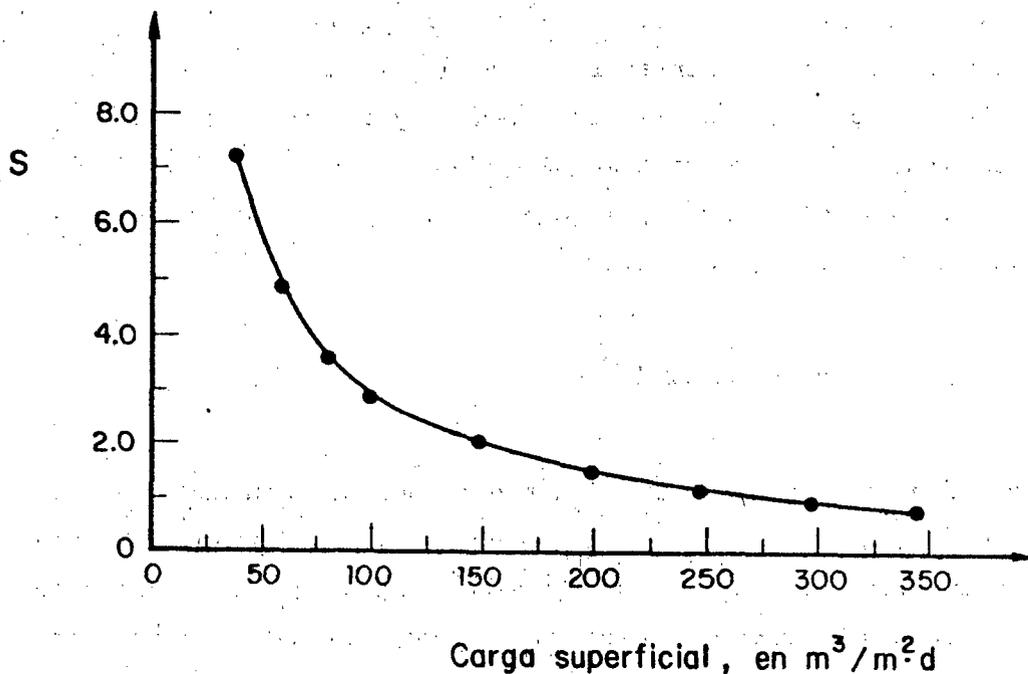


Fig 59. Valores de  $S$  en función de la velocidad de flujo

De esta forma, al usar el módulo de tubos cuadrados, teóricamente se deben eliminar todas las partículas cuando las condiciones de operación proporcionan un valor de  $S$  de  $11/8 = 1.375$ .

La velocidad de flujo,  $v_o$ , para  $S = 11/8$  (carga superficial de  $212 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ) es de  $212 \text{ m/d}$  (fig 58). De igual manera, para placas paralelas ( $S = 1$ ), la carga superficial límite es de  $300 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . En el caso de placas paralelas, se obtiene un resultado similar si se utiliza el valor logrado a partir de la fig 10 para calcular la carga superficial límite; esto es, con  $L = 5.54$  ( $27.7/5$ ) resulta  $v_{sc}/v_o = 0.28$ . Ahora, si  $v_{sc}$  se toma como  $80 \text{ m/d}$ , la carga hidráulica es  $285 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .

Aunque no se trabajó con esas cargas superficiales, en la práctica es de suponerse que las eficiencias de remoción sean bajas. Las diferencias encontradas entre la teoría y la práctica se deben a que Yao consideró en su desarrollo matemático condiciones ideales en el comportamiento de

las partículas, es decir: flujo laminar y partículas no floculantes. En la parte experimental, el sedimentador no operó idealmente, ya que dentro del tanque existen regiones con gran turbulencia y el comportamiento hidráulico se aproxima al del reactor mezclado con zonas muertas (Jiménez *et al*), 1986 y 1987). Además, el licor mezclado no se comporta como partículas discretas, de tamaño y densidad uniformes.

#### 5.4 Análisis general de los resultados

Como se discutió en el cap 3, el funcionamiento del sedimentador depende de las características hidráulicas del tanque. Así, es deseable que dentro de los sedimentadores exista flujo pistón a fin de que cada elemento del fluido permanezca el tiempo necesario para que los sólidos decanten. Por tanto, los fenómenos que determinan la eficiencia de un sedimentador son las características del flujo y las de los sólidos.

Jiménez *et al* (1987) encontraron que el sedimentador no se comporta en forma ideal (es decir, flujo pistón), sino que presenta algunas características de un tanque perfectamente mezclado, con zonas muertas (20 por ciento), y cortocircuitos hidráulicos (1 por ciento).

Estos resultados y el hecho de que los sólidos con los cuales se trabajó (lodos activados) presenten baja densidad y amplia distribución en peso y talla de las partículas -condiciones no consideradas en el estudio teórico hecho por Yao- ayudan a explicar por qué la teoría de Yao no se ajustó a lo hallado experimentalmente.

Por otra parte, es indudable que al usar el módulo de alta tasa se disminuye el tiempo de retención necesario (o, si se prefiere, aumenta la carga superficial admitida) para remover un porcentaje de sólidos dado. En la fig 60 se comparan los resultados obtenidos al usar el sedimentador con módulo de alta tasa, sin módulo, y con módulo y coagulante (Tabla

C.4, Apéndice C). En este último caso se lograron las mejores eficiencias de remoción de sólidos, para las condiciones estudiadas.

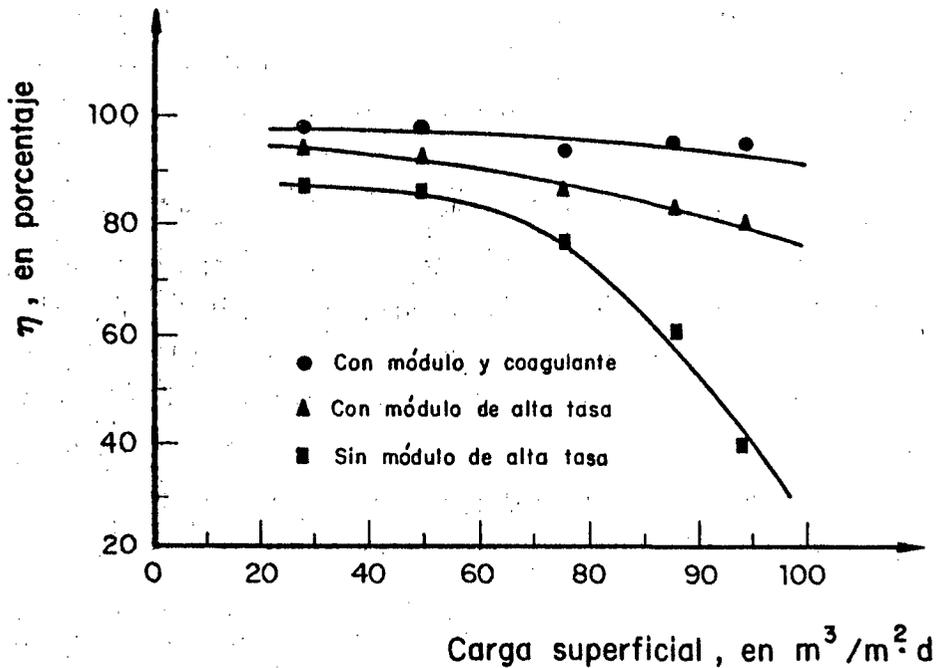


Fig 60. Funcionamiento del sedimentador bajo diferentes condiciones de operación

Es interesante mencionar que el área de sedimentación del tanque es de 0.824 m<sup>2</sup> sin módulo y, al introducirlo, esta se incrementa hasta 2.78 m<sup>2</sup>, lo cual favorece la remoción de sólidos suspendidos.

En la literatura existen criterios de diseño para sedimentadores secundarios que operan en plantas que funcionan mediante el proceso de lodos activados. Por ejemplo, el IWPC (Institute of Water Pollution Control, 1973) recomienda una carga superficial máxima de 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d y un tiempo máximo de retención de 1.5 h para obtener un buen funcionamiento del

sedimentador. Con los mismos propósitos, la EPA (*United States Environmental Protection Agency*, 1975) recomienda una carga superficial entre 16 y 32  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  y cargas máxicas entre 90 y 145  $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Como se puede observar, las cargas superficiales utilizadas en el presente estudio fueron hasta de 108  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , con una eficiencia de remoción de sólidos de 83 por ciento. Esto indica que, al usar el módulo de alta tasa, se puede aumentar hasta cuatro veces la carga superficial recomendada en la literatura y se obtendrán buenas eficiencias de remoción.

Otra manera de comparar el funcionamiento del sedimentador es la siguiente. La concentración de sólidos suspendidos totales admisible en el efluente de un sedimentador secundario está en función del medio receptor. Si se toma, por ejemplo, lo establecido por la Dirección General de Uso del Agua y Prevención de la Contaminación de la SARH (1975), dicha concentración debe ser de 50  $\text{mg}/\text{l}$ . Así, de acuerdo con la concentración promedio del afluente, se establece que la eficiencia de remoción deseada es aproximadamente de 90 por ciento.

Al analizar la fig 60 se observa que, para obtener tal eficiencia de remoción de sólidos, se puede aplicar una carga superficial hasta de 70  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  al usar el módulo de alta tasa; mientras que sin el módulo se alcanza dicha eficiencia con cargas superficiales inferiores a 20  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .

Por otra parte, la adición de coagulantes permite operar el sedimentador con cargas superficiales hasta de 140  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  (valores extrapolados), y obtener la misma eficiencia.

A partir de estos resultados, se puede afirmar que un sedimentador equipado con módulo de alta tasa admite una carga superficial tres y media veces mayor que otro sin módulo. Esta relación aumenta hasta siete veces si además se agrega un coagulante a los lodos.

Para estudiar la influencia del gasto de purga en la remoción de sólidos, se efectuaron pruebas bajo las mismas condiciones pero con dos gastos de purga diferentes de (25 y 40 por ciento). Los resultados de estos ensa-

yes se presentan en la Tabla C.1, Apéndice C (Estudios con adición de coagulante). Según se observa, el aumento de 15 por ciento en la purga, con la consiguiente disminución de la altura de la cama de lodos, prácticamente no influye en la remoción de sólidos.

El funcionamiento de sedimentador no se ve afectado significativamente por el tipo de módulo empleado. En cambio, el costo de fabricación del módulo de tubos cuadrados es alrededor de tres veces mayor que el de placas paralelas, debido a la complejidad de su manufactura. Por lo anterior, se recomienda el uso de un módulo de placas paralelas.

Finalmente, es interesante señalar que la posición del módulo dentro del tanque no resultó un factor relevante; sin embargo, se recomienda la posición alta para aumentar la trayectoria que deban recorrer las partículas.

## 6. INFLUENCIA DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN EN LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS

### 6.1 *Desarrollo experimental*

Puesto que, al parecer, no existen en la literatura especificaciones precisas de diseño para efluentes secundarios biológicos, se realizaron los presentes estudios a fin de determinar el ángulo de inclinación óptimo para la remoción de sólidos suspendidos. Con tal propósito, se utilizaron efluentes provenientes de tres sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales: uno de biomasa suspendida (lodos activados) y dos de biomasa fija (biodisco y filtro percolador); sistemas que se caracterizan por tener funcionamientos muy diferentes.

El equipo empleado en tales estudios fue un tubo circular de 3.8 cm de diámetro y 50 cm de longitud. La suspensión se pasó del tanque receptor -que se encontraba perfectamente agitado- al tubo mediante una bomba dosificadora. El gasto alimentado se controló con una válvula y se midió volumétricamente a la salida del tubo (fig 61).

Se llevaron a cabo tres conjuntos de corridas, esto es, un conjunto para cada tipo de efluente. El ángulo de inclinación se varió, con respecto a la horizontal, de 10 a 80°. Se trabajó con una carga superficial de  $70 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Para cada corrida se midió la turbidez del afluente mediante

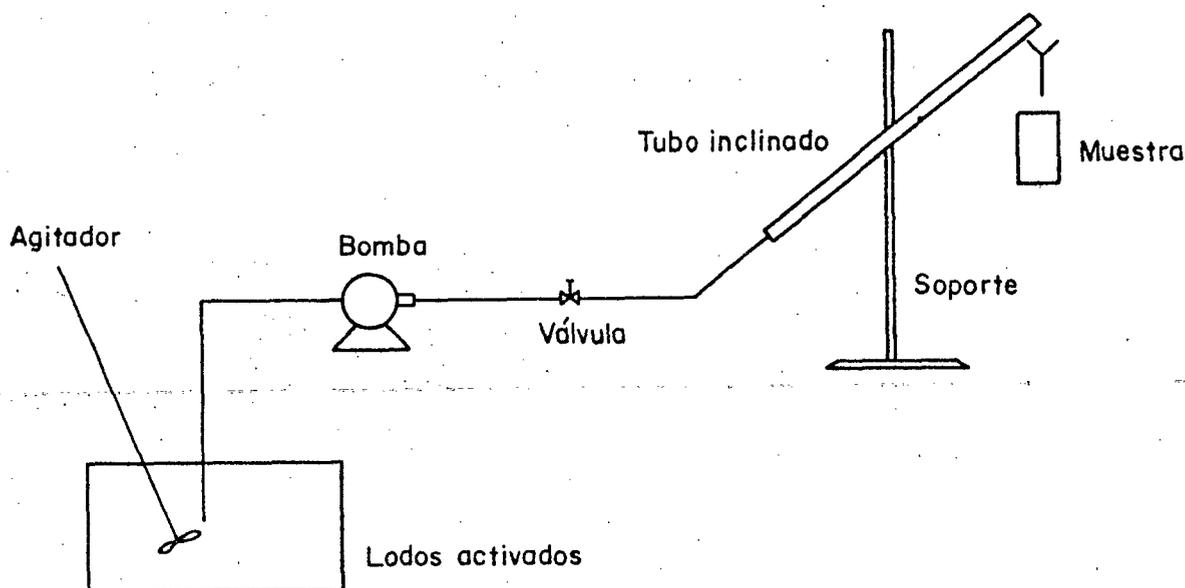


Fig 61. Equipo utilizado para determinar la influencia del ángulo de inclinación

un nefelómetro Turner. Después de haber transcurrido tres veces el tiempo teórico de retención (31 min), se tomó una muestra del efluente y se midió la turbidez. En la Tabla 7 se resumen las condiciones de operación.

## 6.2 Resultados y su análisis

Los resultados de estos estudios se presentan en el Apéndice D, Tabla D.1. Para cada caso, se calculó la eficiencia de remoción mediante la ec 60 (sólo que se usó turbidez en lugar de concentraciones); los datos obtenidos se muestran en las figs 62, 63 y 64, así como en la Tabla D.2 (Apéndice D).

TABLA 7. CONDICIONES DE OPERACIÓN UTILIZADAS EN EL ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)	Ángulos de inclinación (en grados)		
	Lodos activados	Biodisco	Filtro percolador
70	10	10	10
70	20	20	20
70	30	30	30
70	40	40	40
70	45		
70	50	50	50
70	55		
70	60	60	60
70	70	70	70
70	80	80	80

La fig 62 representa la variación de la remoción de sólidos en función del ángulo de inclinación cuando se utilizaron lodos activados como material sedimentable. Se observa que, para ángulos de inclinación bajos (hasta 20°), la remoción de turbidez es prácticamente constante y alrededor de 90 por ciento. Al inclinarse más el tubo, la calidad del efluente mejora, ya que aumenta la eficiencia de remoción. Se logra el máximo valor alrededor de los 45°, donde se remueve hasta 95 por ciento de la turbidez, después de lo cual la eficiencia comienza a disminuir.

Lo anterior indica que 45° es el mejor ángulo de inclinación; además, con él los lodos resbalan fácilmente hacia el fondo del tubo (Culp *et al*, 1968).

En la fig 63 se presentan los resultados para lodos provenientes del sistema de biodisco. Al igual que en el caso anterior, con ángulos de inclinación pequeños se obtienen eficiencias de remoción bajas y estas mejoran

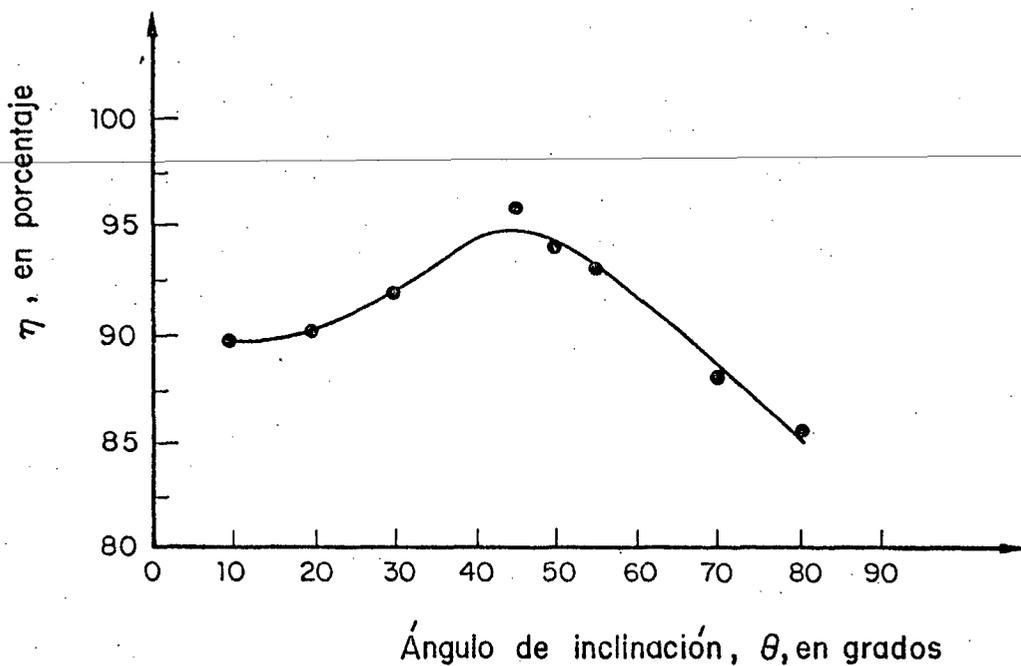


Fig 62. Influencia del ángulo de inclinación en la remoción de turbidez con lodos activados

a medida que aumenta la inclinación. El máximo se obtiene aproximadamente a los 42° (56 por ciento de remoción); después, la eficiencia de remoción comienza a descender.

