



**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

**MODELACIÓN DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO EN PLANTA  
DE LODOS ACTIVADOS**

**MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL**

**JAVIER CONTRERAS BARRERA**

**PROFESOR GUÍA:  
MARÍA PÍA MENA PATRI**

**MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
JAVIER NANNIG BRICEÑO  
JORGE CASTILLO GONZALEZ**

**SANTIAGO DE CHILE  
JUNIO 2010**

## **MODELACION DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO EN UNA PLANTA DE LODOS ACTIVADOS**

El objetivo de este trabajo de título fue evaluar el comportamiento del Sedimentador Secundario en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAS) de Lodos Activados con modalidad de Aireación Extendida, en condiciones de aumentos en las cargas y flujos afluentes, considerando diferentes escenarios.

Se utilizó el software Biowin para simular el comportamiento de la PTAS Santiago Poniente, la cual en su línea de lodos está compuesta por un Espesador Gravitacional y un Deshidratador Mecánico, ambos con retornos al afluente del Reactor. La situación base se definió a partir de datos de caudales instantáneos capturados cada una hora durante siete días y las cargas orgánicas medias durante el mismo periodo. Luego, la situación base se modificó para generar cuatro diferentes escenarios, los que corresponden a distintas distribuciones de la carga afluente a la planta durante diferentes lapsos de tiempo. El tiempo de simulación en cada caso fue de un mes aproximadamente. Los cuatro escenarios considerados son:

1. Carga Constante: aplicación de coeficientes de incremento a la carga base (variando entre 5% hasta 50%, con incrementos de 5%)
2. Aumento por un día: incremento porcentual de la carga base durante un día a la semana (similar rango anterior).
3. Aumento por una semana: incremento porcentual de la carga base durante una semana por medio. Una semana con incremento y la siguiente con la carga base.
4. Aumento gradual: durante un día la carga es igual a la base, el siguiente día se incrementa la carga en un 5% de la carga base, y el siguiente un 10%, hasta alcanzar un máximo determinado; para luego disminuir a la misma tasa diaria hasta alcanzar la situación base nuevamente.

Cada escenario se simuló utilizando dos edades de lodos (25 y 33 días), dos condiciones diferentes de sedimentabilidad del lodo (sedimentación buena y pobre), y dos formas de operar la PEAS a la entrada de la planta (utilizando un regulador de flujo y sin él). En cada simulación se registró la concentración de SST efluente del Sedimentador Secundario durante el periodo simulado.

A partir de los resultados obtenidos se desprende que el sedimentador muestra mayor tolerancia a un aumento de carga y caudal para situaciones en las que el incremento corresponde a periodos cortos y graduales que para incrementos sostenidos o de mayor duración. Adicionalmente, las variaciones en el caudal afluente a la PTAS no producen mayor efecto en la calidad del efluente generadote esta unidad.

Se concluye que el comportamiento del Sedimentador Secundario no se ve significativamente afectado por la operación de la PEAS; los aumentos abruptos en la carga afluente deterioran más la calidad del efluente que los aumentos graduales; los aumentos aislados de carga afectan más el funcionamiento del Sedimentador cuando su duración y frecuencia son mayores.

# MODELACIÓN DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO EN PLANTA DE LODOS ACTIVADOS

## ÍNDICE

### Tabla de contenido

CAPITULO 1.	INTRODUCCION .....	3
CAPITULO 2.	ANTECEDENTES GENERALES DEL SISTEMA LODOS ACTIVADOS.....	5
2.1.	Sedimentador Primario .....	6
2.2.	Estanque de Aireación .....	7
2.3.	Sedimentador Secundario.....	12
CAPITULO 3.	SEDIMENTACION SECUNDARIA .....	14
3.1.	Estructura y Componentes.....	14
3.2.	Proceso de Sedimentación Secundaria .....	14
3.3.	Diseño Básico .....	16
3.4.	Modelos Simples para el Diseño.....	20
3.4.1.	Índice Volumétrico de Lodos.....	20
3.4.2.	Índice Volumétrico de Lodos Diluidos (DSVI) .....	22
3.4.3.	Índice Volumétrico de Lodos Agitado a 3,5 g <sub>SSLM</sub> /l (SSVI <sub>3,5</sub> ).....	22
3.4.4.	Índice Volumétrico de Lodos Agitados (SSVI) .....	23
3.4.5.	Comparación entre Índices Volumétricos de Lodos (von Sperling, 1999) .....	23
3.4.6.	Teoría del Flujo Másico.....	24
3.4.7.	Ecuación de White (1976).....	32
CAPITULO 4.	MODELACION HIDRODINAMICA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO...	34
4.1.	Tipos de Modelos .....	34
4.2.	Qué Modelo Utilizar.....	35
4.3.	Características del Flujo en el Sedimentador.....	36
4.4.	Modelos Basados en la Teoría de Flujo.....	37
4.5.1.	Modelo en una Dimensión .....	37
4.5.2.	Modelos Hidrodinámicos en Dos Dimensiones.....	44
CAPITULO 5.	MODELO ADOPTADO Y RESULTADOS OBTENIDOS .....	45
5.1.	Modelo Adoptado .....	45
5.2.	Aplicación.....	46
5.2.1.	Operación de la Planta .....	48
5.2.1.1.	Análisis del Diseño Original .....	48

5.2.1.1.1. Análisis de las ecuaciones de obtención de los parámetros empíricos de la velocidad de Vesilind $V_0$ y $n$ .....	49
5.1.1.2. Análisis de las Condiciones Operacionales .....	52
5.1.2. Datos Ingresados.....	54
5.1.2.1. Escenarios de Modelación .....	55
5.2. Resultados Obtenidos .....	58
CAPITULO 6. CONCLUSIONES, COMENTARIOS y RECOMENDACIONES .....	67
BIBLIOGRAFIA.....	71
ANEXOS.....	73

# MODELACIÓN DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO EN PLANTA DE LODOS ACTIVADOS

## CAPITULO 1. INTRODUCCION

El proceso más utilizado para el tratamiento de aguas residuales corresponde al sistema de lodos activados, en el que posteriormente la materia orgánica biodegradable es convertida en material celular, el cual debe separarse de la corriente líquida. De este modo, la unidad de separación sólido líquido, la cual comúnmente corresponde a un sedimentador gravitacional, se convierte en una de las etapas clave en la calidad del efluente obtenido.

Para efectos de diseño del sedimentador secundario, es usual utilizar valores recomendados en literatura para la tasa superficial y carga de sólidos, los cuales no necesariamente dan cuenta de las condiciones dinámicas en el sistema de tratamiento. Para considerar el efecto dinámico se han desarrollado modelos matemáticos que permiten analizar el comportamiento del proceso de sedimentación bajo diferentes condiciones de operación.

En este trabajo se realiza un análisis comparativo entre los resultados del diseño de un sedimentador secundario en condiciones estáticas frente a los resultados de la modelación en condiciones dinámicas. Para este efecto se utilizaron datos de una planta de tratamiento de aguas servidas en operación, en tanto para la modelación se utilizó el software Biowin.

Considerando que la producción de material celular es un factor asociado a las características del afluente y condiciones de operación del sistema de lodos activados, en las simulaciones realizadas se modelaron todas las unidades presentes en una planta real existente. Esta planta corresponde a un sistema de lodos activados en aireación extendida (no considera sedimentación primaria).

Con la finalidad de comparar el comportamiento del sedimentador, el modelo de la planta se enfrentó a dos tipos de caudales afluentes; un caudal de aguas servidas de variación horaria según distribución típicamente observada en la realidad, y otro equivalente al caudal antes mencionado, pero proveniente de una planta elevadora y por lo tanto distorsionado según la operación de las bombas. Adicionalmente se consideró una carga extra ya sea como afluente puntual o durante un lapso determinado de tiempo, implicando diferentes escenarios en el incremento de cargas y caudal afluentes.

La simulación de estos escenarios permitió obtener la calidad del efluente y determinar los efectos sobre la operación de la planta y en particular, el comportamiento del sedimentador secundario.

El documento se divide en cinco capítulos más el presente, en el que se comienza describiendo los antecedentes generales del sistema de lodos activados y su funcionamiento, las unidades que componen el sistema y, a grande rasgos, aspectos

de diseño del mismo. Luego se profundiza sobre el funcionamiento y diseño del sedimentador secundario, en dónde se describen también las teorías desarrolladas sobre los fenómenos que en esta unidad se presentan. En base a la teoría señalada, se describen los modelos de sedimentación propuestos en la literatura y los tipos de modelos y aplicaciones que éstos pueden generar. Luego, se menciona el modelo adoptado para las simulaciones, se muestra en detalle el procedimiento realizado para obtener los resultados, como también la generación y/o obtención de los datos utilizados para alimentar el modelo. Finalmente se exponen los resultados obtenidos que permitieron generar las conclusiones, comentarios y recomendaciones del caso.

## CAPITULO 2. ANTECEDENTES GENERALES DEL SISTEMA LODOS ACTIVADOS

Las características de las aguas servidas afluente a una planta de tratamiento son relativamente variables en función de las características de la población servida, consumos de agua, presencia de actividad industrial, clima, nivel socioeconómico, etc. En Chile se ha definido un “valor característico” en el Decreto Supremo 609: “Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado” (DS 609, 2000). Las concentraciones para aceites y grasas (AyG), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y de sólidos suspendidos totales (SST) de las aguas servidas son las que se indica en la Tabla 1.

Tabla 1: Caracterización de aguas servidas domésticas correspondientes a 100 habitantes (Fuente: DS 609, 2000).

Parámetros	Valor característico	Carga contaminante
		[100 Hab/día]
<b>Aceites y Grasas</b>	60 [mg/L]	960 [g/día]
<b>DBO<sub>5</sub></b>	250 [mg/L]	4.000 [g/día]
<b>Sólidos suspendidos totales</b>	220 [mg/L]	3.520 [g/día]

Es conocido sin embargo, en función de las distintas actividades de la población, que los rangos de variación para los parámetros indicados puede variar estar entre un  $\pm 50\%$ . Dado que los principales contaminantes son de tipo orgánico, los sistemas de tratamiento más utilizados corresponden a procesos biológicos.

El sistema de Lodos Activados (LAC) está constituido por un estanque aireado o reactor biológico, en el cual se produce la oxidación de la materia orgánica presente en las aguas servidas, a partir del crecimiento y metabolismo de comunidades de microorganismos. Estos microorganismos viven suspendidos en flóculos o flocs, constituyentes básicos del lodo activado o licor mezclado; asimilando aeróbicamente la materia orgánica, produciendo nuevos microorganismos y compuestos inorgánicos, y agotando la materia orgánica de las aguas servidas afluentes al sistema.

En una segunda etapa, el licor mezclado pasa al sedimentador secundario, donde se separa el lodo, por sedimentación gravitacional, retornando su mayor parte al reactor a fin de mantener una alta concentración de microorganismos en el sistema; mientras que el clarificado generalmente es conducido a desinfección para su posterior descarga. El lodo en exceso es purgado hacia la línea de lodos (ver Fig. 1) en donde, generalmente, es concentrado, estabilizado y deshidratado, para su disposición final.

El sistema habitualmente dispone de tres unidades básicas en la línea de aguas: sedimentador primario, estanque de aireación y sedimentador secundario (Ver Fig. 1). Si bien, dependiendo del tamaño de la planta, el sedimentador primario puede no existir, el sedimentador secundario constituye la unidad indispensable del sistema.

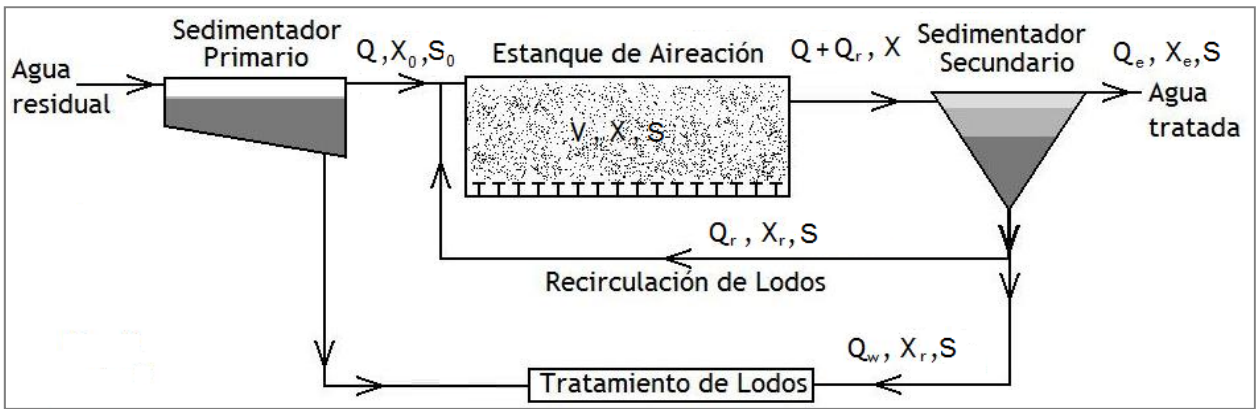


Fig. 1: Sistema de Lodos Activados.

## 2.1. Sedimentador Primario

El sedimentador primario recibe las aguas servidas crudas provenientes de rejillas u otro sistema de pre-tratamiento destinado a capturar elementos mayores, que pudiesen provocar problemas en la operación de los equipos y/o unidades de proceso ubicadas aguas abajo.

El objetivo de esta unidad es remover los sólidos sedimentables y flotantes como aceites y grasa, logrando una reducción en la concentración de sólidos suspendidos. La eficiencia de este proceso permite remover desde 50% al 70% de los sólidos suspendidos, y como consecuencia disminuyendo la DBO desde 25% a 40% (Metcalf&Eddy, 2003).

Generalmente, los sedimentadores son de flujo horizontal y forma circular, aún cuando en algunas instalaciones se utilizan sedimentadores rectangulares. La unidad está equipada de barredores de fondo y superficiales para retirar los lodos que se acumulan al sedimentar y los flotantes respectivamente.

El diseño de esta unidad está basado en una tasa superficial cuyos valores están en el rango de 30 a 50  $m^3/m^2/día$  para caudal promedio y de 80 a 120  $m^3/m^2/día$  para caudal peak (Metcalf&Eddy, 2003). Cuando el área de la unidad está definida, el TRH se determina al elegir la profundidad a usar.

Los lodos purgados por esta unidad, se caracterizan por su tendencia a ponerse sépticos en poco tiempo, y de lograr una concentración entre 4 a 12%<sup>1</sup> (Metcalf&Eddy, 2003), aunque en la práctica, los valores típicos para estas concentraciones son de entre 3 a 6%. Luego de su purga son llevados a la línea de tratamiento de lodos.

<sup>1</sup> porcentaje en sólidos secos



## 2.2. Estanque de Aireación

El estanque de aireación es una unidad que puede ser de forma circular o rectangular, que contiene las aguas provenientes del tratamiento primario, o directamente del pre-tratamiento. Además, recibe los lodos de recirculación desde el sedimentador secundario, y los retornos del tratamiento de lodos.

Los objetivos del Estanque de Aireación son: (1) oxidar la materia orgánica biodegradable disuelta y particulada, (2) generar flocs capaces de capturar sólidos coloidales sedimentables y no sedimentables, y en algunos casos, (3) transformar o remover nutrientes, especialmente nitrógeno. Para llevar a cabo estos objetivos se promueve el desarrollo de una gran variedad de microorganismos, principalmente bacterias, que crecen dentro del estanque. Así los microorganismos remueven la DBO disuelta y particulada, y a su vez estabilizan la materia orgánica que ingresa al sistema mediante oxidación de la materia orgánica produciendo compuestos de menor complejidad y biomasa adicional. Estos microorganismos son mantenidos suspendidos en el licor mezclado por métodos de mezcla que pueden ser o no producidos por los mecanismos de aireación.

Para el metabolismo y sobrevivencia de los microorganismos presentes en el estanque, se les debe proveer una concentración de oxígeno disuelto mínima. Esta concentración de oxígeno debe satisfacer la DBO de las aguas residuales, la respiración endógena de los organismos en los lodos, mantener una concentración mínima de oxígeno disuelto en el reactor y proveer una mezcla adecuada si es el caso. Los sistemas de aireación comúnmente usados pueden ser de aireación mecánica, aire comprimido a través de difusores u otros métodos combinados (ver Fig. 2).



Fig. 2: Esquema de algunos sistemas de difusión de burbuja fina.

Además de la concentración de oxígeno disuelto, es necesario que las aguas contengan una determinada concentración de nutrientes como: carbono, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre, calcio y magnesio, entre otros. A diferencia del oxígeno, en general, las aguas servidas domesticas contienen suficientes nutrientes como para mantener una concentración apropiada con la finalidad de permitir el metabolismo de los microorganismos.

Luego de la degradación de la materia orgánica en el estanque de aireación, el licor mezclado fluye hacia el decantador secundario donde los lodos activados sedimentan, produciéndose la separación sólido líquido. El lodo espesado en el fondo del sedimentador retorna al estanque de aireación con la finalidad de mantener una mayor concentración de microorganismos en el sistema, y así mantener una adecuada relación de microorganismos y carga orgánica que ingresa al reactor. Por otra parte, para no exceder la concentración deseada de biomasa en el sistema, se efectúa la evacuación de parte de estos desde la línea de recirculación o directamente desde el reactor (ver Fig. 3).

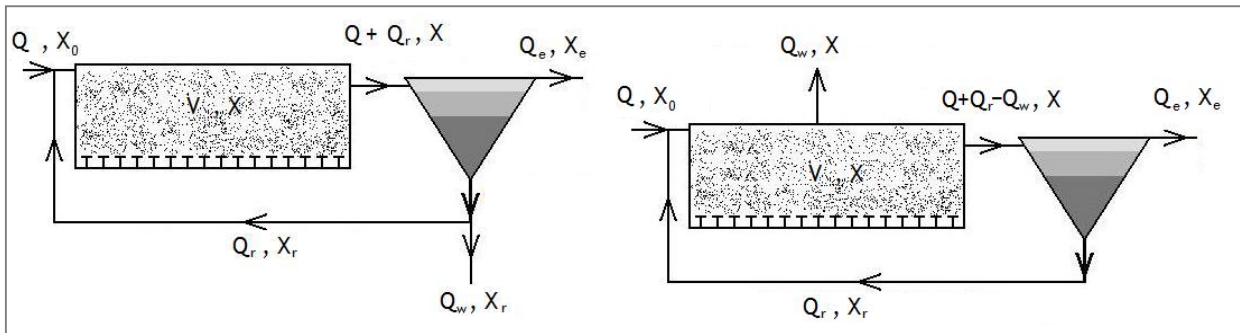


Fig. 3: Lodos activados, con purga desde línea de recirculación (izquierda), y desde el Estanque de Aireación (derecha).

Para la operación y diseño del sistema, se definen los siguientes conceptos:

- **Sólidos Suspendidos en el Licor Mezclado (SSLM):** Corresponde a la concentración de SST en el estanque de aireación. Se asume que la porción de sólidos correspondiente a la concentración de microorganismos en suspensión, se mide cómo la porción volátil de éstos (SSVLM,  $X$ ). Los SSLM se miden en mg/l, y sus valores típicos son de 1.500 a 3.000 mg/l para LAC y de 3.000 a 6.000 mg/l para aireación extendida (LAAE).
- **Relación Alimento/Microorganismos (F/M):** Corresponde a la relación que existe entre la masa del sustrato y la masa de la población de microorganismos presentes en el sistema. Se mide en kgDBO/kgSSVLM/d, y el rango de valores deseados en la operación varían entre 0,15 a 0,4 kgDBO/kgSSVLM/d para LAC y 0,05 a 0,12 kgDBO/kgSSVLM/d para LAAE. La expresión que define esta relación es la siguiente:

Ecuación 1: Relación F/M.

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_0}{VX}$$

En donde  $Q$  es el caudal afluente a la planta,  $S_0$  es la concentración de sustrato orgánico afluente,  $V$  el volumen del estanque de aireación y  $X$  es la concentración de SSVLM.

- **Tiempo de Retención Celular o Edad de Lodos (TRC,  $\theta_c$ ):** Corresponde al tiempo, en promedio, que permanece una partícula de sólido dentro del

sistema. Este valor se estima con el cociente entre la masa de microorganismos presentes en el sistema y la masa de microorganismos que lo abandona por unidad de tiempo. La expresión que define esta variable es la siguiente:

Ecuación 2: Tiempo de Retención Celular o Edad de Lodos, con descarte desde línea de recirculación.

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{Q_w \cdot X_R + Q_e \cdot X_e}$$

En donde  $Q_w$  es el caudal de purga desde la línea de recirculación;  $X_R$  la concentración de SST en la línea de recirculación,  $Q_e$  el caudal efluente de la planta, y  $X_e$  la concentración de SST en el efluente de la planta. De realizarse la purga desde el estanque de aireación, la ecuación queda de la siguiente forma:

Ecuación 3: Tiempo de retención celular con descarte desde el reactor.

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{Q_w' \cdot X + Q_e \cdot X_e}$$

Donde  $Q_w'$  corresponde al caudal de purga desde el reactor.

Para el desarrollo de expresiones que relacionan el metabolismo de microorganismos con la generación y degradación de la biomasa presente en el sistema, se usan las siguientes variables:

- Tasa de Crecimiento Celular ( $r_g$ ): Es el índice que muestra que tan rápido las bacterias crecen debido al consumo y oxidación del sustrato, considerándolo como un factor limitante. La expresión que la define es la siguiente:

Ecuación 4: Tasa de Crecimiento Celular.

$$r_g = \mu X = \frac{\mu_m X S}{K_S + S}$$

En donde  $\mu$  es la tasa específica de crecimiento celular cuando el sustrato es factor limitante,  $\mu_m$  es la tasa específica de crecimiento celular máxima cuando el sustrato es factor limitante,  $K_S$  es la concentración de sustrato limitante tal que  $\mu = \frac{\mu_m}{2}$ .

- Coeficiente de producción máxima ( $y$ ): Este coeficiente relaciona la masa de células formadas por masa de sustrato consumido, por unidad de tiempo, y considerando un crecimiento de microorganismos bajo fase de crecimiento logarítmico.
- Tasa de Decaimiento celular ( $k_d$ ): Es la tasa a la que los microorganismos mueren y/o son depredados.

- Tasa de Utilización Específica del Sustrato ( $U$ ): corresponde a la tasa de cambio de la concentración de sustrato por concentración de SSLM, es decir:

Ecuación 5: Tasa de utilización específica del sustrato.

$$U = \frac{S_0 - S}{\theta X}$$

En donde  $S$  corresponde a la concentración del sustrato en el reactor,  $\theta$  es el tiempo de retención hidráulico ( $\frac{V}{Q}$ , TRH) del reactor.

Usando la definición del coeficiente de producción máxima más la Ecuación 4, se obtiene la siguiente expresión para la remoción de sustrato:

Ecuación 6: Tasa de consumo del sustrato.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kXS}{(K_S + S)}$$

Donde  $k$  es la tasa máxima de sustrato por unidad de masa de microorganismos, equivalente a  $\frac{\mu_m}{y}$ .

Al realizar un balance de biomasa en torno al sistema reactor-sedimentador, y considerando condiciones estacionarias se obtienen las siguientes expresiones para la edad de lodos ( $\theta_c$ ) y para la concentración del sustrato ( $S$ ):

Ecuación 7: Balance de biomasa en el sistema.

$$\frac{dX}{dt} V = QX_0 - (Q - Q_w)X_e - Q_w X_r + r_g V$$

Ecuación 8: Edad de lodos en el sistema.

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{\mu_m S}{K_S + S} - k_d$$

Ecuación 9: Concentración del sustrato en el reactor.

$$S = \frac{K_S(1 + k_d \theta_c)}{\theta_c(\mu_m - k_d) - 1}$$

Procediendo de la misma forma, se realiza el balance de masa de sustrato en torno al sistema reactor-sedimentador, y considerando condiciones estacionarias se obtiene una expresión para la concentración de biomasa ( $X$ ):

Ecuación 10: Balance de sustrato en el sistema.

$$\frac{dS}{dt} V = QS_0 - Q_e S + \frac{kXS}{(K_S + S)} V$$

Ecuación 11: Concentración de SSVLM.

$$X = \frac{\theta_c y(S_0 - S)}{\theta (1 + k_d \theta_c)}$$

Para obtener los valores de las concentraciones de biomasa y sustrato en el reactor con las expresiones expuestas con anterioridad, es necesario conocer los coeficientes cinéticos contenidos en ellas. A continuación, en la Tabla 2 se muestra los valores típicos y rangos de estos coeficientes para aguas servidas domesticas.

Tabla 2: Coeficientes cinéticos para aguas servidas domésticas. (Fuente: Metcalf&Eddy, 2003).

Coeficiente	Unidad	Rango	Típico
<b>k</b> : tasa de máxima utilización de sustrato por unidad de masa de microorganismos.	d <sup>-1</sup>	2 a 10	5
<b>K<sub>S</sub></b> : concentración de sustrato a la cual la tasa de crecimiento microbiano es la mitad del máximo.	mg/l DBO <sub>5</sub>	25 a 100	60
	mg/l DQO	15 a 70	40
<b>y</b> : masa de células formadas por masa de sustrato consumido en la fase de Crecimiento Logarítmico.	mg <sub>SSV</sub> /mg <sub>DBO5</sub>	0,4 a 0,8	0,6
	mg <sub>SSV</sub> /mg <sub>DQO</sub>	0,25 a 0,4	0,4
<b>k<sub>d</sub></b> : Tasa de decaimiento celular.	d <sup>-1</sup>	0,025 a 0,075	0,06

Por otra parte, desarrollando un balance de biomasa en torno al sedimentador en estado estacionario, se obtiene las siguientes expresiones que permiten relacionar la recirculación con el resto del sistema:

Ecuación 12: Balance de biomasa en torno al sedimentador secundario.

$$\frac{dX}{dt}V = (Q + Q_r)X - Q_e X_e - (Q_r + Q_w)X_r$$

Ecuación 13: Expresión para el caudal de recirculación, con purga desde el sedimentador secundario.

$$Q_r = \frac{Q(X - X_e) - Q_w X_r}{X_r - X}$$

Ecuación 14: Expresión para el caudal de recirculación, con purga desde el reactor.

$$Q_r = \frac{Q(X - X_e) - Q_w X}{X_r}$$

En donde,  $Q_e$  y  $X_e$  corresponden al caudal y concentración del efluente del sedimentador respectivamente.

La Ecuación 13 puede reescribirse en función de  $\theta_c$  de la siguiente forma:

Ecuación 15: Caudal de recirculación en función de la edad de lodos.

$$Q_r = \frac{(\theta_c - \theta)XV}{(\theta_c \theta)(X_r - X)}$$

De los parámetros señalados en las expresiones anteriores, los que tienen una particular relevancia al momento del diseño y control de la planta, y que a su vez definen el modo en el cual ésta operará son: la concentración de SSLM, la relación F/M, el TRC, y la relación entre los caudales de recirculación y afluente.

Para el diseño de una planta de LAC o de LAEE, se consideran los siguientes valores para la carga, TRC, concentración de SSLM y TRH:

Tabla 3: Consideraciones de diseño. (Fuente: Metcalf&Eddy, 2003).

Parámetro	Unidad	LAC	LAEE
F/M	kg DBO / kg SSLM / d	0,15 - 0,4	0,05 - 0,12
TRC	días	5 - 8	15 - 25
SSLM	mg/l	2.000 - 3.000	3.000 - 4.500
TRH	horas	4 - 8	18 - 36

### 2.3. Sedimentador Secundario

Luego de la oxidación de la materia orgánica y de la generación de la biomasa en el estanque de aireación; el licor mezclado ingresa al sedimentador secundario para su separación. La composición de este licor, principalmente, es de células bacterianas vivas y muertas, protozoos y otros organismos mayores, partículas orgánicas y precipitados de sales, que permanecen aglomerados en una matriz limosa proveniente de las células formando flocs capaces de flocular en condiciones relativamente quietas. La concentración afluente de este lodo, dependiendo del tipo de planta que se esté operando, puede variar en un rango de 1.500 a 3.000mg/l para LAC y de 3.000 a 6.000mg/l para LAEE.

Con la finalidad de realizar la separación del licor mezclado, esta unidad combina la función de (1) un espesador para producir un flujo constante de un lodo de mayor densidad en su parte inferior para recircularlo hacia el reactor biológico, (2) un clarificador que produce un efluente clarificado final y (3) un estanque de almacenamiento de lodos durante los flujos peaks (Ekama et al., 1997). Si el sedimentador falla en alguna de estas tres funciones, los SST serán arrastrados hacia los vertederos efluentes. Las consecuencias que conlleva la pérdida de SST en el efluente no solamente involucran un deterioro en la calidad del efluente, sino también podría afectar el comportamiento de los procesos biológicos en el reactor debido a la disminución en el TRC y, por ende, en la concentración de SSLM, generando valores por debajo de los requerimientos y objetivos de la planta (Ekama et al., 1997), dificultando el control y la operación. Esto sucede ya que, como se expone en la Ecuación 2, el TRC depende de la masa de sólidos que abandona el sistema y por ende, al aumentar la concentración de SST en el efluente, disminuirá el TRC del sistema.

El comportamiento de la clarificación, el espesamiento y el almacenamiento en el sedimentador, son influenciados tanto por el diseño como por su operación. A grandes rasgos, los factores que afectan estos aspectos son los caudales de entrada y de salida al sedimentador; el área y la tasa superficial del sedimentador; la profundidad y el tiempo de retención; la forma de los dispositivos de entrada, de salida, del licor mezclado, del clarificado y de la recirculación; la configuración del estanque; las condiciones ambientales como las variaciones de temperatura y de viento; y la concentración y las características del licor mezclado afluente a la unidad, entre otras. Sin embargo, para el dimensionamiento de la unidad, los valores más relevantes son el caudal de aguas servidas y las propiedades y comportamiento del lodo.

Para cumplir con los objetivos de funcionamiento mencionados, se han desarrollado tres diseños de sedimentadores: sedimentadores circulares, rectangulares y verticales. Los más usados son los circulares y rectangulares, mientras que los sedimentadores verticales se han usado mayormente sólo en Alemania (Ekama et al., 1997). Ambos tipos de sedimentadores, circulares y rectangulares, tienen mucho en común; por ejemplo, en el procedimiento de diseño para determinar su dimensionamiento, y las estrategias de operación para satisfacer las cargas hidráulicas y másicas exigidas por el tratamiento son prácticamente los mismos; al igual que el diseño de los dispositivos anexos al sedimentador, como lo son: el vertedero, baffles, entradas, salidas, etc.

Por otra parte, las características de sedimentación, floculación y espesamiento de los lodos dependen de las condiciones de operación del reactor biológico y del control de los parámetros cinéticos mediante los mecanismos de aireación, recirculación y de la calidad del sustrato que se les provee a las bacterias. Por ejemplo, un problema común en las plantas de lodos activados es la proliferación de microorganismos indeseados, como bacterias filamentosas que provocan un lodo de pobre sedimentación pudiendo generar problemas de formación de espumas o bulking en el sedimentador, y por ende, una mala separación de las fases líquido-sólido, y un mal espesamiento. Debido a esta interacción entre ambas unidades que están muy relacionadas entre sí, el diseño y operación de uno no puede ser independizado del otro. En consecuencia de lo anterior es que un manejo que conlleve a condiciones inapropiadas de cualquiera de las unidades, reactor y/o sedimentador, posiblemente causará problemas para la obtención de un clarificado de calidad.