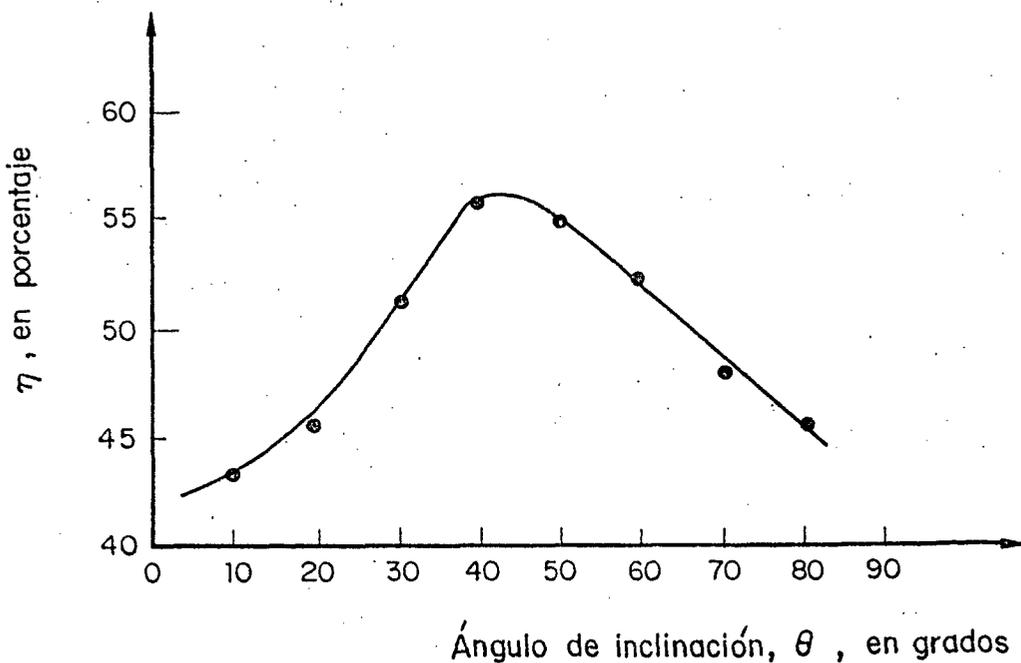


Fig 63. Influencia del ángulo de inclinación en la remoción de turbidez en lodos provenientes de biodisco

Los resultados del análisis de lodos provenientes de filtro percolador muestran que, también en este caso, se obtiene una curva en forma de campana, con un máximo de remoción a los 35° (54 por ciento de eficiencia). Esto se puede observar en la fig 64.

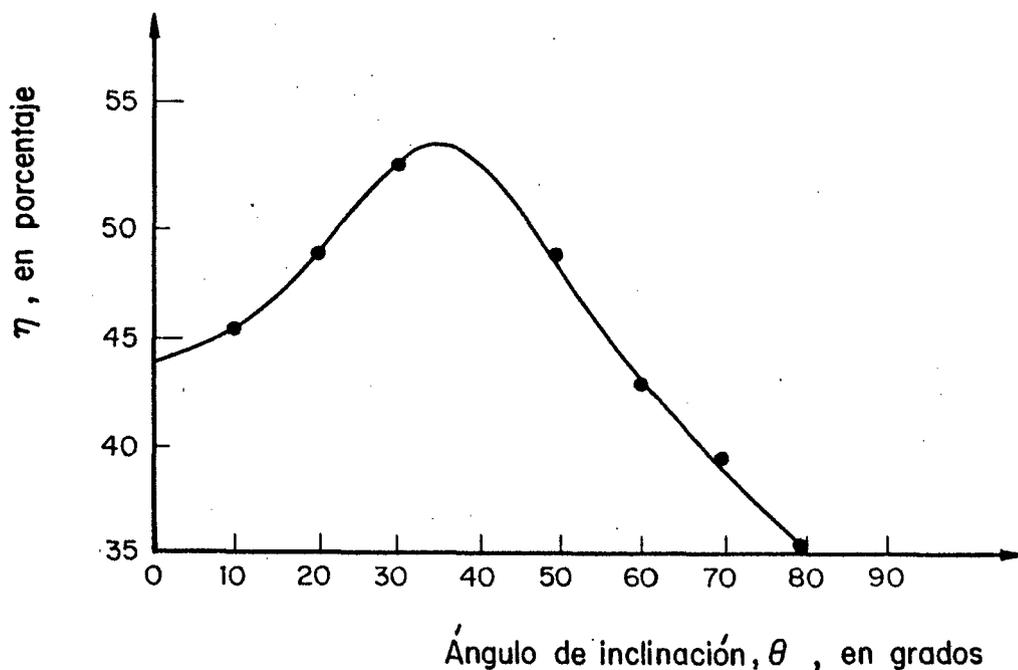


Fig 64. Influencia del ángulo de inclinación en la remoción de turbidez. Lodos provenientes de filtro percolador.

Según muestran las figs 62, 63 y 64, para los tres sistemas se obtienen curvas similares al variar el ángulo de inclinación; sin embargo, la variación de la eficiencia de remoción con respecto al ángulo de inclinación no es tan marcada en los sólidos provenientes del sistema de lodos activados como en los otros dos casos. Lo anterior se pudo deber a que la turbidez en lodos activados fue mucho mayor que en los otros sistemas: lodos activados tuvo alrededor de 65 UTN; biodisco, 12 UTN y filtro percolador, 15 UTN. Así, el hecho de que haya mayor cantidad de sólidos sedimentables favorece su floculación y permite que sean removidos con más facilidad.

## 7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 7.1 Estudios preliminares

Los estudios preliminares de sedimentación permitieron determinar la trayectoria de los flóculos dentro del tanque sedimentador, así como del módulo de alta tasa.

### 7.2 Estudios de campo

Se obtuvieron las siguientes conclusiones en cuanto a la operación del sedimentador:

- La eficiencia de remoción de sólidos decrece, en el sedimentador, a meda que aumenta la carga superficial aplicada.
- Las eficiencias de remoción para las cargas superficiales aplicadas (27 a 108 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d) fueron: de 85 a 95 por ciento al emplear el módulo de tubos cuadrados, y de 81 a 95 por ciento al utilizar el módulo de placas paralelas.

- Las eficiencias de remoción de sólidos decrecieron drásticamente (de 88 a 42 por ciento) al aumentar la carga superficial (de 27 a 108 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d), cuando el sedimentador funcionó sin módulo de alta tasa.
- El uso de sulfato de aluminio como coagulante hace que la eficiencia de remoción de sólidos permanezca prácticamente constante (95 a 99 por ciento) al aumentar la carga superficial (de 27 a 108 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d).
- El módulo de alta tasa favorece una distribución uniforme de los sólidos suspendidos en la zona de recolección de agua clarificada. Tal uniformidad aumenta al utilizar sulfato de aluminio como coagulante.
- El incremento de la carga másica (debido al aumento de carga superficial) produce una disminución de la eficiencia de remoción de sólidos.
- Para las condiciones estudiadas, el gasto de purga adecuado se sitúa entre 20 y 25 por ciento del gasto del afluente.

Respecto al diseño del sedimentador, se concluyó que:

- La introducción del módulo de alta tasa aumenta el área de sedimentación.
- El uso del módulo de alta tasa permite disminuir el tiempo de retención necesario para remover un porcentaje de sólidos dado.
- El módulo de tubos cuadrados es ligeramente más eficiente que el de placas paralelas; a pesar de ello, se recomienda el módulo de placas debido a su costo de fabricación.
- No existen diferencias significativas entre las posiciones alta y baja de las canaletas; sin embargo, se recomienda el uso de la posición alta porque sus características hidráulicas resultan mejores.

Las conclusiones acerca de la teoría son las siguientes:

- El uso del módulo de alta tasa permite aumentar de 3.5 a 4 veces la carga superficial recomendada en la literatura (EPA, IWPC, SARH) para sedimentadores secundarios convencionales que operan con lodos activados.
- La teoría expuesta por Yao para sedimentadores ideales no es satisfactoria si se compara con los resultados obtenidos en los experimentos, ya que se trabajó con efluentes de tipo biológico cuyas características difieren de los flóculos de potabilización.

Por tanto, con base en los resultados obtenidos, se recomienda la operación del sedimentador bajo las siguientes condiciones:

- Entrada: de tipo cuadrado con introducción sumergida de lodos.
- Módulo: de placas paralelas colocado en el primer tercio del sedimentador.

Y específicamente para efluentes de tratamiento por el proceso de lodos activados:

- Carga superficial:  $70 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  para obtener 90 por ciento de remoción de sólidos. Si se quiere aumentar la carga superficial o la eficiencia de remoción, se recomienda el uso de sulfato de aluminio como coagulante; en este caso, la carga hidráulica aplicada puede ser hasta de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .
- Gasto de purga: 25 por ciento del gasto de afluente (para cargas máxicas de 15 a  $100 \text{ kg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ).

Por último, se observa que existe variación de la eficiencia de remoción de turbidez al modificar el ángulo de inclinación del sedimentador; además, esta variación es característica del tipo de efluente (lodos activados, biodisco o filtro percolador).

La máxima remoción de turbidez en el efluente se alcanza al trabajar el

sedimentador con ángulos de inclinación de 35 a 45° (35° para filtro percolador, 42° para biodisco y 45° para lodos activados).