Los parámetros de diseño típicamente contemplados para el dimensionamiento de esta unidad se centran en la elección de una tasa superficial, una carga de sólidos y una profundidad adecuadas que se sitúen dentro de los valores típicos de diseño. Sin embargo, el diseño del sedimentador secundario involucra otras variables y metodologías que serán expuestas en el siguiente capítulo.

## CAPITULO 3. SEDIMENTACION SECUNDARIA

### 3.1. Estructura y Componentes

Como ya se mencionó en el capítulo anterior, el Sedimentador Secundario es la unidad que recibe el licor mezclado proveniente del Estanque de Aireación, permite la separación líquido-sólido de este flujo, además del espesamiento de los lodos en su interior. El líquido clarificado es capturado por vertederos perimetrales en la parte superior de la estructura, en tanto los lodos sedimentados son recirculados hacia el estanque de aireación. Dependiendo del funcionamiento de la planta, el exceso de lodos generados puede ser purgada desde el fondo del Sedimentador Secundario o desde el Estanque de aireación.

En la Fig. 4 4, se puede apreciar que en el sedimentador secundario existe una entrada y tres salidas. La entrada, que dependiendo del diseño puede ser central o ubicarse en la periferia del estanque, se caracteriza por permitir el ingreso de las aguas a una altura media del estanque, para no interrumpir el proceso de concentración ni estropear la calidad del clarificado. En las salidas es posible distinguir la captación de las espumas superficiales, la descarga del efluente clarificado y la extracción del lodo concentrado para recirculación y/o purga. Para las funciones anteriores se tienen: la caja de espumas y el barredor superficial; el deflector y el vertedero perimetral; el barredor de fondo y la vía de salida de los lodos.

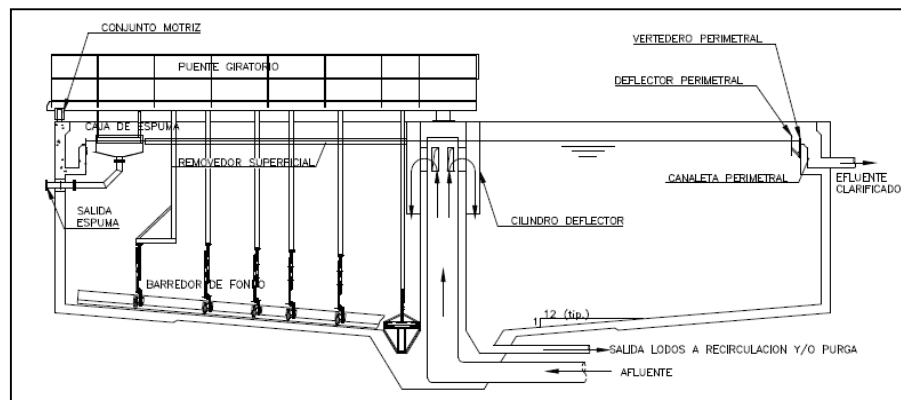


Fig. 4: Corte Sedimentador Secundario. (Fuente:Nannig, 2003).

### 3.2. Proceso de Sedimentación Secundaria

El sedimentador secundario debe satisfacer los requerimientos para otorgar un clarificado de calidad y para generar un buen espesamiento de lodos, lo que se traduce en un área mínima para ambas condiciones. En general, la condición preponderante es la del espesamiento de los lodos, y es por ello la importancia del tipo de sedimentación que este lodo describe. La sedimentación del licor mezclado, sedimentación del Tipo III o Zonal (ver Fig. 5), corresponde a una solución de concentración intermedia, en la que las fuerzas interpartículas permiten una sedimentación colectiva de las partículas impidiendo su sedimentación individual; produciendo una interfase entre el clarificado y los sólidos que sedimentan.



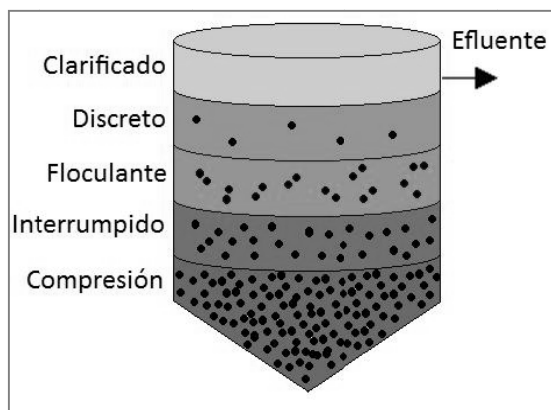


Fig. 5: Sedimentación Zonal.

Como se ve en el esquema de la Fig. 5 5, durante la sedimentación, las partículas floculan y se cohesionan para sedimentar en forma conjunta, generando múltiples interfaces al interior del sedimentador. Lo interesante de este mecanismo, es que el lodo a sedimentar está compuesto principalmente por aglomeraciones de células de microorganismos que se caracterizan por tener un gran contenido de agua y por ende, una densidad similar a ella. Por este motivo, la floculación y cohesión de las partículas, que ocurre fundamentalmente en el estanque de aireación, es vital para obtener el objetivo deseado, es decir, un efluente clarificado prácticamente libre de SST por un lado y la concentración del licor en el precipitado.

Para efectos de clarificación, es fundamental que el sedimentador provea una tasa superficial menor a la velocidad de sedimentación del licor mezclado; es decir, que la carga hidráulica por unidad de área no exceda la velocidad de sedimentación del conjunto de partículas (flocs) de menor sedimentabilidad.

Debido a la naturaleza orgánica de las partículas en el efluente del sedimentador secundario, el aporte de estas a la calidad del agua en no es tan sólo en términos del incremento de la concentración de SST, sino que también su presencia implica un incremento en la DBO de las aguas. Es por esto que, con la fuga de SST en el efluente, se tendrá un aumento de la concentración de DBO, pudiendo incumplir la norma con cualquiera de estos parámetros.

Por otra parte, el área del sedimentador también debe ser suficiente para funcionar como un espesador de lodos. Para permitir esta función, la carga aplicada de sólidos debe ser menor o igual que la necesaria para alcanzar el fondo de la unidad. De no cumplirse esta condición, el espesamiento de los sólidos será menor a la estimada, lo que conlleva a aumentar el caudal de recirculación con el fin de mantener la concentración de SSLM deseada. Sin embargo, al disminuir la carga de recirculación, entrarán más sólidos al sedimentador de los que se extraen del fondo, provocando la inevitable pérdida de sólidos en el efluente.

### 3.3. Diseño Básico

Los criterios básicos que se usan para el diseño son la tasa superficial y la carga de sólidos, que se relacionan con la clarificación y el espesamiento de lodos, respectivamente.

Como procedimiento común de diseño, primero se determina el área requerida para obtener una clarificación y un espesamiento adecuados, usando valores típicos de tasas superficiales y cargas de sólidos (provenientes de la literatura, experiencia empírica, u otras fuentes como ensayos o modelos); para luego seleccionar el mayor valor del área obtenido en ambos criterios. Se debe seleccionar una profundidad adecuada de acuerdo a criterios prácticos, así como también, diámetro máximo de cada sedimentador, pendiente de fondo y cantidad mínima de sedimentadores a instalar; dependiendo de las condiciones del emplazamiento de la futura planta, entre otras variables.

La tasa superficial ( $TS$ ) a la que se hace mención (ver Ecuación 16), se define como la división entre el caudal afluente a la planta ( $Q$ ) y el área transversal del sedimentador ( $A$ ), sin considerar el caudal de retorno, ya que es parte del caudal de entrada y salida del sedimentador, y por ende se anula al sumarse y restarse del balance.

Ecuación 16: Tasa superficial.

$$TS = \frac{Q}{A}$$

Los valores recomendados para la tasa superficial a caudales medio y máximo se encuentran entre los siguientes rangos expuestos en la Tabla 4, para los sistemas LAC y LAEE.

Tabla 4: Tasa superficial para el sedimentador secundario. (Fuente: Metcalf&Eddy, 2003).

Sistema	Tasa Superficial [ $m^3/m^2/d$ ]	
	Q promedio	Q peak
LAC	16 – 32	40 - 48
LAEE	8 – 16	24 – 32

Con estos valores, el área transversal del sedimentador queda definida al tener el caudal, peak o medio, afluente a la planta.

Sin embargo, el caudal a usar para el cálculo de la tasa superficial, debiera de ser el caudal que transita por el sedimentador, es decir, el caudal efluente ( $Q_e$ ). Es por esta razón que, al usar el caudal afluente ( $Q$ ), se tendrá un área mayor de sedimentación ( $Q > Q_e \Leftrightarrow Q/TS > Q_e/TS$ ), ya que la tasa superficial para el cálculo del área, en ambos

casos, será la misma. Obteniéndose de este modo, un diseño más conservador para el sedimentador. La diferencia de estos caudales ( $Q - Q_e$ ), es equivalente al caudal de

purga de lodos menos los caudales de retorno que el tratamiento de lodos genera, el que no es tan significativo en comparación a la magnitud de los caudales afluente y efluentes.

Por otro lado, para la obtención del área del sedimentador mediante la carga de sólidos, se utiliza la siguiente expresión:

Ecuación 17: Carga de sólidos en el sedimentador.

$$CS = \frac{(Q + Q_r) \cdot SSLM}{A}$$

Donde  $CS$  es la carga de sólidos,  $Q$  el caudal afluente,  $Q_r$  el caudal de recirculación,  $SSLM$  la concentración de SST afluentes al sedimentador, y  $A$  el área transversal del sedimentador.

Esta expresión representa, como su nombre lo indica, la carga de sólidos por unidad de área que ingresan al sedimentador, medido en masa por unidad de tiempo y de superficie. Para su cálculo, a diferencia de la tasa superficial, se usa el total del caudal que ingresa al sedimentador.

Los sólidos que ingresan al sedimentador, tienen su origen en la generación de biomasa en el estanque de aireación y en la operación de la planta para mantener una concentración de  $SSLM$ , relacionando de este modo, el área del sedimentador (a través de la carga de sólidos) con la operación del estanque de aireación (a través de la concentración de  $SSLM$ ). Además, como se puede ver en la Ecuación 11, el diseño mediante el uso de la carga de sólidos, permite relacionar el consumo de la materia orgánica con la producción de biomasa y con el TRC del sistema.

Para determinar el caudal de recirculación a usar, se desarrolla la Ecuación 13, o Ecuación 14 para caso de efectuarse la purga desde el reactor, utilizando el caudal afluente a la planta, la concentración de  $SSLM$ , la concentración deseada de SST en el efluente (determinado generalmente por las restricciones de las normas vigentes), el caudal de purga y la concentración de SST en la línea de recirculación. En general, el caudal de recirculación se encuentra entre el 20 y 100% del caudal afluente para el sistema LAC, y hasta un 150% para LAEE.

Para la concentración de SST en la línea de recirculación, se pueden considerar valores típicos, como los indicados en la Tabla 5.

Tabla 5: Concentración de SST en línea de recirculación. (Fuente: Nannig, 2003).

Sistema		Conc. de SST en línea de recirculación [mg/l]
LAC	Con sedimentación primaria	8.000
	Sin sedimentación primaria	13.000
LAEE		8.000

Por lo mencionado respecto de los parámetros utilizados en la determinación de la carga de sólidos para el sedimentador secundario, se puede ver que con este criterio es posible obtener un área mínima que es capaz de satisfacer las condiciones estáticas que relacionan el diseño del estanque de aireación con los del sedimentador.

Los valores recomendados para la carga de sólidos en el sedimentador secundario, para los sistemas LAC y LAEE, se indican en la Tabla 6.

Tabla 6: Carga de sólidos para el sedimentador secundario. (Fuente: Metcalf&Eddy, 2003).

Sistema	Carga de Sólidos [Kg/m <sup>2</sup> /h]	
	Q promedio	Q peak
LAC	3,9 – 5,9	9,8
LAEE	1,0 – 4,9	6,9

Por último, la profundidad del sedimentador secundario, tiene la función de permitir una sedimentación floculenta de las partículas, facilitando que el conjunto de partículas aumenten de tamaño y peso para su decantación; y al mismo tiempo provee un espacio para permitir el espesamiento del lodo acumulado.

Para determinar la profundidad del sedimentador, al igual que para la Tasa Superficial y la Carga de Sólidos, se tienen valores típicos que se pueden encontrar en la literatura. En Metcalf&Eddy (2003) se recomiendan valores entre 3,6 y 6,0 metros. Por otro lado, en Manual of Practice (2005) se recomiendan valores que dependen del diámetro del sedimentador, los cuales se muestran en la Tabla 7

Tabla 7: Profundidad del sedimentador. (Fuente: Manual Of Practice No FD-8, 2005)

Diámetro [m]	Profundidad desde la superficie del agua [m]	
	Mínima	Sugerida
< 12	3	3,7
12 a 21	3,3	3,7
21 a 30	3,7	4
30 a 43	4	4,3
> 43	4,3	4,6

Otras metodologías se han desarrollado individualizando cada capa del sedimentador, definiendo una profundidad para cada una de ellas dependiendo de la necesidad que haya para su extensión dependiendo de la actividad asignada (clarificación, sedimentación, o espesamiento). Así es como, en el caso de la norma alemana ATV A131 (1991) se expone una metodología empírica que distingue cuatro zonas a dimensionar dentro del sedimentador identificando las siguientes: Zona Superior de Agua Clara, Zona de Separación de Lodos, Zona de Acumulación y Zona de Compactación; similar al esquema de sedimentación zonal expuesto en la Fig. 5.

Dentro del desarrollo de las zonas mencionadas, se encuentra una individualización de cada una de ellas respecto a las necesidades que en cada una se presentan. De este modo, las diferentes profundidades quedan dimensionadas de la siguiente forma:

- Zona Superior de Aguas Claras ( $h_1$ ): se le asigna un valor fijo de 0,5 m.
- Zona de Separación de Lodos ( $h_2$ ): se determina el espesor de esta zona bajo la condición de proveer un tiempo de retención de 5 horas, mediante la siguiente relación:

Ecuación 18: Altura de Zona de Separación de Lodos,  $h_2$ .

$$h_2 = \frac{0,5 \cdot TS \cdot (1 + R)}{1 - \frac{X \cdot DSVI}{1000}}$$

Donde  $TS$  corresponde a la tasa superficial a caudal máximo en tiempo húmedo en [ $m^3/m^2/día$ ],  $X$  a la concentración de SSLM en [g/l],  $R$  a la tasa de recirculación,  $DSVI$  al Índice Volumétrico de Lodos Diluidos (ver punto 3.4.2) en [ml/g].

Para el cálculo de  $R$  se usa la siguiente expresión:

Ecuación 19: Desarrollo para el cálculo de  $R$ .

$$R = \frac{X}{X_r - X}; \quad X_r = \frac{\eta \cdot 1000}{DSVI \cdot t_e^{1/3}}$$

Donde  $X_r$  corresponde a la concentración de sólidos en la línea de recirculación en [g/l],  $\eta$  al factor que refleja la relación entre la concentración de lodo purgado y la del fondo del estanque, el que puede variar entre 0,5 y 0,7; y  $t_e$ , al tiempo de espesamiento de lodos.

- Zona de Acumulación ( $h_3$ ): se determina el espesor de esta zona bajo la condición de proveer un tiempo de acumulación de los lodos de 1,5 horas a una concentración de 500 [ $l/m^3$ ]; utilizando la siguiente expresión:

Ecuación 20: Altura de Zona de Acumulación,  $h_3$ .

$$h_3 = \frac{(0,3 \cdot X) 1,5 \cdot DSVI \cdot TS(1 + R)}{500}$$

- Zona de Compactación ( $h_4$ ): se determina el espesor de esta zona considerando que el lodo no debe permanecer bajo estas condiciones durante un tiempo mayor a  $t_e$ . Se recomienda que  $t_e$  sea un valor entre 0,5 a 2 horas.