### 8. RECONOCIMIENTO

Los autores agradecen a Jaime Camargo, Hugo Sorchini y Margarita López H sus comentarios y aportaciones al presente trabajo, así como el patrocinio de la Dirección General de Captaciones y Conducciones del Agua de la SARH.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

1. Bramer, H, "Measuring sedimentation flocculation efficiencies", *Industrial Engineering Chemistry Proceedings Design and Development*, Vol 5 (1966), 316
2. Bergman, B, "An improved circular sedimentation design", *Journal and Proceedings, Institute of Sewage Purification*, South African Branch, primera parte (1985), 50-67
3. Bond, A, "Behavior of suspensions", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 86, No SA3 (1960), 57-85
4. Camp, T, "On grit chamber model test" *Transactions American Society of Civil Engineers*, Vol 101 (1936), 344
5. Camp, T, "Sedimentation and the design of settling tanks", *Transactions American Society of Civil Engineers*, Vol 3, No 2285 (1945), 445-486
6. Culp, G y Hansen, S, "Applying shallow depth sedimentation theory",

*Journal of the American Water Works Association*, Vol 59 (1967), 1135-1148.

---

7. Culp, G, Hansen, S y Richardson, G, "High-rate sedimentations in water treatment works" *Journal of the American Water Works Association*, Vol 60 (1968), 681-698
8. Culp, G, Kou-Ying Hsiung y Conley, W, "Tube clarification process, operating experiences", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 95, No SA5 (1969), 829-846
9. Degrémont, *Manual técnico del agua*, cap 7, Artes Gráficas Grijelmo SA, 4a ed, Bilbao (1979), 159-188
10. Di Bernardo, L, Comunicación personal (1987)
11. Dick, R y Ewing, B, "Evaluation of activated sludge thickening theories", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 93, No SA4 (1967), 9-29
12. Ekama, G y Marais, G, "Sludge settleability and secondary settling tank design procedures", *Water Pollution Control*, Vol 85, No 101, primera parte (1986), 101-113
13. Entat, M, "Décantation, séparation", *Techniques de L'ingénieur*, Service Commercial, 18 Place de l'Odéon 7506, París
14. Feuerstein, D y Selleck, R, "Fluorescent tracers for dispersion measurements", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 89, No SA4 (1963), 1-21
15. Fischerström, C, Isgård, E y Larsen, I, "Settling of activated sludge in horizontal tanks", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 93, No SA3 (1967), 73-83

16. Fitch, B, "Current theory and thickener design", *Industrial Engineering Chemistry*, Vol 58, No 10 (1966), 18-28
17. Hansen, S y Culp, G, "Applying shallow depth sedimentation theory", *Journal of the American Water Works Association*, Vol 59 (1967), 1134-1148
18. Hazen, A, "On sedimentation", *Transactions, American Society of Civil Engineers*, Vol 53 (1904), 45-71
19. Ingersoll, A, McKee, J y Brooks, N, "Fundamental concepts of rectangular settling tanks", *Proceedings American Society of Civil Engineers*, Vol 81, No 590 (1955), 1-28
20. Institute of Water Pollution Control "A guide to the design of sewage purification works" *Institute of Water Pollution Control*, Po Box 81249, Parkhurst 2120, EUA (1973)
21. Jiménez, B, Espinoza, J, Buitrón, G y Trujillo, D, "Fabricación y pruebas en un modelo físico de un sedimentador hidráulico de lodos", Informe interno (proyecto 5311), *Instituto de Ingeniería, UNAM, México* (dic 1986)
22. Koopman, B y Cadee, K, "Prediction of thickening capacity using diluted sludge volume index", *Water Research*, Vol 17, No 10 (1983), 1427-1431
23. Levenspiel, O, *Chemical reaction engineering*, Ed John Wiley and Sons, EUA (1972)
24. Márquez, J, "Diseño de una planta para tratamiento de aguas negras", tesis, ESIME, IPN, México (1985)
25. Mau, G, "A study of vertical-sludge inlet baffles", *Sewage and Industrial Wastes*, Vol 31, No 12 (1959), 1349

26. Metcalf y Eddy Inc, *Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse*, 2a Ed, McGraw-Hill, EUA (1979)
27. Pineault, G y Cloutier, L, "Fonction de transfert d'un réservoir agité en système continu: I. Détermination a l'aide d'un traceur fluorescent", *Canadian Journal of Chemical Engineering*, Vol 50 (1972), 736-742
28. Pineault, G y Cloutier, L, "Fonction de transfert d'un réservoir agité en système continu: II. Variation des constantes de temps avec et sans différence de densité initiale", *Canadian Journal of Chemical Engineering*, Vol 51 (1973), 55-59
29. Pürschell, W, "El tratamiento de las aguas residuales domésticas", *Tratado general del agua y su distribución. Técnicas de depuración, Técnicas de depuración, Tomo 6, Ed Urmo, España (1982)*
30. Rebhum, M y Argaman, Y, "Evaluation of hydraulic efficiency of sedimentation basins", *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, Vol 91, No SA5 (1965), 37-45
31. Reynolds, T, *Unit operations and processes in environmental engineering*, Wadsworth Inc, Belmont, Cal (1982), 69-129
32. Rich, L, *Unit operations in sanitary engineering*, John Wiley, Nueva York (1961), 81-109
33. Ríos, E y Fernández, J L, "Diseño de un modelo físico de un sistema sedimentador con extracción hidráulica de lodos", Informe interno (proyecto 3336), *Instituto de Ingeniería, UNAM, México (sep 1984)*
34. Roustan, M, Apuntes del curso "Modèles d'écoulement hydraulique dans les réacteurs", Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Francia (1982)

35. Roy, P y Choquette, P, "The gaussian distribution of  $0^{1/3}$  - A two-parameter statistical model for approximating RTD'S in CSTR'S ", *Canadian Journal of Chemical Engineering*, Vol 52 (1974), 492-495
36. Severin, B y Paduska, R, "Floculant settling dynamics under constant load", *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol 112, No 1 (1986), 171-184
37. Streeter, U y Wylie, E, *Mecánica de los fluidos*, 6a ed, McGraw-Hill, México (1979)
38. Talmage, W y Fitch, B, "Determining thickener unit areas", *Industrial Engineering Chemistry*, Vol 47, No 1 (1955), 38-41
39. Tekippe, R y Cleasby, J, "Model studies of a peripheral feed settling tank", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol 94, No SA1 (1968), 85-102
40. "Techniques et économie de l'épuration des eaux residuaires", *Cahiers techniques de la Direction de la Prévention des Pollutions*, No 2, Ministère de l'environnement et du cadre de vie, Paris (1979)
41. United States Environmental Protection Agency, "Process design manual for suspended solids removal", EPA 62511-75-033a, Office of Technology Transfer, US EPA, Washington, DC (1975)
42. Verhoff, F, "Optimal design of high-rate sedimentation devices", *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol 105, No EE2 (1979), 199-215
43. Vo Van Bang y Cholette, A "Comparaison du modèle des réservoirs imparfaitement agités en serie avec le modèle de dispersion axiale", *Canadian Journal of Chemical Engineering*, Vol 51 (1973), 149-155
44. Yao, K, "Theoretical study of high-rate sedimentation", *Journal of*

*Water Pollution Control Federation*, Vol 42, No 2, primera parte (1970)  
218-228

---

45. Yao, K, "Design of high-rate settlers" *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol 99, No EE5 (1973), 621-637
46. Yee, L y Babb, A, "Inlet design for rectangular settling tanks by physical modeling", *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol 57, No 12 (1985), 1168-1177

APÉNDICE A. OBTENCIÓN DE LA ECUACIÓN DEL MODELO DE YAO PARA FLUJO LAMINAR  
EN UN TUBO CIRCULAR

A continuación se describe el desarrollo de la ec 16 del cap 4.

La ecuación que describe la velocidad puntual para flujo laminar en tubos circulares (Streeter, 1979) se expresa como

$$\frac{u}{v_o} = 2 \left( 1 - \left( \frac{r}{r_1} \right)^2 \right) \quad (1.1)$$

donde

$r_1$  radio del tubo

$r$  distancia del centro al punto donde se calcula la velocidad puntual.

Para llegar a la ec 16 se tiene que efectuar un cambio de coordenadas como se indica en la fig A.1.

En la fig A.1 se observa que

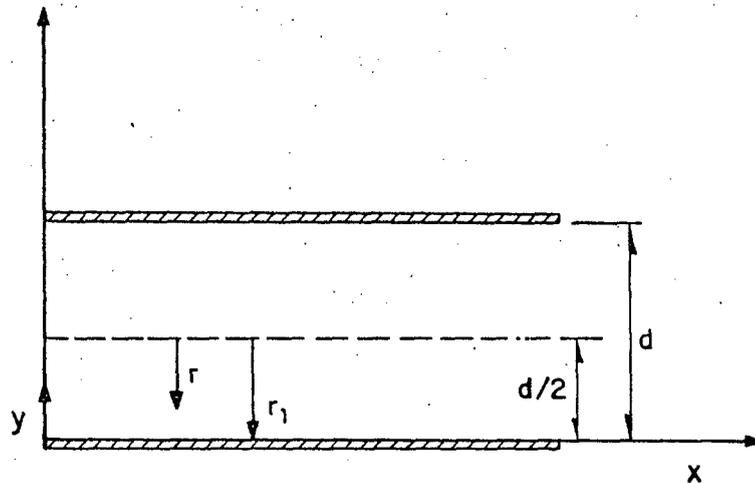


Fig A.1 Sistema de coordenadas para obtener la ec 16 del modelo de Yao

$$r_1 = d/2 \quad (1.2)$$

$$r = d/2 - y \quad (1.3)$$

Al sustituir las ecs 1.2 y 1.3 en la 1.1, se obtienen

$$\frac{u}{v_o} = 2 \left( 1 - \left( \frac{d/2 - y}{d/2} \right)^2 \right) \quad (1.4)$$

$$\frac{u}{v_o} = 2 \left( 1 - \frac{(d/2)^2 - dy + y^2}{(d/2)^2} \right) \quad (1.5)$$

$$\frac{u}{v_o} = 8 \left( \frac{y}{d} - \left( \frac{y}{d} \right)^2 \right) \quad (1.6)$$

La ec 1.6 es igual a la 16, ya que  $Y = y/d$ .