Ecuación 21: Altura Zona de Compactación,  $h_4$ .

$$h_4 = \frac{X \cdot DSVI \cdot TS(1 + R)t_e}{300t_e + 500}$$

Con las ecuaciones Ecuación 18 a la Ecuación 21, la altura del sedimentador ( $H$ ) queda definida en la Ecuación 22:

Ecuación 22: Altura del sedimentador según procedimiento de la Norma ATV A131 (1991).

$$H = h_1 + h_2 + h_3 + h_4$$

La altura expresada en la Ecuación 22, corresponde a la de un sedimentador de flujo vertical, sin barredores, con una pendiente de fondo de  $60^\circ$ , y con la entrada del licor mezclado dentro del mando de lodos.

Para estimar la altura de sedimentadores circulares de flujo horizontal con barredores de fondo mediante la Ecuación 22, se debe considerar  $H$  como la altura del sedimentador medida desde  $2/3$  del radio desde el centro del mismo; bajo la condición de que en ese punto  $H$  debe ser mayor o igual a 3 metros; en el borde debe ser mayor o igual a 2,5 metros y en el centro mayor o igual a 4 metros.

### 3.4. Modelos Simples para el Diseño

Debido a la subjetividad que se tiene con el diseño mediante valores típicos, mediante la selección de valores dentro un rango de opciones, como sucede con la tasa superficial y la carga de sólidos; y a las condiciones específicas a las que están restringidas las fórmulas empíricas, es que se desarrollan modelos para el diseño, permitiendo un cálculo más ad-hoc del área de sedimentación requerida, basándose en casos particulares y alejándose de generalidades obtenidas por otras investigaciones no locales.

Dentro de los modelos existentes, se encuentra el criterio de la Norma ATV A131 (1991), la ecuación de White (White, 1976) y el procedimiento gráfico del Manual Of Practice FD-8 (2005); que están basados en el Índice Volumétrico de Lodos, IVL, o Índice de Mohlmann.

#### 3.4.1. Índice Volumétrico de Lodos

El IVL (o SVI, *Sludge Volume Index*), es un indicador para determinar la sedimentabilidad de un lodo. Por definición corresponde al volumen ocupado por un gramo de sólidos suspendidos al cabo de 30 minutos de sedimentación.

El procedimiento de esta medición se realiza tomando una muestra representativa de un litro de licor mezclado y midiendo el volumen de lodos acumulados luego de mantenerla durante 30 minutos en reposo. En la Fig. 6 se muestra un ejemplo del resultado obtenido al realizar la medición en un cono Imhoff.



Fig. 6: Sedimentación del Licor Mezclado.

Con el volumen de sólidos sedimentados a los 30 minutos se calcula el IVL de la siguiente forma:

Ecuación 23: Índice Volumétrico de lodos.

$$IVL = \frac{V_{30}}{SSLM}$$

En donde  $V_{30}$  representa el volumen de sólidos sedimentados a los 30 minutos.

En términos simples, el ensayo se puede representar como se muestra en la Fig. 7 y en la Ecuación 24.

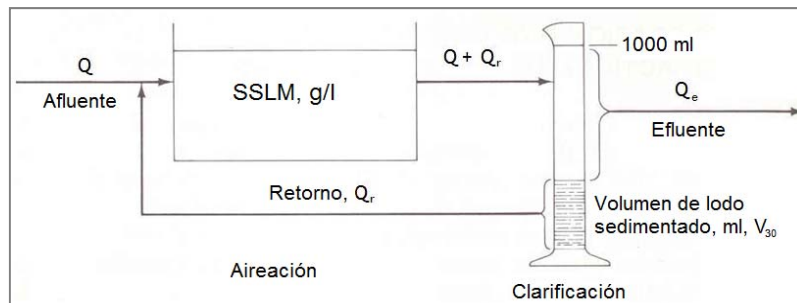


Fig. 7: Esquema de ensayo IVL.

Ecuación 24: Relación, volumen de entrada, volumen de salida.

$$\frac{\text{Volumen de entrada}}{\text{Volumen de salida}} = \frac{Q + Q_r}{Q_r} = \frac{V_T}{V_{30}} = \frac{1 \text{ l}}{V_{30}}$$

Por otro lado, haciendo un balance de masa en el sedimentador, despreciando la concentración de sólidos en el efluente, se tiene que:

Ecuación 25: Balance de masa para el sedimentador.

$$SSLM \cdot (Q + Q_r) = X_r \cdot Q_r \Leftrightarrow \frac{Q + Q_r}{Q_r} = \frac{X_r}{SSLM}$$

Reemplazando la Ecuación 25 en la Ecuación 24, y usando la definición de IVL, resulta:

Ecuación 26: Concentración de retorno en función del IVL.

$$\frac{X_r}{SSLM} = \frac{1 \text{ l}}{V_{30}} \Rightarrow X_r = \frac{10^6}{IVL} \text{ [mg/l]}$$

Al calcular la concentración del lodo de retorno mediante esta expresión, se obtiene una aproximación de lo que en realidad sucede en el proceso de sedimentación que experimenta el lodo en el sedimentador. El ensayo no reproduce el efecto que tiene la succión del caudal de recirculación en el fondo ni las características reales del clarificado en el efluente, el efecto de las paredes en la sedimentación, ni la profundidad de sedimentación, ni otros factores físicos a los cuales se podría enfrentar el sedimentador, como lo es el viento.

### 3.4.2. Índice Volumétrico de Lodos Diluidos (DSVI)

Este ensayo, similar al IVL, pero se realiza con una dilución o concentración del licor mezclado; para volúmenes sedimentados fuera del rango 150 – 250 ml/l. El procedimiento contempla en diluir el efluente del estanque de aireación con el efluente de la planta aplicando ambos en igual volumen, constituyendo así la dilución de un 50% de licor mezclado y 50% de clarificado. De no alcanzarse la concentración deseada, se vuelve a generar una dilución mezclando 50% de la dilución con un 50% del efluente, hasta situarse en el rango adecuado.

Análogamente, se define el DSVI, para un volumen de un litro, como:

Ecuación 27: Índice Volumétrico de Lodos Diluidos.

$$DSVI = \frac{V_{30}}{SSLM_D}$$

Donde  $SSLM_D$  es la concentración inicial de sólidos suspendidos en la probeta, después de la(s) dilución(es) o concentración(es) necesaria(s).

El DSVI no soluciona las limitaciones del IVL comentadas previamente.

### 3.4.3. Índice Volumétrico de Lodos Agitado a 3,5 g<sub>SSLM/l</sub> (SSVI<sub>3,5</sub>)

Para este ensayo se usa una jarra con una capacidad superior a 4 litros y con una geometría tal que la relación Altura/Diámetro es del orden de 5 a 1; en la que se genera una leve agitación (ver Fig. 8). La concentración de SSLM se estandariza en 3500 mg/l.



En el ensayo se realizan pruebas con distintas concentraciones iniciales del licor mezclado, variando de 2 a 6 g/l. Con los resultados obtenidos, se interpola el resultado para la concentración 3,5 g/l. El índice se define como:

Ecuación 28: Índice Volumétrico de Lodos Agitado a 3,5 g<sub>SSLM</sub>/l.

$$X_r = \frac{10^6}{SSVI_{3,5}}$$

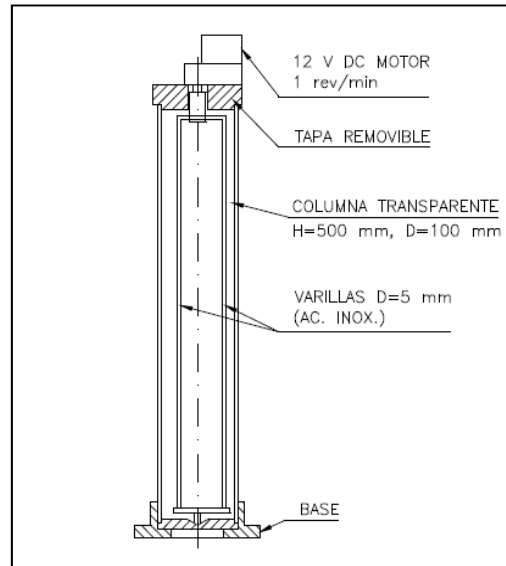


Fig. 8: Esquema SSVI<sub>3,5</sub>.

Con esta modificación disminuye el efecto que producen las paredes en la sedimentación, pero de todos modos, no se obtiene un valor representativo de las condiciones reales de la concentración de lodos de retorno.

#### 3.4.4. Índice Volumétrico de Lodos Agitados (SSVI)

Este índice es el utilizado por Wahlberg & Keinath (1988) para desarrollar una correlación entre la velocidad de sedimentación y el SSVI. El ensayo se lleva a cabo en un cilindro graduado y agitado de 1 litro, sin estandarización de la concentración inicial de SSLM.

#### 3.4.5. Comparación entre Índices Volumétricos de Lodos (von Sperling, 1999)

Von Sperling (1999), propone una metodología para el cálculo del área del sedimentador secundario basándose en los datos de varias plantas en operación y a partir de ello generó la una comparación entre los distintos índices y la calidad de la sedimentación

Tabla 8: Comparación de IVL según von Sperling, 1999.

Sedimentabilidad	SVI [mg/l]	DSVI [ml/g]	SSVI [ml/g]	SSVI <sub>3,5</sub> [ml/g]
Muy buena	0 – 50	0 – 45	0 – 50	0 – 40
Buena	50 – 100	45 – 95	50 – 80	40 – 80
Media	100 – 200	95 – 165	80 – 140	80 – 100
Pobre	200 – 300	165 – 215	140 – 200	100 – 120
Muy pobre	300 – 400	215 – 305	200 – 260	120 - 160

De este modo, dadas las diferencias en los valores y su calificación del lodo, es importante identificar la forma en que el IVL ha sido medido.

### 3.4.6. Teoría del Flujo Másico

La Teoría del Flujo Másico (Dick, 1970) consiste en la modelación de los flujos de masa que suceden en el sedimentador, relacionando para esto, la velocidad del manto de lodos y su concentración.

Debido al comportamiento de la sedimentación zonal y al espesamiento de los lodos, la concentración dentro del sedimentador varía desde una concentración inicial en el principio de la interfase, hasta una concentración final en la base del sedimentador. El valor de estas concentraciones depende de la sedimentación gravitacional y de la succión de fondo generada por el caudal de recirculación, lo que, con una buena operación, permite el espesamiento y que no se acumulen lodos en la unidad. Un esquema de lo sucedido en la unidad se puede ver en la Fig. 9.

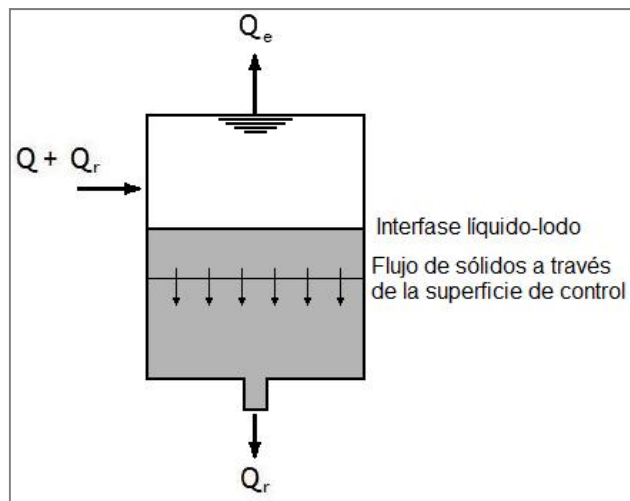


Fig. 9: Esquema de la clarificación.

La concentración zonal del sedimentador conlleva a otro fenómeno del comportamiento del lodo en su recorrido hasta la salida de éste. Debido a la relación que existe entre la velocidad de sedimentación de las partículas y el espacio libre que haya entre ellas, la velocidad de sedimentación también pasa a distinguirse por zonas dependiendo de la densidad que tenga el entorno. Es por ello que la velocidad de sedimentación va disminuyendo a lo alto del estanque (ver Fig. 10) esto es un

esquema, se refiere indirectamente a lo que pasa en profundidad del sedimentador, ya que muestra como se mueve el manto de lodos a diferente concentración.

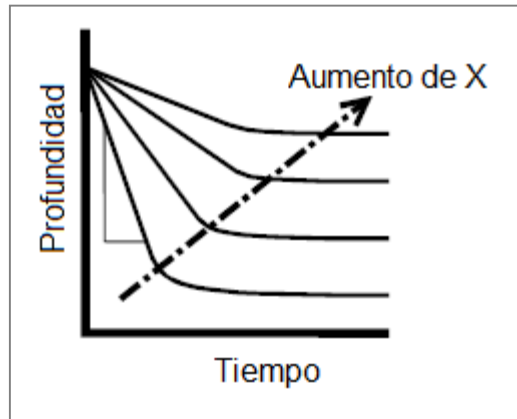


Fig. 10: Comportamiento del lodo a diferentes concentraciones.

A partir del Fig. 10 es que se puede desarrollar una expresión que relaciona la velocidad de sedimentación y la concentración. Esto se realiza obteniendo la velocidad de sedimentación, a partir de la pendiente del primer tramo del gráfico profundidad versus tiempo, esquematizado en la Fig. 10. De este modo, se tendrá la máxima velocidad desarrollada por el manto de lodos durante su sedimentación asociada a una concentración de SSLM determinada.

Luego se grafican ambas variables, velocidad de sedimentación y concentración de SSLM, en un espacio semi-logarítmico, como se esquematiza en la Fig. 11; con lo que se obtiene una relación lineal entre el logaritmo de la velocidad de sedimentación y la concentración del SSLM.

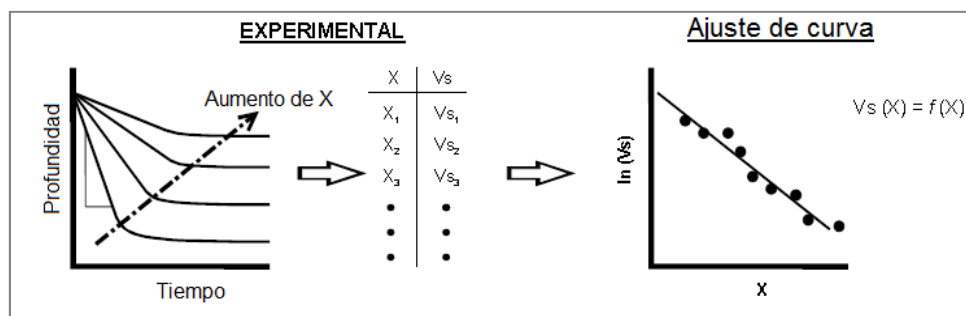


Fig. 11: Metodología para obtener los parámetros para la velocidad de sedimentación.

De este modo se obtiene una expresión, plasmada en la ecuación de Vesilind (Ecuación 29), que relaciona la velocidad de sedimentación con la concentración de SSLM.

Ecuación 29: Expresión de Vesilind para la velocidad de sedimentación.

$$v_i = v_0 e^{(-nX_i)}$$

Donde  $v_i$  es la velocidad de sedimentación para la zona de concentración  $X_i$ , y  $v_0$  y  $n$  son valores empíricos.

La expresión de Vesilind se comporta adecuadamente para describir la velocidad de sedimentación en concentraciones altas como las que se encuentran bajo el manto de lodos, sin embargo, para describir la sedimentación en concentraciones bajas (diferencias importantes entre ambas fórmulas se ven reflejados para valores menores a 500 mg/l, User Manual For BioWin 3, 2008), la ecuación de Vesilind predice velocidades mayores a las que acontecen en la realidad. Es por esto que se genera la siguiente expresión con la finalidad de describir de mejor forma el comportamiento de zonas de baja concentración.

Ecuación 30: Expresión modificada de Vesilind.

$$v_i' = v_i \left( \frac{X_i}{K_s + X_i} \right)$$

Donde  $v_i'$  es la velocidad de Vesilind modificada,  $v_i$  es la velocidad de Vesilind proveniente de la Ecuación 29, y  $K_s$  es la constante de cambio de velocidad a calibrar.