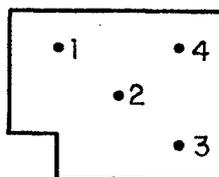
APÉNDICE B. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE CAMPO

TABLA B.1 RESULTADOS DE LOS ENSAYES CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS Y CANALETAS EN POSICIÓN BAJA

$Q_i^*$ (l/s)	$Q_p^{**}$ (l/s)	CONCENTRACIONES					
		Afluente (mg/l)	Efluente (mg/l)	1 (mg/l)	2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.26	0.05	573	30	83	20	27	23
0.26	0.05	620	43	13	33	70	93
0.26	0.05	700	--	22	74	58	52
Promedio		597	37	39	42	51	56
0.47	0.09	700	--	40	36	--	30
0.47	0.09	687	34	28	28	64	64
0.47	0.09	587	32	74	70	48	84
Promedio		637	33	47	45	56	59
0.72	0.18	703	66	80	78	90	112
0.72	0.18	647	--	68	42	52	86
0.72	0.18	567	70	62	36	68	46
Promedio		639	68	70	52	70	81
0.92	0.23	710	70	22	26	76	48
0.92	0.23	687	38	40	22	28	26
0.92	0.23	613	80	46	86	34	112
Promedio		670	63	36	45	46	62
1.03	0.25	600	86	112	40	100	104
1.03	0.25	637	74	34	100	66	38
1.03	0.25	500	86	--	94	82	120
Promedio		579	82	73	78	83	94

\*  $Q_i$ , gasto de afluente

\*\*  $Q_p$ , gasto de purga



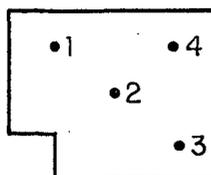
Puntos de muestreo en la superficie del sedimentador

TABLA B.2 RESULTADOS DE LOS ENSAYES CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS Y CANALETAS EN POSICIÓN ALTA

Q <sub>i</sub> <sup>*</sup> l/s	Q <sub>p</sub> <sup>**</sup> l/s	CONCENTRACIONES					
		Afluyente (mg/l)	Efluyente (mg/l)	1 (mg/l)	2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.27	0.06	577	17	12	17	23	12
0.27	0.06	576	7	6	6	12	36
0.26	0.06	563	36	17	36	50	17
Promedio		572	20	12	20	28	22
0.47	0.09	657	30	67	33	83	77
0.47	0.09	666	17	17	10	20	23
0.47	0.09	660	20	40	50	80	33
Promedio		661	22	41	31	61	44
0.72	0.17	470	53	50	65	75	--
0.72	0.16	500	47	100	30	45	--
0.72	0.16	450	48	--	40	--	--
Promedio		473	49	75	45	60	--
0.92	0.18	513	70	30	20	90	--
0.92	0.18	536	70	70	176	97	70
0.92	0.18	525	64	87	33	50	33
Promedio		525	68	62	76	79	52
1.03	0.2	583	100	103	80	80	53
1.03	0.2	600	83	63	80	76	50
1.03	0.2	620	103	83	100	63	66
Promedio		601	95	83	87	73	56

\* Q<sub>i</sub>, gasto de afluyente

\*\* Q<sub>p</sub>, gasto de purga



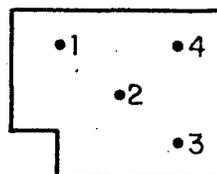
Puntos de muestreo en la superficie del sedimentador

TABLA B.3 RESULTADOS DE LOS ENSAYES CON MÓDULO DE PLACAS PARALELAS Y CANALETAS EN POSICIÓN BAJA

Q <sub>i</sub> <sup>*</sup> (l/s)	Q <sub>p</sub> <sup>**</sup> (l/s)	CONCENTRACIONES					
		Afluyente (mg/l)	Efluente (mg/l)	1 (mg/l)	2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.26	0.05	652	26	44	40	40	34
0.26	0.05	660	26	38	42	70	54
0.26	0.05	684	44	68	84	104	92
Promedio		665	32	50	55	71	60
0.47	0.09	776	57	100	64	56	76
0.47	0.09	736	28	29	23	71	54
0.47	0.09	646	63	63	43	90	60
Promedio		719	49	64	43	72	63
0.72	0.18	690	56	56	100	64	44
0.72	0.18	692	150	44	52	68	100
0.72	0.18	668	112	106	60	120	72
Promedio		683	105	69	71	84	72
0.92	0.23	672	240	348	80	148	144
0.92	0.23	712	64	30	120	76	30
0.92	0.23	680	156	36	76	128	92
Promedio		688	110	138	92	117	89
1.03	0.25	556	126	44	88	56	32
1.03	0.25	640	--	120	92	152	36
1.03	0.25	660	64	32	88	64	56
Promedio		619	95	65	89	91	41

\* Q<sub>i</sub>, gasto de afluyente

\*\* Q<sub>p</sub>, gasto de purga



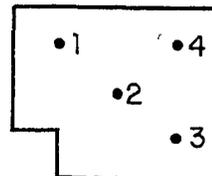
Puntos de muestreo en la superficie del sedimentador

TABLA B.4 RESULTADOS DE LOS ENSAYES CON MÓDULO DE PLACAS  
PARALELAS Y CANALETAS EN POSICIÓN ALTA

$Q_i^*$ (l/s)	$Q_p^{**}$ (l/s)	CONCENTRACIONES					
		Afluente (mg/l)	Efluente (mg/l)	1 (mg/l)	2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.26	0.05	700	60	56	51	74	49
0.26	0.05	864	31	60	16	43	43
0.26	0.05	1020	54	51	44	48	51
Promedio		861	48	56	37	55	48
0.47	0.09	668	94	83	63	77	46
0.47	0.09	945	58	58	28	40	26
0.47	0.09	952	36	40	100	16	--
Promedio		855	63	60	63	44	36
0.72	0.18	816	80	86	105	83	80
0.72	0.18	884	114	83	105	66	91
0.72	0.18	820	114	74	100	63	94
Promedio		840	103	81	103	71	88
0.92	0.23	908	83	73	68	77	80
0.92	0.23	924	100	84	81	118	96
0.92	0.23	--	126	69	54	177	174
Promedio		916	103	75	67	124	116
1.03	0.25	704	200	116	132	104	168
1.03	0.25	756	150	88	127	97	112
1.03	0.25	680	116	160	90	108	96
Promedio		713	155	121	116	103	125

\*  $Q_i$ , gasto de afluente

\*\*  $Q_p$ , gasto de purga



Puntos de muestreo en la superficie del sedimentador

TABLA B.5 RESULTADOS DE LOS ENSAYES SIN MÓDULO DE ALTA TASA Y CON CANALETAS EN POSICIÓN BAJA

$Q_i^*$ (l/s)	$Q_p^{**}$ (l/s)	CONCENTRACIONES					
		Afluente (mg/l)	Efluente (mg/l)	1 (mg/l)	2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.26	0.05	503	48	32	28	50	46
0.26	0.05	546	90	78	48	70	72
0.26	0.05	603	58	90	28	44	30
Promedio		551	65	67	35	55	49
0.47	0.09	557	66	64	38	48	--
0.47	0.09	560	78	68	62	68	60
0.47	0.09	600	72	66	51	72	70
Promedio		572	72	66	51	72	70
0.72	0.18	608	78	82	69	15	80
0.72	0.18	616	126	137	83	49	97
0.72	0.18	500	150	140	160	--	57
Promedio		575	121	120	104	32	78
0.92	0.23	640	192	124	148	176	60
0.92	0.23	584	324	184	172	148	196
0.92	0.23	--	--	128	56	52	20
Promedio		612	258	145	125	125	92
1.03	0.25	512	188	100	98	80	216
1.03	0.25	536	388	--	208	196	--
1.03	0.25	548	352	316	112	228	--
Promedio		532	309	208	139	168	216

\*  $Q_i$ , gasto de afluente

\*\*  $Q_p$ , gasto de purga

Puntos de muestreo  
en la superficie  
del sedimentador

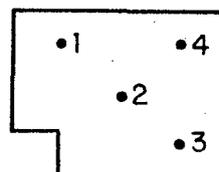


TABLA B.6 RESULTADOS DE LOS ENSAYES CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS Y CANALETAS EN POSICIÓN ALTA

Coagulante: Sulfato de aluminio (solución: 20.6 g/l)  
pH en el tanque: 7.23.

CONCENTRACIONES									
$Q_i$ (l/s)	$Q_p$ (l/s)	$Q_c$ (ml/s)	$C_c$ (mg/l)	Af (mg/l)	Ef. 1 (mg/l)		2 (mg/l)	3 (mg/l)	4 (mg/l)
0.26	0.05	0.50	40	800	8	6	8	10	7
0.47	0.09	0.91	40	832	64	56	64	62	48
0.72	0.28	1.40	40	800	44	46	44	64	48
0.72	0.18	1.40	40	850	40	62	56	56	58
0.92	0.37	1.79	40	780	18	14	12	12	18
1.03	0.25	2.0	40	820	20	12	22	20	18
1.03	0.41	2.00	40	848	14	--	18	20	18

$Q_i$ , gasto afluyente  
 $Q_p$ , gasto efluente  
 $Q_c$ , gasto coagulante  
 $C_c$ , concentración de coagulante en el tanque  
 Af, afluyente  
 Ef, efluente

APÉNDICE C. OPERACIÓN DEL SEDIMENTADOR DE ALTA TASA

TABLA C.1 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ·d)	Porcentaje de purga	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS			
		MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS		MÓDULO DE PLACAS PARALELAS	
		Canaletas bajas	Canaletas altas	Canaletas bajas	Canaletas altas
27.3	20	93.8	96.5	95.2	94.4
49.3	20	94.8	96.6	93.2	92.6
75.5	25	90.6	89.6	84.6	87.7
96.5	25	88.6	87.0	84.0	87.0
108.0	25	85.8	84.1	83.5	78.3

NOTA: Los porcentajes presentados para cada carga superficial y condición del módulo son los valores promedio

TABLA C.1 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS (CONTINUACIÓN)

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)	Porcentaje de purga	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS	
		SIN MÓDULO DE TUBOS	CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS
		Canaletas en posición baja	Canaletas en posición alta con adición de coagulante
27.3	20	88.2	99.0
49.3	20	87.4	92.3
75.5	25	78.9	95.3
75.5	40	--	94.5
96.5	25	57.8	--
108.0	25	41.9	97.5
108.0	40	--	98.3

TABLA C.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN LA ZONA DE COLECCIÓN DEL AGUA CLARIFICADA

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)	Porcentaje de purga	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS*									
		MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS									
		Canaletas en posición baja					Canaletas en posición alta				
		1	2	3	4	Promedio	1	2	3	4	Promedio
27.3	20	93.5	93.0	91.5	90.6	92.1 + 1.3	97.9	96.5	95.1	96.2	96.4 + 1.2
49.3	20	92.6	92.6	91.2	90.7	91.9 + 1.1	93.8	95.3	90.8	93.3	93.3 + 1.9
75.5	25	89.0	91.9	89.0	87.3	89.3 + 1.9	84.1	90.5	87.3	—	87.3 + 3.2
96.5	25	94.6	93.3	93.1	90.7	92.9 + 1.6	81.2	85.5	85.0	90.1	87.2 + 2.4
108.0	25	87.4	86.5	85.7	83.8	85.8 + 1.6	86.2	85.5	87.9	90.7	87.6 + 2.3

\* Los porcentajes correspondientes a cada punto son los valores promedio de las corridas.

TABLA C.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN LA ZONA DE COLECCIÓN DEL AGUA CLARIFICADA -  
(CONTINUACIÓN)

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)	Porcentaje de purga	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS*									
		MÓDULO DE PLACAS PARALELAS									
		Canaletas en posición baja					Canaletas en posición alta				
		1	2	3	4	Promedio	1	2	3	4	Promedio
27.3	20	92.5	91.7	89.3	98.0	91.1 ± 1.4	93.5	95.7	93.6	94.4	94.3 ± 1.0
49.3	20	91.1	94.0	90.0	91.2	91.6 ± 1.7	93.0	92.6	94.9	95.8	94.1 ± 1.5
75.5	25	90.0	89.6	87.7	89.5	89.2 ± 1.0	90.4	87.7	91.5	89.5	89.9 ± 1.7
96.5	25	79.9	86.6	83.0	87.1	84.2 ± 3.4	91.8	92.7	86.5	87.3	89.6 ± 3.1
108.0	25	89.5	85.6	85.3	93.4	88.4 ± 3.8	83.0	83.7	85.6	82.5	83.7 ± 1.3

\* Los porcentajes correspondientes a cada punto son los valores promedio de las corridas.

TABLA C.2 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS EN LA ZONA DE COLECCIÓN DE AGUA CLARIFICADA  
(CONTINUACIÓN)

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)	Porcentaje de purga	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS									
		SIN MÓDULO DE TUBOS					CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS				
		Canaletas en posición baja					Con adición de coagulante				
		1	2	3	4	Promedio	1	2	3	4	Promedio
27.3	20	87.8	93.6	90.0	91.1	90.6 + 2.4	99.2	99.0	98.8	99.1	99.0 + 0.2
49.3	20	88.5	91.1	87.4	87.8	88.7 + 1.7	93.3	92.3	92.5	94.2	93.1 + 0.8
75.5	25	79.1	81.9	94.4	86.4	85.5 + 6.7	92.7	93.4	93.4	93.2	93.2 + 0.3
75.5	40	--	--	--	--	--	94.3	94.5	92.0	94.0	93.7 + 1.1
96.5	25	76.3	79.6	79.6	85.0	80.1 + 3.6	--	--	--	--	--
96.5	40	--	--	--	--	--	98.2	98.5	98.5	97.7	98.2 + 0.4
108.5	25	60.9	73.8	68.4	59.9	65.6 + 6.7	98.5	97.3	97.6	97.8	97.8 + 0.5
108.0	40	--	--	--	--	--	--	97.9	97.6	97.9	97.8 + 0.1

TABLA C.3 INFLUENCIA DEL TIPO DE MÓDULO EN LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS* Tipo de módulo	
	Tubos cuadrados	Placas paralelas
27.3	95.2 ± 1.9	94.8 ± 0.6
49.3	95.7 ± 1.3	92.9 ± 0.4
75.5	90.1 ± 0.7	86.2 ± 2.2
96.5	87.8 ± 1.1	85.5 ± 2.1
108.0	85.0 ± 1.2	80.9 ± 3.7

\* Los porcentajes de remoción para cada tipo de módulo son promedios de las posiciones alta y baja ± la desviación estándar

TABLA C.4 COMPARACIÓN ENTRE LAS DIFERENTES CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SEDIMENTADOR Y LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN EN EL EFLUENTE

Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS		
	Con módulo **	Sin módulo	Con módulo y coagulante
27.3	95.0 ± 1.6	88.2	99.0
49.3	94.3 ± 1.8	87.4	92.3
75.3	88.1 ± 2.6	78.9	95.3
96.5	86.7 ± 1.9	57.8	97.6
108.0	82.9 ± 3.2	41.9	97.5

\*\* Los porcentajes de remoción son el promedio de los módulos de tubos cuadrados y el de placas paralelas

TABLA C.5 INFLUENCIA DE LA CARGA MÁSICA

	Carga superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)				
	27.3	49.8	75.5	96.5	108.0
CON MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS					
Canaletas en posición baja					
Carga másica (kg/m <sup>2</sup> .d)	16.3	31.4	48.2	64.6	62.5
Porcentaje de remoción en el efluente	93.8	94.8	90.6	88.6	85.8
Canaletas en posición alta					
Carga másica (kg/m <sup>2</sup> .d)	15.6	32.6	35.7	50.7	65.0
Porcentaje de remoción en el efluente	96.5	96.6	89.6	87.0	84.1
CON MÓDULO DE PLACAS PARALELAS					
Canaletas en posición baja					
Carga másica (kg/m <sup>2</sup> .d)	18.1	35.4	51.7	66.4	66.8
Porcentaje de remoción en el efluente	95.2	93.2	84.6	84.0	83.5
Canaletas en posición alta					
Carga másica (kg/m <sup>2</sup> .d)	23.1	42.1	63.4	88.4	77.0
Porcentaje de remoción en el efluente	24.4	92.6	87.7	87.0	78.3

TABLA C.5 INFLUENCIA DE LA CARGA MÁSICA (CONTINUACIÓN)

	Carga superficial ( $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ )				
	27.3	19.3	75.5	96.5	108.0
SIN MÓDULO DE ALTA TASA					
Canaletas en posición baja					
Carga másica ( $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ )	15.0	28.2	43.4	59.0	57.5
Porcentaje de remoción en el efluente	88.0	87.4	78.9	57.8	41.9
MÓDULO DE TUBOS CUADRADOS Y ADICIÓN DE COAGULANTE					
Canaletas en posición alta					
Carga másica ( $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ )	21.8	41.0	64.1	75.3	88.6
Porcentaje de remoción en el afluente	99.0	92.3	95.3	97.6	97.5

TABLA C.6 ÍNDICES VOLUMÉTRICOS DE LODOS (IVL)

Carga superficial ( m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d )	ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS (IVL), EN ml/g				
	Tubos cuadrados		Placas paralelas		Sin módulo
	Posición de las canaletas				
	Baja	Alta	Baja	Alta	Baja
27.7	251	122	195	186	254
49.3	235	166	229	187	250
75.5	188	148	241	155	208
96.5	204	190	189	175	196
108.0	193	166	202	224	226

TABLA C.7 VALORES DEL PARÁMETRO S PARA LAS DIVERSAS CONDICIONES DE OPERACIÓN

$v_o$ (m/d)	$v_s$ (m/d)	S
20	80	14.6
40	80	7.3
60	80	4.9
80	80	3.6
100	80	2.9
150	80	1.9
200	80	1.5
250	80	1.2
300	80	1.0
350	80	0.8