De este modo, el gráfico para la velocidad de sedimentación usando la Ecuación 29 y la Ecuación 30 queda de la siguiente forma:

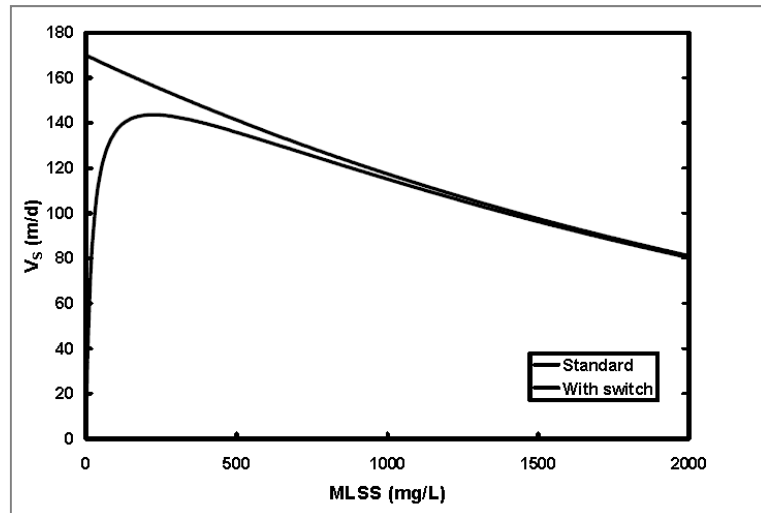


Gráfico 1: Resultados entregados por la velocidad de Vesilind. (Fuente: User Manual for BioWin 3)

Como se puede observar en el Gráfico 1, la expresión modificada para la velocidad de Vesilind, sólo discrepa de los valores entregados por Vesilind para concentraciones menores a 500 mg/l aproximadamente. Sin embargo, esta concentración puede aumentar si se usa un  $K_s$  mayor. Del mismo modo, es posible apreciar que la diferencia entre ambos modelos, de Vesilind y Vesilind Modificado, aumenta al disminuir la concentración.

Para determinar  $v_0$  y  $n$  se han desarrollado varios estudios, en los que se han correlacionado diferentes índices de lodos. A continuación se muestran las expresiones desarrolladas por tres autores:

Tabla 9: Expresiones para  $v_0$  y  $n$ .

Autor	Ecuación	Observaciones
Pitman (1984)	$V_0 = 161,2045 \cdot SSVI_{3,5}^{-0,7249}$ $n = 0,22015 \cdot e^{0,00657 \cdot SSVI_{3,5}}$	Citadas por von Sperling (1999).
	$\frac{V_0}{n} = 37,63 \cdot e^{-0,0388 \cdot SSVI}$ $n = 0,88 - 0,393 \cdot \log\left(\frac{V_0}{n}\right)$	Citadas por Ozinsky (1995).
Ekama & Marais (1986)	$\frac{V_0}{n} = 67,9 \cdot e^{-0,016 \cdot SSVI_{3,5}}$ $n = 0,88 - 0,393 \cdot \log\left(\frac{V_0}{n}\right)$	Con datos de White (1976), Pitman (1984), Rachwal et al. (1982)
Ozinsky (1995)	$V_0 = e^{2,45095 - 0,00636 \cdot SSVI_{3,5}}$ $n = 0,15128 + 0,00287 \cdot SSVI_{3,5}$	Con datos de 5 plantas: 3 de la Universidad de la Ciudad del Cabo (1986) y 2 de Pitman (1984).
	$V_0 = e^{2,70065 - 0,00808 \cdot SSVI_{3,5}}$ $n = 0,22632 + 0,00264 \cdot SSVI_{3,5}$	Con datos de 1 planta usada por Pitman (1984).

Del mismo modo Takács (1991), desarrolla un modelo para determinar la velocidad de sedimentación con respecto a la concentración. Takács (1991) además consideró cuatro comportamientos diferentes de la velocidad según la concentración. De menor a mayor concentración, consideró en la Zona I, una velocidad igual a cero; en la Zona II, una velocidad que va aumentando con la densidad del lodo; en la Zona III, una velocidad independiente de la concentración; y en la Zona IV una velocidad que disminuye con el aumento de concentración. Matemáticamente su expresión es la siguiente:

Ecuación 31: Expresión de Takács para la velocidad de sedimentación.

$$V_{sj} = v_0 e^{-r_h X_j^*} - v_0 e^{-r_p X_j^*}$$

En donde,  $V_{sj}$  es la velocidad de sedimentación en m/d,  $v_0$  es la velocidad máxima de sedimentación m/d,  $r_h$  es el parámetro característico de la zona de sedimentación interrumpida en  $m^3/g$ ,  $r_p$  es el parámetro característico de la sedimentación a bajas concentraciones de sólidos en  $m^3/g$ ,  $X_j^*$  es igual a la concentración en la zona menos la concentración mínima de sólidos suspendidos ( $X_{min}$ , ver Gráfico 2) en  $g/m^3$ , y  $X_{min}$  es igual a la multiplicación de la concentración de SST que entra al sedimentador multiplicado por un factor de la fracción de sólidos que no sedimentan, es decir:  $f_{ns} \cdot X_{in}$ .

En el Gráfico 2, se muestra el comportamiento de la velocidad de sedimentación según el modelo propuesto por Takács.

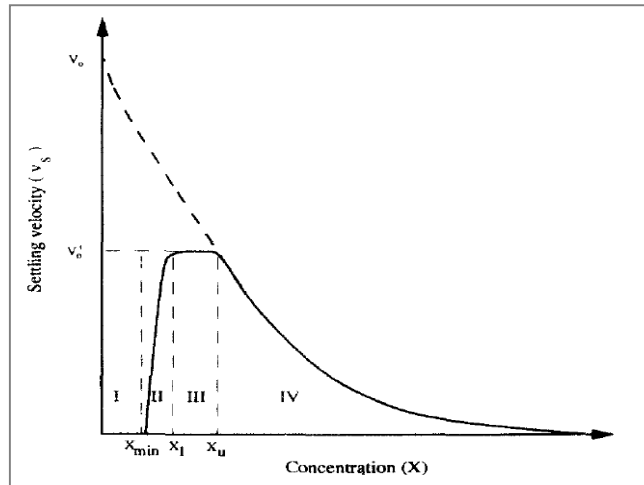


Gráfico 2: Modelo de sedimentación de Takács (1991).

Además de la velocidad de sedimentación, el flujo másico también está influenciado por el caudal de recirculación que es extraído desde el fondo. Así, el flujo total de sólidos ( $SF$ ) queda definido como la suma del flujo debido a la sedimentación ( $SF_g$ ) más el flujo debido a la succión de fondo ( $SF_u$ ).

Ecuación 32: Flujo total de sólidos en el fondo del sedimentador.

$$SF = SF_g + SF_u$$

Por definición, el flujo de sólidos es la cantidad de masa que pasa por una unidad de área en una unidad de tiempo, lo que es equivalente a la multiplicación de la velocidad y la concentración de cierto volumen de control. Es así como la Ecuación 32 queda de la siguiente forma:

Ecuación 33: Flujo total de sólidos en el fondo del sedimentador.

$$SF = X_i \cdot v_i + X_i \cdot u$$

En donde  $u$  corresponde a la velocidad ocasionada por la succión de fondo, la que es equivalente a:

Ecuación 34: Velocidad debido al caudal de recirculación.

$$u = \frac{Q_r}{A}$$

Donde  $A$  corresponde al área transversal del sedimentador.

De esta forma, la expresión para el flujo total de sólidos queda de la siguiente forma:

Ecuación 35: Flujo total de sólidos en el fondo del sedimentador.

$$SF = X_i \cdot v_0 e^{-nX_i} + X_i \cdot \frac{Q_r}{A}$$

Lo que se expresa gráficamente de la siguiente forma:

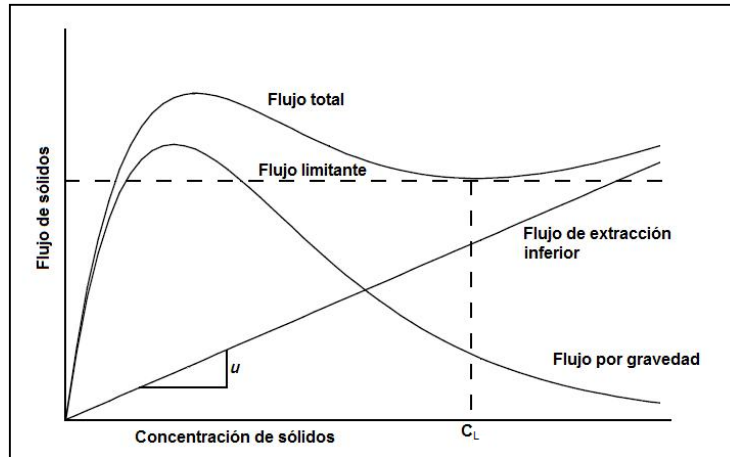


Gráfico 3: Flujo total y sus componentes.

En el Gráfico 3, se puede apreciar, que el comportamiento del flujo, a bajas concentraciones, es ascendente, para luego decaer en un mínimo que determina el Flujo Limitante y la Concentración Límite ( $X_L$ ). Al aumentar la concentración por sobre  $X_L$ , la carga admisible se vuelve a incrementar, siguiendo al flujo de extracción inferior como asíntota.

Debido a la variedad de concentraciones que experimenta el lodo dentro del sedimentador, es que el flujo, en alguna profundidad, iguala al límite. Este flujo, no puede ser excedido ya que los sólidos comenzarán a acumularse y serían arrastrados en el efluente clarificado.

La expresión matemática que define al Flujo Límite es:

Ecuación 36: Caracterización del Flujo Límite.

$$\frac{d SF_L}{d X_i} = 0 \wedge \frac{d^2 SF_L}{d X_i^2} > 0$$

Desarrollando las expresiones se llega a que el área de la sección transversal del sedimentador se puede expresar de la siguiente manera:

Ecuación 37: Desarrollo del Flujo Límite, una expresión para el área del Sedimentador.

$$A = \frac{Q_r}{v_0 \cdot e^{(-n \cdot X_L)} \cdot (n \cdot X_L - 1)}; X_L > \frac{2}{n}$$

Si se asume que todos los sólidos sedimentan en la unidad, es decir, que se tiene un 100% de remoción; el flujo total de sólidos en la recirculación sería igual a  $SF_L$ :

Ecuación 38: Flujo Total.

$$SF = \frac{Q_r X_r}{A}$$

Donde  $X_r$  corresponde a la concentración de SST en la línea de recirculación.

Con esta expresión más la Ecuación 29, Ecuación 35, Ecuación 37 y Ecuación 38; se tiene que la concentración límite queda definida como:

Ecuación 39: Expresión general para la concentración límite.

$$X_L = \frac{X_r}{2} + \left( \frac{X_r^2}{4} - \frac{X_r}{n} \right)^{1/2}$$

Para la concentración de SST en la línea de recirculación, se despeja  $X_r$  de la Ecuación 13 y despreciando los sólidos suspendidos evacuados en el efluente, se obtiene lo siguiente:

Ecuación 40: Concentración de recirculación.

$$X_r = \frac{1 + R}{R} X$$

En donde  $R$  es la razón de recirculación definida como  $Q_r/Q_{mht}$ , en que  $Q_{mht}$  es el caudal afluente máximo a la planta (Riddel et al., 1983).

Para que la Ecuación 39 tenga validez, es decir, para que  $\left( \frac{X_r^2}{4} - \frac{X_r}{n} \right)$  sea mayor o igual a cero, y utilizando la expresión para  $X_r$  de la Ecuación 40, tiene que cumplirse lo siguiente:

Ecuación 41: Restricciones del sistema.

$$R \leq \frac{X}{\frac{4}{n} - X}$$

Con ello se define la Razón de Recirculación Crítica como:

Ecuación 42: Razón de Recirculación Crítica.

$$R_C = \frac{X}{\frac{4}{n} - X}$$

Donde  $R_C$  representa el valor máximo para el cual la Ecuación 39 tiene solución, y por ende, donde el Gráfico 3 tiene validez.

Bajo la condición de la Razón de Recirculación Crítica, usando la Ecuación 29, Ecuación 35, evaluadas en concentración límite, más la Ecuación 37; se obtiene la siguiente expresión para el Flujo Límite:

Ecuación 43: Flujo de Sólidos Límite.

$$SF_L = n \cdot X_L^2 \cdot v_0 \cdot e^{(-n \cdot X_L)}$$



Por otro lado, la carga de sólidos al sedimentador, para el caudal máximo, se desarrolla de la siguiente forma:

Ecuación 44: Flujo de Sólidos Afluente.

$$SF_A = \frac{\text{masa}_{\text{Afluente}}/\text{tiempo}}{\text{Área}} \Leftrightarrow SF_A = \frac{(Q_{mht} + Q_r) \cdot X}{A}$$

Para obtener un clarificado de alta calidad, es necesario que el Flujo de Sólidos Afluente sea menor o igual al Flujo de Sólidos Límite, es decir,  $SF_A \leq SF_L$ . Despejando el área, y cumpliendo la condición de la Razón de Recirculación Crítica, se obtiene la siguiente desigualdad:

Ecuación 45: Restricciones para el área de la sección transversal del sedimentador.

$$A \geq \frac{(Q_{mht} + Q_r)X}{n \cdot X_L^2 \cdot v_0 \cdot e^{(-n \cdot X_L)}}$$

Sin embargo, si se considera  $R > R_C$  (metodología desarrollada por Riddel et al. (1983), ver Gráfico 4), se tendrá que la concentración de sólidos en la entrada del sedimentador será igual a concentración límite, el sedimentador no espesará los lodos y funcionará como clarificador solamente, y el Flujo Total será igual al Flujo Límite, es decir:

Ecuación 46: Flujo Límite de Sólidos para  $R > R_C$ .

$$SF_L = X \cdot v_0 \cdot e^{(-n \cdot X)} + X \cdot \frac{Q_r}{A}$$

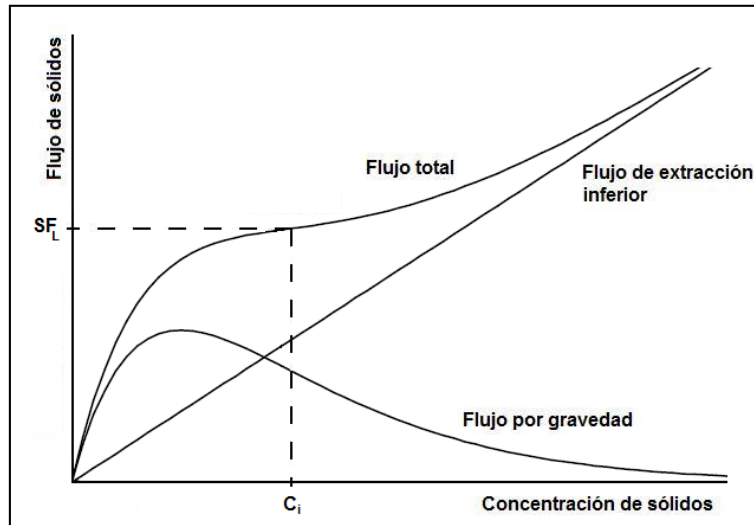


Gráfico 4: Flujo total.  $R > R_C$ .

Ahora, usando el hecho de que tiene que cumplirse que  $SF_A \leq SF_L$  para que no se rebalse el sedimentador; en conjunto con la Ecuación 44, se tiene:

Ecuación 47: Restricciones para el área de la sección transversal del sedimentador, bajo la condición  $R > R_C$ .

$$A \geq \frac{Q}{v_0 \cdot e^{(-n \cdot C)}}$$

Con esto, es posible calcular el área mínima de la sección transversal del sedimentador bajo ambas operaciones, conocidos la concentración de sólidos suspendidos afluentes al sedimentador, el caudal afluente a la planta y las constantes empíricas de la expresión de Vesilind, para el caso  $R > R_C$ .