ÍNDICE D. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL ÁNGULO  
DE INCLINACIÓN EN LA REMOCIÓN DE TURBIDEZ

TABLA D.1 TURBIDEZ MEDIDA EN AFLUENTE Y EFLUENTE, EN FUNCIÓN DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN

Ángulo de inclinación $\theta$ (en grados)	TURBIDEZ (UTN)					
	Lodos Activados		Biodisco		Filtro Percolador	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
10	65.5	6.5	12.0	6.8	15.3	8.4
20	67.5	6.6	12.0	6.5	15.3	7.8
30	66.8	5.1	12.0	5.8	15.3	7.1
40	--	-	12.0	5.3	--	-
45	108	3.6	--	-	--	-
50	71.0	4.2	12.0	5.4	16.5	8.4
55	71.0	4.1	--	-	--	-
60	--	-	12.0	5.7	15.3	8.7
70	64.5	7.7	12.0	6.2	15.3	9.2
80	64.5	9.3	12.0	6.5	15.3	9.9

TABLA D.2 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN EN FUNCIÓN DEL ÁNGULO DE INCLINACIÓN

Ángulo de inclinación $\theta$ (en grados)	Lodos activados	Biodisco	Filtro percolador
10	90	43.3	45.1
20	90.2	45.8	49.0
30	92.3	51.6	53.6
40	--	55.8	--
45	96.6	--	--
50	94.1	55.0	49.1
55	93.1	--	--
60	--	52.5	43.1
70	88.1	48.3	39.9
80	85.6	45.8	35.3

APÉNDICE E. DISEÑO DE SEDIMENTADORES SECUNDARIOS

## E.1 Sedimentadores convencionales

Básicamente existen dos métodos para diseñar sedimentadores secundarios convencionales: el presentado por Talmage y Fitch (1955), y el que se fundamenta en el concepto del flux de sólidos (Dick, 1970).

### E.1.1 Método de Talmage y Fitch

El método de Talmage y Fitch se basa en la teoría de Kynch, donde se asume que la velocidad de sedimentación de las partículas es solamente función de la concentración local. Esta velocidad se relaciona con el gasto de lodos por tratar y la concentración de purga deseada. Para ello, se llevan a cabo pruebas de sedimentación como la que se describe a continuación. En una probeta de vidrio que tenga un litro de capacidad, se colocan los lodos con una concentración similar a la que tendrá el afluente del sedimentador. Se agitan estos lentamente a razón de cuatro a seis revoluciones por hora (para simular el efecto de las rastras del sedimentador). Se mide la altura de la interfase sólido-líquido en diferentes tiempos y se hace una gráfica con los resultados, como se muestra en la fig E.1.

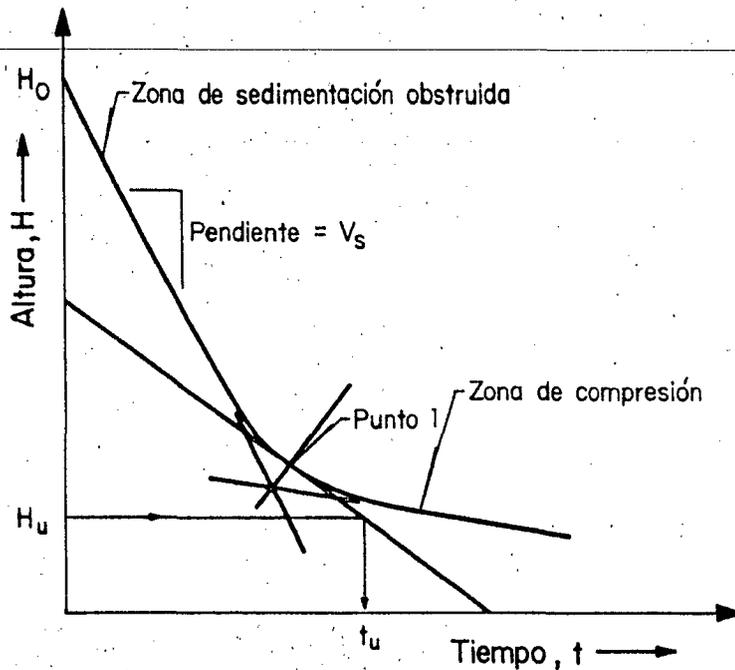


Fig. E.1. Curva para analizar la velocidad de sedimentación

El procedimiento para obtener el área final de un clarificador es el siguiente:

1. Determinar la pendiente de la región de sedimentación obstruida,  $v_s$ . Esta es la velocidad de sedimentación requerida para la clarificación (ver cap 4).
2. Trazar tangentes a partir de la zona de sedimentación obstruida y la región de compresión y bisecar el ángulo formado para localizar el punto 1 (fig E.1).
3. Dibujar una tangente a la curva en el punto 1.
4. Conociendo la concentración y altura iniciales del lodo  $C_0$  y  $H_0$ , respectivamente seleccionar una concentración de purga,  $C_u$ , y determinar la altura interfacial,  $H_u$ .

Puesto que

$$C_u H_u = C_o H_o \quad (E.1)$$

entonces

$$H_u = \frac{C_o H_o}{C_u} \quad (E.2)$$

5. Trazar una línea horizontal desde  $H_u$  hasta la intersección de la tangente con la curva y determinar el tiempo,  $t_u$  (fig E.1). Este es el tiempo requerido para alcanzar la concentración de purga,  $C_u$ , deseada.
6. Calcular el área requerida para el espesamiento,  $A_e$ , a partir de

$$A_e = 1.5 (Q + Q_R) \frac{t_u}{H_o} \quad (E.3)$$

donde

$Q$  gasto del afluente antes de unirse a la recirculación

$Q_R$  gasto de recirculación

1.5 factor de seguridad (Eckenfelder, 1980).

7. Determinar el área requerida para la clarificación,  $A_c$ ,

$$A_c = 2.0 \frac{Q}{v_s} \quad (E.4)$$

donde

$Q$  gasto del efluente del sedimentador (o del afluente antes de recirculación)

## 2.0 factor de sobrediseño.

Una de las áreas  $A_e$  o  $A_o$  será mayor; por tanto, se utilizará en el diseño final del clarificador.

Debido a su simplicidad -se requiere solo una prueba de sedimentación-, el método propuesto por Talmage y Fitch ha tenido gran aceptación. Sin embargo, como lo han notado varios investigadores -incluso Fitch (1962)-, se obtienen mejores resultados si se llevan a cabo varias pruebas de sedimentación.

### E.1.2 Método del flux de sólidos

Se basa en el concepto del flux de sólidos (Dick, 1970). Este flux es el flujo de sólidos espesados por unidad de área transversal (en otras palabras, la carga másica en  $\text{kg/m}^2\cdot\text{h}$ ).

Los sólidos que entran a los sedimentadores deben ser espesados de una concentración inicial,  $C_o$ , a la concentración de purga,  $C_u$ . Como los sólidos se mueven hacia el fondo, en algún nivel del tanque ocurre un flux de sólidos límite,  $G_L$ . Dicho flux no debe excederse pues de ocurrir esto los sólidos ascenderán y comenzarán a salir por el efluente. El movimiento de las partículas hacia el fondo es ocasionado por sedimentación obstruida, así como por el desplazamiento del volumen hacia abajo debido al gasto de purga.

Los datos requeridos para diseñar sedimentadores con este método se obtienen a través de una serie de pruebas de sedimentación donde se estudian varias concentraciones de lodos y se determinan sus respectivas velocidades de sedimentación. Una vez obtenidas estas, se construye una gráfica de velocidad de sedimentación,  $v_s$ , en función de la concentración de los sólidos,  $c$ , como se muestra en la fig E.2.

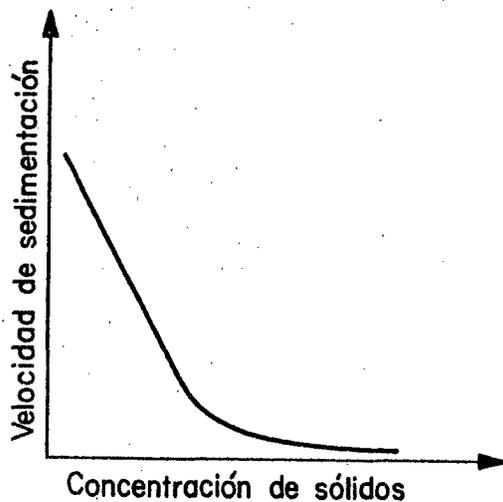


Fig E.2 Velocidades de sedimentación en función de la concentración de sólidos

A continuación, se calcula el flux de sólidos multiplicando la velocidad de sedimentación por la concentración de los sólidos, y se vacían los resultados en una gráfica, según se muestra en la fig E.3.

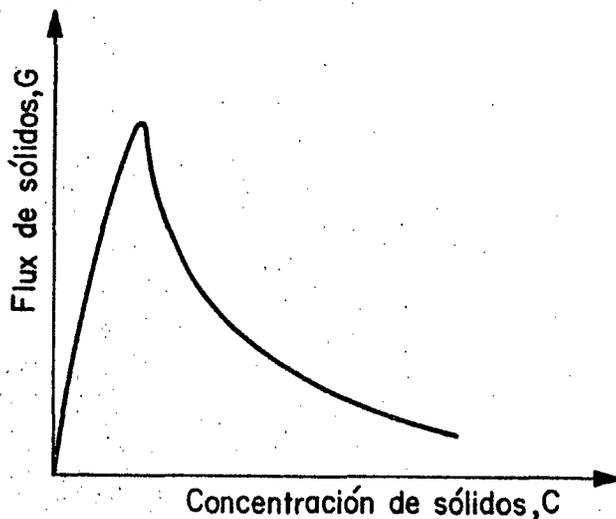


Fig. E.3 Flux de sólidos en función de la concentración

A cualquier nivel en el sedimentador, el movimiento de sólidos por asentamiento es

$$G_s = C_t V_t$$

(E.5)

donde

$G_s$  flux de sólidos por gravedad

$C_t$  concentración de sólidos

$V_t$  velocidad de sedimentación obstruida.