### 3.4.7. Ecuación de White (1976)

La ecuación de White (1976), basada en la Teoría del Flujo Másico, representa el flujo máximo, o carga másica límite, que puede ser soportado por un sedimentador. Para su estudio, consideró mediciones en 30 plantas de Inglaterra.

Las ecuaciones que desarrolló White dentro de su investigación fueron las siguientes:

Ecuación 48: Carga másica máxima admisible.

$$CL = 306,86 \cdot SSVI_{3,5}^{-0,77} \cdot \left(\frac{Q_r}{A}\right)^{0,68}$$

Donde  $CL$  es la Carga Másica Máxima Admisible o Límite, en [kgSSLM/m<sup>2</sup>/h], que un sedimentador puede soportar;  $Q_r$  el caudal de recirculación en [m<sup>3</sup>/h];  $A$  el área útil del sedimentador en [m<sup>2</sup>]; y  $SSVI_{3,5}$  el Índice Volumétrico de Lodos Agitados a 3,5 [g/l] en [ml/g].

Según lo observado por White, la Carga Másica Límite se mantiene en un rango de  $\pm 20\%$  con respecto a los datos reales, es por ello que es preciso multiplicar el área obtenida por 1,25 (1/0,80).

Dependiendo del tipo de planta White recomienda los siguientes valores:

Tabla 10: Valores de  $SSVI_{3,5}$  recomendados por White.

Tipo de planta	Edad del lodo [d]	$SSVI_{3,5}$ [ml/g]
Tratamiento parcial, Nitrificación no	1 - 5	80 - 140
Nitrificación Completa	> 5	100
Nitrificación incipiente o parcial	1,5 - 5	120 - 160

Análogamente a la Teoría del Flujo Másico, tiene que cumplirse que la Carga Aplicada de Sólidos ( $CS$ , ver Ecuación 49) sea menor que  $CL$ , es decir:

Ecuación 49: Restricción para el funcionamiento del Sedimentador según White.

$$CS < CL \Leftrightarrow \frac{(Q_{mht} + Q_r) \cdot X_T}{A} < 306,86 \cdot SSVI_{3,5}^{-0,77} \cdot \left(\frac{Q_r}{A}\right)^{0,68}$$

Donde  $Q_{mht}$  es el Caudal Máximo Horario Total en [m<sup>3</sup>/h], y  $X_T$  son los SST del Licor Mezclado en [g/l].

Para la Ecuación 49, se usa  $Q_{mht}$  como el caudal máximo horario total, pero lo que en realidad interesa es el caudal peak sostenido en época de lluvia, el que debiera ser menor al caudal máximo horario total. Parece ser más prudente usar el caudal máximo horario como factor de seguridad (Nannig, 2003)

La ecuación de White es válida bajo las siguientes restricciones del caudal de recirculación, según Ekama & Marais (1986):

- Si  $SSVI_{3,5} < 125$

$$\Rightarrow \frac{Q_r}{A} \leq 1,612 - 0,00793 \cdot SSVI_{3,5} \text{ [m}^3\text{/h]}$$

- Si  $SSVI_{3,5} > 125$

$$\Rightarrow \frac{Q_r}{A} \leq 1,612 - 0,00793 \cdot SSVI_{3,5} + 0,0015 \cdot (SSVI_{3,5} - 125)^{1,115} \text{ [m}^3\text{/h]}$$

Con esto es posible estimar el área requerida para el sedimentador, teniendo el  $Q_{mht}$  y estimando un  $Q_r$ , que podría ser un porcentaje de  $Q_{mht}$ ; e imponiendo con eso un  $SSVI_{3,5}$  tal que  $CS = CL$ . Lo que resulta es:

Ecuación 50: Área útil del Sedimentador.

$$A = \left[ \frac{(Q + Q_r) \cdot X_T}{306,86 \cdot SSVI_{3,5}^{-0,77} \cdot Q^{0,68}} \right]^{1/(1-0,68)}$$

Luego el área se ha de multiplicar por 1,25 para obtener la definitiva y cumplir con la condición de que  $CL > CS$ .

En resumen, la ecuación de White es un sistema empírico para el diseño de un sedimentador secundario en base a asumir un Índice volumétrico de lodos conservador (condiciones de mediana sedimentabilidad).

En el siguiente capítulo, se muestran distintos modelos para el sedimentador secundario y bajo qué circunstancias se usan, al igual que las suposiciones y desarrollos que hay detrás de cada uno.

# CAPITULO 4. MODELACION HIDRODINAMICA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

## 4.1. Tipos de Modelos

Los modelos más simples corresponden a ecuaciones matemáticas que son estadísticamente ajustadas para que los datos de entrada coincidan con los de salida. Debido a la escasa información respecto de los procesos, estos generalmente son representados mediante ecuaciones obtenidas empíricamente, por lo cual este tipo de modelos son identificados como una “caja negra”. Estos modelos son aplicables en forma limitada según las condiciones de calibración usadas en la elaboración del mismo. La teoría simple del diseño de sedimentadores responde a un modelo de este tipo.

En el caso de los modelos para los sedimentadores secundarios, en su forma más compleja, pretenden representar todos los procesos importantes en el estanque, resolviendo las ecuaciones diferenciales de: continuidad, momentum, energía, transporte de masa y las reacciones biológicas, sujetas a condiciones de borde reales o muy cercanas a la realidad. Al contrario de los modelos de “caja negra”, este tipo de modelos revelan todas las propiedades que tiene el sistema real; por ello, para su construcción, es necesario conocer todos los procesos significativos involucrados en el fenómeno. Este tipo de modelos, son llamados modelos determinísticos o “cajas blancas”.

La ventaja de los modelos de caja blanca frente a los de caja negra, es que pueden ser aplicados más allá del rango de calibración, teniendo siempre en consideración ciertas precauciones y limitaciones de los mismos.

Existen también modelos que se clasifican en una situación intermedia entre los nombrados. Existen modelos determinísticos con ciertas simplificaciones de las leyes físicas que lo constituyen, éstos son llamados modelos de “caja gris”.

Además de la diferenciación de modelos según la aproximación que tienen hacia las ecuaciones o leyes que rigen el fenómeno, también se clasifican según su resolución espacial. Para el caso particular del sedimentador secundario, por ejemplo, se tienen modelos simples de dos celdas, pero también hay modelos con mayor complejidad que integran una discretización de multi-celdas para una modelación tridimensional. Por otra parte, los modelos pueden ser representaciones de condiciones estacionarias, como son los que se utilizan en el diseño, o dinámicas, como los modelos de capas.

Para la definición del problema se deben especificar las variables del proceso que serán modeladas y el contexto bajo el que el sistema se desarrollará, así como también definir claramente la finalidad y objetivos de la modelación, para desarrollar un modelo acorde a las necesidades expuestas. Además de la modelación del sedimentador, dependiendo del uso del modelo, podría ser necesario incluir otros procesos dentro del

modelo, como por ejemplo, incluir el estanque de aireación para que funcione ligado al sedimentador secundario.

También hay que definir el tipo de sedimentador a usar, es decir, la geometría, el funcionamiento, las características de los o el punto de entrada y de salida, el tipo de flujo (ascendente, descendente), el tipo de descarte de lodos, la caracterización de la zona de floculación, la tasa superficial, la carga de sólidos, las propiedades de sedimentación del lodo, la naturaleza espacial del flujo (en 1D, 2D o 3D), la dependencia del flujo con el tiempo (estacionario, dinámico, o algo entre ambos) y la importancia de la actividad biológica en el sedimentador.

## **4.2. Qué Modelo Utilizar**

Para decidir qué modelo de sedimentador usar, hay que identificar qué preguntas, de diseño u operacionales, quieren ser resueltas con la modelación. Estas preguntas pueden involucrar las siguientes aplicaciones: capacitaciones o prácticas de operación, plan de operación y control, búsqueda de problemas o singularidades del funcionamiento, comprobación de diseño de la planta, investigación y aprendizaje.

Para prácticas de operación, es adecuado usar modelos de una dimensión, ya que estos modelos pueden ser calibrados con los datos de la planta actual, obteniendo resultados y respuestas por parte del programa, bastante rápidas. Los modelos para el resto de las unidades son lo suficientemente simples para que el funcionamiento esté a la par con el sedimentador.

Para estudios de operación y control, el modelo a usar sería el de un sedimentador de dos dimensiones funcionando ligado con el estanque de aireación modelado en una dimensión, siendo esta combinación lo suficientemente robusta para esta aplicación. La ventaja que se aprecia en el modelo de dos dimensiones en contraste con el de una dimensión, es una modelación más precisa de la concentración de sólidos suspendidos en el efluente (Ekama et al., 1997).

En la búsqueda de problemas, la modelación está menos acotada, ya que depende del tipo de situación que se presente en el sedimentador que se quiera investigar. Es por ello que la modelación podría comprender la aplicación de sucesivos modelos en una, dos y tres dimensiones. Se procede de esta forma, ya que el modelo en una dimensión puede que no identifique el problema, llegando a la conclusión de que se necesita un modelo en dos o tres dimensiones.

Para el diseño de nuevos sedimentadores o al modificar los existentes, preliminarmente puede utilizarse un modelo en una dimensión con el funcionamiento a la par de un modelo para el reactor. Este modelo responde gran parte de las preguntas en relación a la carga y concentración de sólidos que se mueve en el sistema; pudiendo estudiarse también eventos de tormenta que afectan a ambas unidades.

Para el diseño final y optimización del sedimentador, es necesario un modelo en dos dimensiones y en algunos casos en tres. Por ejemplo, para el caso de sedimentadores rectangulares, en donde se tienen flujos con un fuerte patrón en tres

dimensiones, debido a su baja simetría planar, y a la asimetría vertical característica de los sedimentadores en general, se debiera considerar una modelación en tres dimensiones para la determinación del diseño final. Sin embargo, los modelos en tres dimensiones no han sido muy utilizados para esta unidad, estos son los apropiados y son los que deberían ser considerados en el caso mencionado. Por otra parte, para el caso de sedimentadores circulares, basta con modelos en dos dimensiones para obtener resultados razonablemente buenos, debido a su simetría radial. De todos modos, si el sedimentador, ya sea circular o rectangular, es sometido a frecuentes perturbaciones asimétricas, tales como fuertes vientos; un modelo en tres dimensiones debiera ser considerado. También puede recurrirse a modelos físicos para resolver este tipo de interrogantes, y combinando éstos con modelos numéricos y con estudios del funcionamiento y operación la planta, se obtendrán mejores resultados.

Los modelos destinados para investigación y aprendizaje son de los más variados, ya que dependen del objetivo que se quiera lograr o de las preguntas que se quieran resolver acerca del proceso de sedimentación. Para balances de masa, para resolver preguntas sobre la recirculación de lodos y para niveles del manto de lodos, se pueden usar modelos de una o dos dimensiones acoplados con el reactor biológico. Para obtener un esquema de remoción de lodos, se puede desarrollar un modelo de dos dimensiones acoplado con el reactor biológico, verificando su validez con un modelo de tres dimensiones del sedimentador. Para la optimización de la geometría del sedimentador y sus accesorios, se usan modelos de dos y/o tres dimensiones. Para sedimentadores bajo la influencia del viento, se deben usar modelos de tres dimensiones. Y para dimensionar corrientes dentro del sedimentador, al menos se debe utilizar un modelo de dos dimensiones.

### **4.3. Características del Flujo en el Sedimentador**

Una visión idealizada para describir el flujo y el proceso de sedimentación en sedimentadores rectangulares fue introducido por Hazen (1904), en dónde exponía una unidad con un campo de velocidades uniformes, es decir, con flujo pistón, con partículas de sedimentación vertical, sin turbulencia, y con una independencia entre el flujo y la sedimentación y sin influencias de la densidad.

En la descripción del flujo, Hazen (1904) introdujo además el concepto de tasa superficial, exponiendo que todas las partículas con una velocidad de sedimentación mayor a la tasa superficial pueden sedimentar hasta el fondo antes de llegar al final de la pared del sedimentador, refiriéndose fundamentalmente al caso de desarenadores rectangulares diseñados como largos canales en donde las partículas sedimentan mientras se dirigen hacia la salida del canal.

Estas suposiciones realizadas por Hazen, tienen validez para describir de forma aproximada el proceso en desarenadores y en sedimentadores primarios, pero en los sedimentadores secundarios la situación es diferente ya que el campo de flujo es no homogéneo (lo que es cierto para desarenadores y sedimentadores primarios también). Además los flocs de licor mezclado coagulan y se desasocian en flujos no homogéneos y en campos de corte. En cuanto al régimen de sedimentación de los flocs, se sabe que éste cambia dependiendo del ambiente en el que se encuentren, es por ello que se

presenta una sedimentación discreta cuando se encuentran cerca de la superficie y ya cerca del fondo pasan a un proceso de compresión. Por otro lado, la concentración de entrada del licor mezclado induce una zona de alta densidad generando una especie de cascada que se propaga mediante una corriente de alta densidad hacia el fondo con velocidades de hasta diez veces mayores a las que se encuentran en promedio dentro del sedimentador; pudiendo producir acanalamiento desde la entrada a la salida de fondo.

Otro factor que los diferencia es el efecto que se produce debido al caudal del clarificado que se extrae por la parte superior del sedimentador, induciendo un flujo en sentido contrario al sentido de la sedimentación. El mismo efecto ocurre debido a la extracción del lodo para la recirculación. Además, en los sedimentadores secundarios, se observa que el flujo y la sedimentación interactúan fuertemente mediante los efectos de la densidad y la formación y ruptura de flocs.

Todas estas variables que presenta la sedimentación en la unidad a analizar deben ser consideradas para tener un mejor acercamiento a la realidad del proceso, pero al mismo tiempo, algunas de ellas deberán ser obviadas debido a su poca influencia o relevancia dentro del análisis.

#### **4.4. Modelos Basados en la Teoría de Flujo**

##### **4.5.1. Modelo en una Dimensión**

Comúnmente los modelos para sedimentación en una dimensión están basados en la teoría de flujo, desarrollada por múltiples contribuciones desde 1952 a 1972. Con estos modelos, se asume que los perfiles de velocidades horizontales son uniformes y que los gradientes horizontales de concentración son despreciables. Por ende, el proceso de sedimentación, bajo tales supuestos, es modelado en la dimensión vertical.

El modelo en cuestión considera tres zonas dentro del sedimentador: una es la zona de ingreso de los SSLM, y las otras dos son las que se encuentran por sobre y bajo ésta. En la zona de ingreso, el afluente y su concentración de sólidos son homogéneamente distribuidos por toda la sección horizontal. Luego el flujo es dividido e ingresa en las zonas superior e inferior a la entrada. Posteriormente el flujo inferior se dirige hacia la salida ubicada en el fondo, mientras que el flujo superior es dirigido hacia el efluente en la parte superior del sedimentador (ver Fig. 12).

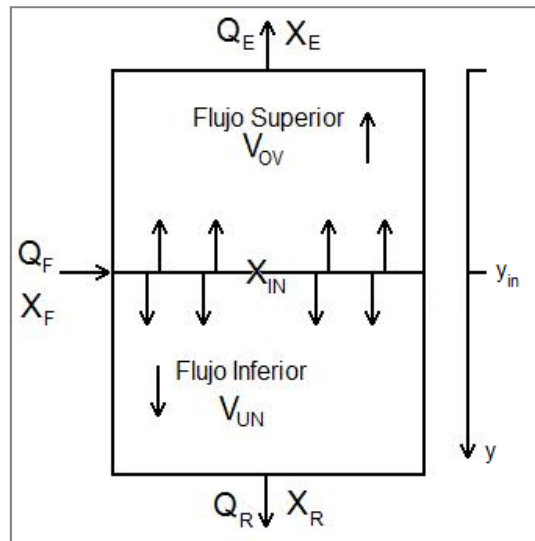


Fig. 12: Esquema de flujo del sedimentador en una dimensión.

El área de la sección transversal del sedimentador y el volumen de la unidad serán parte de los datos ingresados para el modelo. Otras condiciones de borde geométricas, como el tipo de entrada y salida no pueden ser discriminadas por el modelo, pero sí pueden ser identificadas su posición dentro de la vertical.

A continuación se desarrollan las ecuaciones que describen los flujos dentro del sedimentador bajo estado estacionario y bajo estado dinámico, siguiendo ese orden.

Balances de flujo y de masa para el sedimentador:

Ecuación 51: Balance de flujo.

$$Q_F = Q_E + Q_R$$

Ecuación 52: Balance de masa.

$$Q_F X_F = Q_E X_E + Q_R X_R$$

Donde  $Q$  y  $X$  corresponden a los caudales y concentraciones, respectivamente; de entrada ( $F$ ), efluente ( $E$ ) y de recirculación ( $R$ ).

Las ecuaciones que gobiernan el transporte de sólidos en el sedimentador, son representaciones del movimiento generalizado, o movimiento en masa, respecto a las paredes del mismo y la sedimentación gravitacional respecto al lodo. Considerando estos dos efectos, el flujo total del lodo  $j_T$  queda compuesto por el flujo generalizado igual a  $j_b = VX$  y el flujo por sedimentación representado como  $j_s = V_s X$ , obteniéndose un flujo total de la siguiente forma:

Ecuación 53: Flujo total en el sedimentador.

$$j_T = VX + V_s X$$

En donde  $V$  corresponde a la velocidad vertical del movimiento generalizado,  $V_s$  a la velocidad de sedimentación del lodo, y  $X$  a la concentración de SST del lodo. Por otro



lado, la forma más simple para representar este proceso mediante una ecuación diferencial es la siguiente:

Ecuación 54: Ecuación diferencial de flujo total.

$$-\frac{\partial X}{\partial t} = V \frac{\partial X}{\partial y} + \frac{\partial V_s X}{\partial y}$$

Donde  $t$  representa el tiempo, e  $y$  la coordenada vertical con el origen en la superficie (ver Fig. 12).

Para las ecuaciones expuestas no se considera la forma ni el funcionamiento de los dispositivos de entrada ni de los de salida, como el tipo de vertedero o baffles que se encuentren en la trayectoria del lodo. Además, para el modelo se asume que la sección transversal del sedimentador es constante para toda la profundidad de la unidad; con esto, los valores de las velocidades debido al movimiento en masa, dependen solamente si la sección del sedimentador se encuentra sobre ( $V_{OV}$ ) o bajo ( $V_{UN}$ ) el ingreso del afluyente ( $y_{in}$ ), es decir:

Ecuación 55: Velocidad debido al movimiento en masa.

$$V = \begin{cases} V_{UN} = \frac{Q_R}{A} & \text{si } y \geq y_{in} \\ V_{OV} = \frac{Q_E}{A} & \text{si } y < y_{in} \end{cases}$$

La velocidad de sedimentación  $V_s$ , es estimada mediante relaciones entre la velocidad de sedimentación, la concentración de sólidos del lodo, la calidad del lodo (índices como IVL, SSVI, etc.) y en algunos métodos, según la posición  $y$  (Ekama et al., 1997). Los parámetros usados para obtener la velocidad de sedimentación también pueden ser utilizados para calibrar el modelo. El modelo de Vesilind, expuesto en la Ecuación 29, es un ejemplo de métodos para la modelación de la velocidad de sedimentación.

Para simular la operación del modelo dentro de un programa computacional, el sedimentador es dividido en capas, en donde es aplicada la teoría de flujo mediante la discretización de la Ecuación 54 para cada capa. A continuación se muestra un esquema de los flujos en una capa superior (subíndice  $i$ ) e inferior (subíndice  $j$ ).

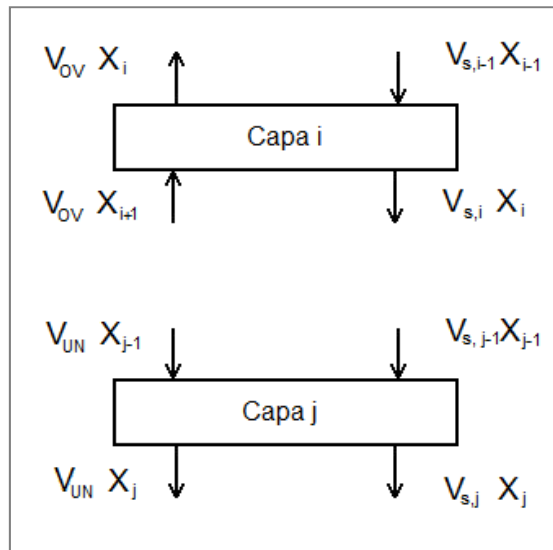


Fig. 13: Flujos en capas, superior (*i*) e inferior (*j*).

Con esto, el balance de masa para cada capa queda definido según las siguientes ecuaciones, dependiendo si la capa pertenece a la zona superior o inferior:

Ecuación 56: Balance de masa para una celda superior (*i*), en estado estacionario.

$$0 = V_{OV}(X_{i+1} - X_i) + V_{s,i-1}X_{i-1} - V_{s,i}X_i$$

Ecuación 57: Balance de masa para una celda inferior (*j*), en estado estacionario.

$$0 = V_{UN}(X_{j-1} - X_j) + V_{s,j-1}X_{j-1} - V_{s,j}X_j$$

En la Fig. 13 se puede notar que el flujo debido a la sedimentación (en la derecha de la imagen) siempre tiene el mismo sentido, a diferencia de lo que sucede con el flujo debido al movimiento en masa, que, como lo indica la Ecuación 55, para las celdas superiores el sentido es ascendente, mientras que en las inferiores el sentido es hacia el fondo. Para el resto de las celdas, debido a razones de continuidad, se cumple que los flujos de salida de una celda son iguales a los flujos de entrada de la celda adyacente.

Por otro lado, para la simulación dinámica, se discretiza la Ecuación 54 usando pasos de tiempo iguales a  $\Delta t$ . Con esto, la Ecuación 56 y la Ecuación 57, para el tiempo  $n$  y  $n + 1$ , quedan de la siguiente forma:

Ecuación 58: Balance de masa para una celda superior (*i*), para simulación dinámica.

$$\frac{h_i \Delta X_{n \rightarrow n+1}}{\Delta t} = [V_{OV}(X_{i+1} - X_i) + V_{s,i-1}X_{i-1} - V_{s,i}X_i]_n$$

Ecuación 59: Balance de masa para una celda inferior (*j*), para simulación dinámica.

$$\frac{h_j \Delta X_{n \rightarrow n+1}}{\Delta t} = [V_{UN}(X_{j-1} - X_j) + V_{s,j-1}X_{j-1} - V_{s,j}X_j]_n$$

Donde  $h_i$  y  $h_j$  corresponden a las alturas de las celdas  $i$  y  $j$  respectivamente,  $X_{n+1}$  a la nueva concentración que es igual a  $X_n + \Delta X_{n \rightarrow n+1}$ , con la que se obtiene la nueva velocidad de sedimentación  $V_{s,n+1}$ , que está en función de  $X_{n+1}$ . Los valores de  $V_{OV}$  y de  $V_{UN}$ , son obtenidos de los caudales efluente y de recirculación en el tiempo, como lo indica la Ecuación 55.

Las expresiones anteriores para celdas superiores e inferiores no son válidas para las de ingreso del afluente, ni para la de la superficie que entrega el efluente, ni para la del fondo a la que se le extrae el lodo para recirculación. Es por ello que a continuación se indica cuál es la forma de proceder para estas singularidades.

Para la celda de ingreso del afluente se tiene la siguiente expresión, considerando condiciones estacionarias:

Ecuación 60: Balance de masa para la celda de ingreso del afluente en estado estacionario.

$$0 = \frac{Q_F}{A} X_F - V_{OV} X_{in} - V_{UN} X_{in} - V_{s,in} X_{in} + V_{s,in-1} X_{in-1}$$

Por continuidad  $Q_F$  es igual a  $A(V_{OV} + V_{UN})$ , lo que es equivalente a la suma de los caudales de salida del sedimentador vía efluente y recirculación ya que el área de la sección transversal del sedimentador es constante (ver Fig. 14). En este punto, es importante notar que la concentración de entrada no es la misma concentración que la de la celda de ingreso. Así es como, al reordenar los términos de la Ecuación 60, la expresión para la concentración de la celda de ingreso queda de la siguiente forma:

Ecuación 61: Concentración de celda de ingreso del sedimentador.

$$X_{in} = \frac{(V_{OV} + V_{UN}) X_F + V_{s,in-1} X_{in-1}}{V_{OV} + V_{UN} + V_{s,in}}$$

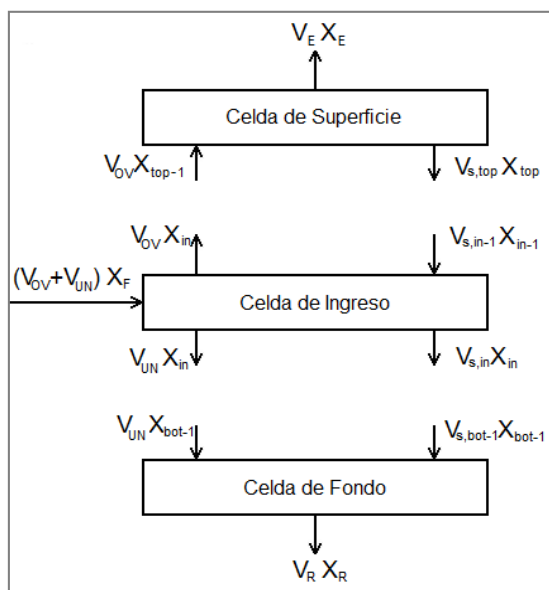


Fig. 14: Balance de masa para las capas singulares.

La posición de la celda de ingreso, puede ser escogida de forma arbitraria, siendo raras veces correspondiente a la posición donde realmente ingresa el afluente del sedimentador a modelar. Por esto, el número de capas de ingreso, como su posición, pueden ser usadas como un parámetro para calibrar el modelo.

Las celdas de salida del sistema, la de fondo y la de superficie; son tratadas de la misma manera. En ambos casos se considera que el flujo debido a sedimentación para los flujos de salida, es igual a cero, considerándose solamente el flujo debido al movimiento en masa.

En cuanto a la utilización del modelo del reactor, se recomienda que, para que la simulación dinámica del modelo de sedimentador sea realista, se incluyan la recirculación, y de alguna forma, el reactor. El modelo del reactor, modelado de forma simple, es un estanque de flujo continuo que transforma y cambia la materia orgánica en SST. Para simulaciones en estado estacionario, mientras el flujo de lodos esté por debajo del flujo límite, sólo la capa de fondo será ocupada por el manto de lodos, a menos que ésta sea fijada aplicando una masa inicial de SST en el sedimentador. De modelar valores que alcancen el flujo límite, el manto de lodos se va elevando de manera constante, hasta que el flujo vuelve a niveles inferiores y/o se colmate la unidad. Debido a esta eventualidad, debiese considerarse también la modelación conjunta del sedimentador con el estanque de aireación.

En la operación de sedimentadores, dependiendo de la concentración afluente y de los dispositivos que se consideren en la unidad, pueden ocurrir acanalamientos o corto circuitos. Para modelar estas situaciones, Dupont y Dahl (1995) incluyeron dentro de la simulación un factor de corto circuito  $\xi$  que puede ser calibrado para representar el efecto que tiene este fenómeno en el flujo de la recirculación, integrándolo en la siguiente expresión.

Ecuación 62: Flujo de recirculación debido a corto circuito dentro del sedimentador.

$$V_R X_R = \xi V_R X_F + (1 - \xi) V_R X_{bot}$$

Así el caudal de recirculación es dividido entre el corto circuito  $\xi Q_R$ , que no se dirige hacia el fondo del sedimentador, y el caudal que se dirige hacia el fondo del sedimentador  $(1 - \xi) Q_R$ . El resultado del uso de esta variante, es una concentración de recirculación más diluida, comparada con la de la capa de fondo del modelo. También puede ser usado el factor de corto circuito como parámetro de calibración.

Un aumento en la concentración de sólidos que ingresen al modelo según la Ecuación 54, ocasionaría una propagación de concentraciones desde la celda de ingreso hasta la de fondo, y posiblemente otra hacia las celdas superiores. El efecto de esta propagación, dependiendo del incremento de la concentración, podría generar inestabilidades y discontinuidades matemáticas dentro del modelo, que no desaparecen con el tiempo. Además, debido a la particularidad de las celdas de salida (efluente y recirculación) del sistema, el efecto de la propagación no se absorbe, ya que el flujo de salida no depende de la sedimentación. La inestabilidad creada por las sucesivas propagaciones dentro del modelo, puede ser paliada mediante la expresión del flujo específico de sedimentación  $j_s$ , desarrollada por Vitasovic (1989).

Ecuación 63: Flujo específico de sedimentación por Vitasovic (1989).

$$j_{s,i} = \min(V_{s,i}X_i, V_{s,i+1}X_{i+1})$$

Esta expresión, en donde  $j_{s,i}$  es el flujo específico de sedimentación de la celda  $i$ , asegura de que una propagación no sea enviada hacia las celdas del fondo, impidiendo también su propagación hacia las celdas superiores. Esto permite, en otras palabras, que la concentración de una cierta celda no sea más alta que la de la celda inferior a ésta. Una excepción a esto puede ocurrir en la celda de ingreso, cuya concentración puede aumentar rápidamente con un incremento en la carga, produciendo con ello una concentración mayor a la concentración de la capa inferior. Este frente se mantiene localmente estable y no se propaga hacia el resto de las celdas, pero es el origen de las propagaciones que podrían derivar en otra hacia las celdas superiores. Por otro lado, en la realidad, la propagación de concentraciones no acontece debido a que la velocidad de sedimentación, dentro de un rango situado típicamente entre 200 y 2.000  $\text{g/m}^3$ , es independiente a la concentración (Takács et al., 1991). Dentro del rango mencionado, la velocidad de sedimentación es constante y máxima. Al utilizar este tipo de modelos para la velocidad de sedimentación, dentro de cierto rango de concentraciones, se evitará el problema de la propagación, ya que una baja concentración no podrá generar un mayor flujo de sedimentación. Otros modelos han sido desarrollados para evitar este tipo de inestabilidades de la simulación ante variaciones bruscas en la carga afluyente al sedimentador; modificando la modelación del flujo especialmente en las celdas aledañas a la de ingreso, y también, de las celdas de fondo.

Con la finalidad de testear el éxito y la estabilidad de los modelos desarrollados y de comparar los resultados obtenidos con lo que sucede en la realidad, Grijspeerdt et al. (1995), comparó los últimos modelos en una dimensión propuestos hasta ese momento con resultados de laboratorio de test de decantación. Se usaron simulaciones dinámicas y estacionarias, y todos los modelos fueron aplicados utilizando 10 capas de espesores variables para discretizar el sedimentador. El decantador usado era de 0,7 m de alto, con el afluyente ubicado aproximadamente a 15 cm del fondo, justo sobre la región superior del manto de lodos y con una carga de lodos estándar. Los resultados obtenidos por Grijspeerdt se exponen en la Fig. 15. De estos resultados se observa que los modelos utilizados se ajustan bien a los datos experimentales. Según el criterio de selección usado por Grijspeerdt, se determinó que los mejores modelos fueron los de Takács et al. (1991) y el de Hamilton et al. (1992).