El movimiento de sólidos debido al desplazamiento del volumen está dado por

$$G_b = C_t V_b \quad (E.6)$$

donde

$G_b$  flux del volumen

$V_b$  velocidad de desplazamiento del volumen.

El flux de sólidos total,  $G_t$ , es

$$G_t = G_s + G_b = C_t V_t + C_t V_b \quad (E.7)$$

La velocidad del volumen está dada por

$$V_b = \frac{Q_u}{A} \quad (E.8)$$

donde

$Q_u$  gasto de purga

$A$  área transversal del tanque.

El gasto másico de sólidos que sedimentan -o sea, el peso de sólidos por unidad de tiempo- es

$$M_t = Q_o C_o = Q_u C_u \quad (E.9)$$

donde

$M_t$  gasto másico de sólidos que sedimentan

$Q_o$  gasto de afluente

$C_o$  concentración del afluente.

El área transversal límite requerida,  $A$ , está dada por

$$A = \frac{M_t}{G_L} = \frac{Q_o C_o}{G_L} \quad (E.10)$$

Al rearrreglar la ec E.9, se obtiene

$$Q_u = \frac{M_t}{C_u} \quad (E.11)$$

Al combinar la ec E.11 con las ecs E.8 y E.10, se obtiene

$$v_b = \frac{Q_u}{A} = \frac{M_t}{C_u A} = \frac{G_L}{C_u} \quad (E.12)$$

Estas relaciones se muestran en la fig E.4. Para determinar el valor de  $G_L$ , primero se selecciona una concentración de purga,  $C_u$ , y posteriormente se dibuja una tangente a la curva del flux. El valor de  $G_L$  es la intercepción del eje y (fig E.4).

El área requerida se obtiene con

$$A = 1.5 \frac{M_t}{G_L} \quad (E.13)$$

donde 1.5 es un factor de sobrediseño.

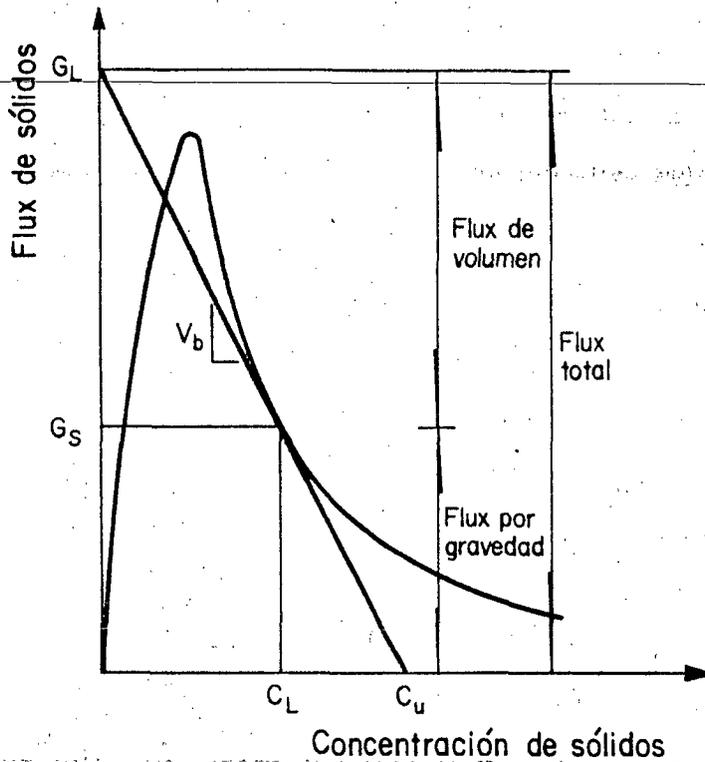


Fig E.4. Cálculo del flux de sólidos límite

## E.2 Volumen requerido

El volumen requerido para los lodos en la región de compresión se determina por medio de pruebas de sedimentación. La velocidad de compactación en esta región es proporcional a la diferencia de altura en el tiempo  $t$  y a la altura a la cual el lodo sedimentará después de un periodo grande de tiempo. Esto se representa por la ec

$$H_t - H_\infty = (H_2 - H_\infty)e^{-i(t-t_2)} \quad (E.14)$$

donde

$H_t$  altura de lodo en el tiempo  $t$

$H_\infty$  altura de lodo después de un periodo grande de tiempo (por ejemplo: 24 h)

$H_2$  altura de lodo en el tiempo  $t_2$

$i$  constante para una suspensión dada.

Otra manera de calcular la altura requerida es usar los criterios de diseño incluidos en la literatura técnica. Por ejemplo, el *Institute for Water Pollution Control* (IWPC, 1973) recomienda un tiempo mínimo de retención de 1.5 horas para sedimentadores que operan con lodos activados. Así, la altura requerida se obtiene con la ec

$$H = \frac{Q \cdot t}{A} \quad (E.15)$$

donde

H altura

Q gasto volumétrico

A área

t tiempo de retención.

#### A.5.2 Sedimentación de alta tasa

Como se discutió en el cap 4, un módulo de sedimentación de alta tasa puede tener diferentes arreglos: tubos cuadrados o hexagonales, placas paralelas, etc. Estos módulos se construyen con materiales como PVC o asbesto-cemento (en el caso de placas). Para prevenir que se formen corrientes de flujo, es recomendable que una hilera o conjunto de tubos se incline hacia un lado y la siguiente hacia el otro.

Se recomienda que el ángulo de inclinación oscile entre 45 y 60°, ya que si es menor se requerirá un sistema que remueva los lodos acumulados.

El espaciamiento entre placas o diámetro de los tubos varía entre 2.5 y 5 cm.

Una vez seleccionado el tipo de módulo, el ángulo de inclinación y el espaciado entre placas o tubos, se procede a calcular la longitud de estos. Para ello se utiliza la ecuación del modelo de Yao, es decir,

$$L = \frac{l}{d} = \frac{S_c}{\cos \theta} \cdot \frac{v_o}{v_{sc}} - \tan \theta \quad (E.16)$$

donde

L longitud relativa

l longitud de las placas o tubos

d espaciado o diámetro

$S_c$  parámetro que depende de la forma del módulo (ver subcap 4.2)

$v_o$  velocidad promedio de flujo (carga hidráulica por tratar)

$v_{sc}$  velocidad de sedimentación de las partículas

$\theta$  ángulo de inclinación

A esta longitud L se adiciona la longitud relativa L' debida a la región de transición del flujo (ecuación 43, sección 3.2)\*

El módulo se coloca en la primera tercera parte de un tanque, cuidando que la altura  $h_e$  sea igual o mayor al tamaño l del módulo (ver figura 5.5). Este diseño se puede optimizar utilizando los diagramas propuestos por Verhoff (ver sección 3.2.4).

\* A la longitud total se debe adicionar un factor de sobrediseño ya que como se demostró en el cap 5.3, la teoría de Yao no se aplica a los efluentes biológicos.

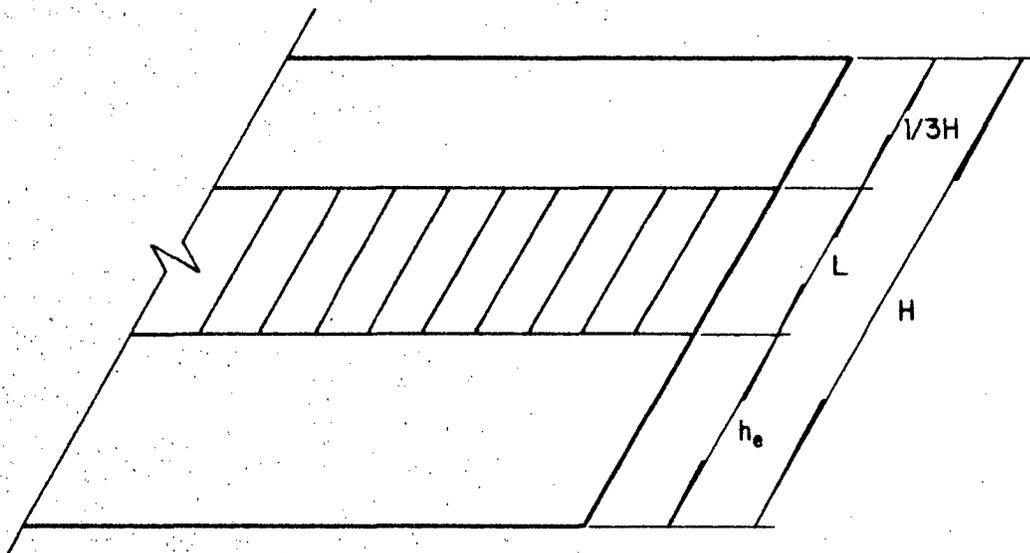


Fig E.5 Esquema de un sedimentador de alta tasa.