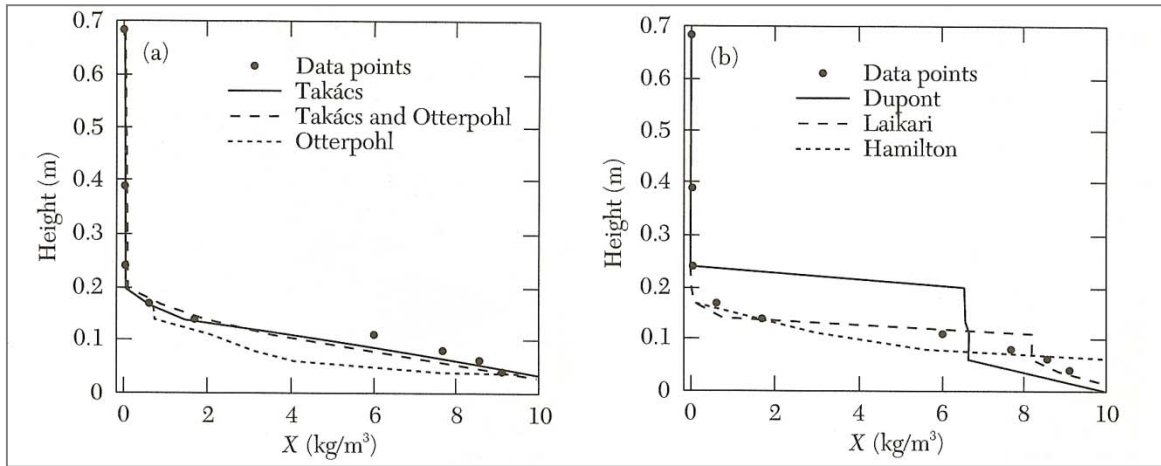


Fig. 15: Comparación de modelos 1D.(Ekama, y otros, 1997)

Luego de la comparación de modelos realizada por Grijspeerd et al. (1995), otros investigadores han usado el modelo de Takács et al. (1991) como referencia ante el comportamiento de sus propios modelos.

#### 4.5.2. Modelos Hidrodinámicos en Dos Dimensiones

Uno de los primeros estudios importantes sobre modelos de sedimentadores en dos dimensiones, se realizó en 1945 por Anderson, quién midió las velocidades y concentraciones de sólidos suspendidos en un sedimentador secundario circular. Con su investigación logró generar un patrón de flujo para sedimentadores circulares de alimentación central. Del modelo desarrollado se destaca la identificación de una corriente densa de fondo, de mayor velocidad a la del resto del sedimentador y una corriente sobre esta de baja densidad en sentido contrario.

Siguiendo la misma línea de investigación de Anderson sobre campos de flujos, Larsen (1977) replicó lo mismo para sedimentadores rectangulares, quién además identificó seis parámetros a considerar al analizar los mecanismos de control en los patrones de flujo del sedimentador.

Basándose en estos parámetros es que la teoría y el desarrollo de los modelos en dos dimensiones han sido elaborados, siendo la determinación del campo de flujos horizontales el punto de interés de ellos.

## CAPITULO 5. MODELO ADOPTADO Y RESULTADOS OBTENIDOS

En el siguiente capítulo se expone el modelo utilizado para la modelación del sedimentador secundario, al igual que la metodología usada y los resultados obtenidos de las múltiples simulaciones realizadas.

### 5.1. Modelo Adoptado

Para la modelación del sedimentador secundario, se consideró un esquema de tratamiento con un sedimentador funcionando a la par con un reactor biológico. El esquema incluye además dos unidades en la línea de evacuación de lodos: un espesador gravitacional y un deshidratador mecánico, ambos con sobrenadantes de retorno al efluente del reactor. La estructura de la planta queda ejemplificada en la Fig. 16.

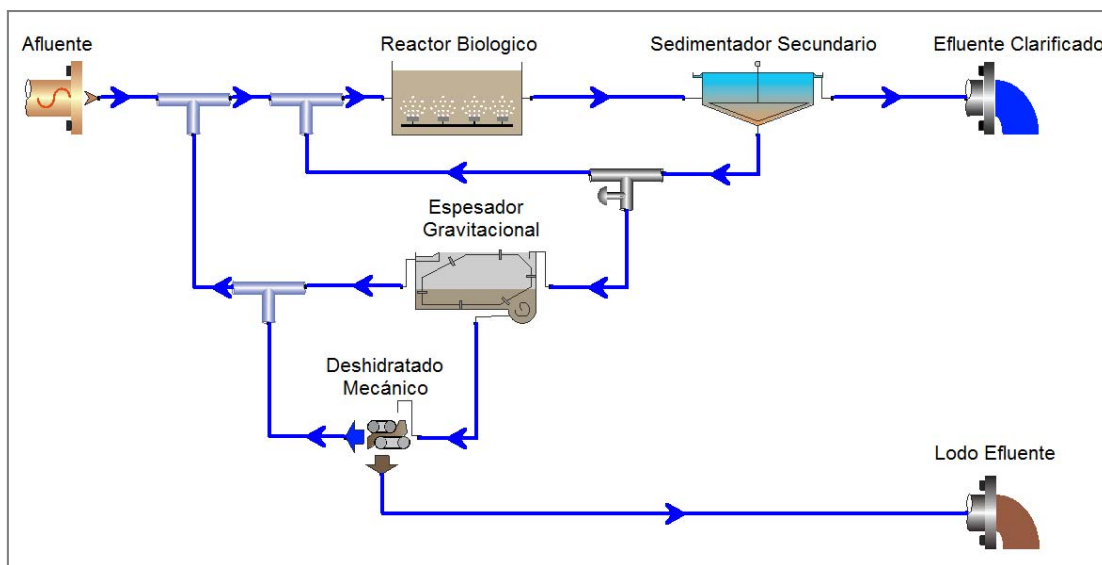


Fig. 16: Esquema PTAS.

El afluente ingresa a la planta de tratamiento a través de una planta elevadora de aguas servidas (PEAS), para la cual se consideró escenarios de operación con y sin variador de frecuencia en las bombas.

Todas las unidades, a excepción de la PEAS, fueron modeladas con el programa Biowin, desarrollado por EnviroSim Associates Ltd. Este programa, fue concebido como una herramienta para generar simulaciones de plantas biológicas de tratamiento de aguas residuales con el objetivo de estudiar su diseño, análisis y desarrollar pruebas de operación. La ventaja de usar un programa que contenga todas las unidades a modelar, radica en el hecho de que tanto los datos ingresados como los datos de salida están siendo generados solamente una vez, es decir, al usar este tipo de programas se tiene sólo un par de conjuntos de datos, el de ingreso y el de salida, en vez de contar con varios datos y resultados intermedios entre cada unidad; simplificando así la información.

Para la modelación de las unidades incluidas en planta considerada, el modelo Biowin considera lo siguiente:

- **Reactor Biológico:** el modelo usado para esta unidad es el llamado “Modelo general para lodos activados/digestión anaeróbica” (ASDM), o también llamado “Modelo general de Biowin”. Éste contiene 50 variables de estado y 60 expresiones para los diferentes procesos, las que son usadas para describir los procesos biológicos que se efectúan en lodos activados y digestión anaeróbica, varias reacciones de precipitación química, y para la transferencia de masa gas-líquido para 6 gases. Dentro de los procesos biológicos se encuentran: Crecimiento y decaimiento de organismos metilótrofos, heterótrofos, acumuladores de fósforo, y de biomasa oxidante de amonio y nitrito, e hidrólisis, adsorción, amonificación y denitrificación. Dentro de estos procesos, se encuentran la remoción de DBO y la generación de biomasa o SSVLM, además del cambio en el pH aumentando la concentración de SST debido a la precipitación de ciertos metales y sales.

- **Sedimentador Secundario:** para el sedimentador considera un modelo en una dimensión utilizando la teoría de flujo másico, asumiendo que el movimiento dominante de sólidos y líquido es en la dirección vertical, mientras que el movimiento horizontal es ignorado. Tomando en cuenta estas consideraciones, el sedimentador es dividido en capas en la dirección vertical, y usando un método matemático de aproximación para resolver las ecuaciones de balance de masa, tal y como se expuso en el capítulo anterior. El resultado de estas ecuaciones entrega como datos de salida la concentración de sólidos para cada una de las celdas de discretización usadas, como también la concentración de sólidos en el efluente clarificado y en la línea de recirculación.

Debido al modelo de multicapas que utiliza el BioWin, es necesario usar un modelo para describir la velocidad de sedimentación. El programa ofrece dos opciones para su modelación: una modificación del modelo de Vesilind, el modelo de la doble exponencial de Takács; ambos expuestos en el CAPITULO 3. Para la realización de las simulaciones expuestas en este trabajo, se ha usado la modificación del modelo de Vesilind.

Por otra parte, para la PEAS se desarrolló un conjunto de balances de masa con la finalidad de determinar las concentraciones y caudales a ingresar al modelo de la PTAS, en base a una lógica de operación determinada por el diseño de la PEAS, la capacidad de la bomba y el régimen en el que esté funcionando (con o sin variador de frecuencia).

## **5.2. Aplicación**

Para las simulaciones del modelo, se usó la configuración de una PTAS con tecnología LAEE. Las dimensiones de la planta, como algunas de las condiciones de



funcionamiento de sus unidades, fueron ingresadas al modelo como parte de los valores de entrada que el programa requiere (ver Tabla 11 y Tabla 12).

Tabla 11: Características de las unidades, línea de aguas.

Línea de Aguas				
Proceso	Característica	Propiedad	Unidad	Valor
<b>Reactor Biológico</b>	Dimensiones	Volumen	m <sup>3</sup>	1589,5
		Profundidad	m <sup>3</sup>	4,0
		Diametro	m	13,5
	Operación	Concentración de Oxígeno	mg/l	2,0
		Temperatura	°C	20
<b>Sedimentador Secundario</b>	Dimensiones	Área	m <sup>2</sup>	122,7
		Profundidad	m	4,0
		Ancho	m	25,0
	División de Caudal	Qr/Q		1,5
	Operación	Número de capas		10
		Capa de ingreso		6
		Número de capas de ingreso		1
	Modelo Biológico	Sin actividad biológica		

Tabla 12: Características de las unidades, línea de lodos.

Línea de Lodos				
Proceso	Característica	Propiedad	Unidad	Valor
<b>Espesador de Lodos</b>	Dimensiones	Área	m <sup>2</sup>	12,6
		Profundidad	m	4,0
		Ancho	m	4,0
	División de Caudal	U/O		0,5
	Operación	Porcentaje de remoción		%
Altura del manto de lodos			de la altura del espesador	0,1
<b>Deshidratado Mecánico</b>	División de Caudal	U/O		0,3
	Operación	Porcentaje de remoción		%

Para la Tabla 12, U/O se refiere a la relación entre el flujo de purga de lodos de la unidad y el flujo del clarificado o sobrenadante que resulta de la separación.

Las características de la PEAS son las siguientes:

Tabla 13: Dimensiones PEAS.

Dimensión	Unidad	Valor
(Altura de parada) - (Altura de partida)	m	1,3
Diámetro	m	3,0

## 5.2.1. Operación de la Planta

### 5.2.1.1. Análisis del Diseño Original

Para el diseño de la planta, se consideraron dos líneas independientes compuestas cada una por un reactor biológico y un sedimentador secundario. Los parámetros utilizados, para el diseño de la planta, extraídos de la Propuesta Técnica para la planta considerada, son los siguientes:

Tabla 14: Parámetros de diseño PTAS ASP.

Parámetro	Unidad	medio	verano	invierno
<b>Qmax</b>	m <sup>3</sup> /h	201,6	201,6	201,6
	l/s	56,0	56,0	56,0
<b>Qmed</b>	m <sup>3</sup> /h	79,2	87,1	75,2
	l/s	22,0	24,2	20,9
<b>SSLM</b>	g/l	3,9	3,9	4,0
<b>Qr/Qmed</b>		1,5	1,5	1,5
<b>SSVI<sub>3,5</sub></b>	ml/g	110,0	110,0	110,0
<b>TRC</b>	días	25,0	25,0	25,0

Para el diseño del sedimentador de la planta descrita, fue utilizado el criterio de la Norma ATV A131 (1991). En la siguiente tabla se muestra el resultado obtenido utilizando los datos de la Propuesta Técnica mencionada.

Tabla 15: Área mínima para el sedimentador bajo criterio de la Norma ATV A131 (1991).

	Parámetro	Unidad	medio	verano	invierno
<b>Norma ATV</b>	DSVI	ml/g	150	150	150
	cte	[l/m <sup>2</sup> /h]	500,0	500,0	500,0
	Amin	[m <sup>2</sup> ]	237,5	241,1	237,5
<b>Diseño</b>	Área de referencia	[m <sup>2</sup> ]	245,4	245,4	245,4

Junto con el área mínima obtenida para el diseño del sedimentador mediante el criterio de la Norma ATV A131 (1991), en la Tabla 15 se indica el valor del área del sedimentador actual de la PTAS.

Con la finalidad de obtener la concentración de sólidos suspendidos en el reactor, se realizó una simulación en estado estacionario en BioWin utilizando los siguientes valores:

Tabla 16: Valores utilizados para la obtención de SSLM.

Parámetro	Unidad	medio
Qmax	m <sup>3</sup> /h	91,3
	l/s	25,4
Qmed	m <sup>3</sup> /h	60,4
	l/s	16,8
Qr/Qmed		1,5
SSVI <sub>3,5</sub>	ml/g	110
TRC	días	25

Los valores medios para el caudal máximo y medio, se obtuvieron a partir de los datos de caudales afluentes a la planta durante 7 días (ver punto 1.5.1.2, para mayor detalle), mientras que el valor de la relación Qr/Qmed y del TRC se especifica en la Propuesta Técnica como parámetros utilizados para el diseño de la planta. Por otro lado, el valor utilizado para el índice de lodos SSVI<sub>3,5</sub>, es el que se usa típicamente en diseño de sedimentadores secundarios y corresponde a un lodo de sedimentación media a pobre (ver Tabla 8).

El resultado que se obtiene con esta simulación es la de una operación con una concentración de SSLM igual a 3,4 g/l. Este resultado obtenido es bastante similar al valor medio utilizado en el diseño de la planta (3,9 g/l), siendo el valor medio utilizado en el diseño un poco mayor al obtenido mediante la simulación en estado estacionario.

Para contrastar el diseño del sedimentador dado por la Propuesta Técnica y por el método de la Norma ATV A131 (1991), con el área obtenida utilizando la Teoría de Flujo Másico; primero es necesario determinar qué modelo ocupar para describir el valor de los parámetros empíricos expuestos en la ecuación de Vesilind (usada en la Teoría de Flujo Másico). Para ello, se calculó el área y la tasa superficial de un sedimentador mediante seis metodologías.

#### 5.2.1.1.1. Análisis de las ecuaciones de obtención de los parámetros empíricos de la velocidad de Vesilind $V_0$ y $n$

Las metodologías usadas fueron las siguientes:

1. Pitman según fórmula expuesta por von Sperling (1999). (TFM-PVS)
2. Pitman según fórmula expuesta por Ozinsky (1995). (TFM-POz)
3. Pitman (1984) metodología (a). (TFM-P(a))
4. Pitman (1984) metodología (b). (TFM-P(b))

5. Ozinsky (1995) utilizando datos de tres plantas extraídas de la Universidad de la Ciudad del Cabo (1986) y de dos plantas extraídas de Pitman (1984). (TFM-Oz(1))
6. Ozinsky (1995) utilizando datos de una planta extraídos de Pitman (1984). (TFM-Oz(2))

Además, con la finalidad de contrastar los resultados obtenidos, se desarrolló el mismo procedimiento para la obtención de las áreas del sedimentador con los métodos de White (1976) y de la Norma ATV A131 (1991).

Los datos utilizados fueron:

- Caudal máximo horario = 100 m<sup>3</sup>/h.
- SSVI<sub>3,5</sub> = 110 ml/g.
- SSLM = 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 4,5 g/l.
- DSVI = 150 ml/g.
- ATV < 450l/m<sup>2</sup>/h.

Las áreas y tasas superficiales obtenidas se muestran en los siguientes gráficos:

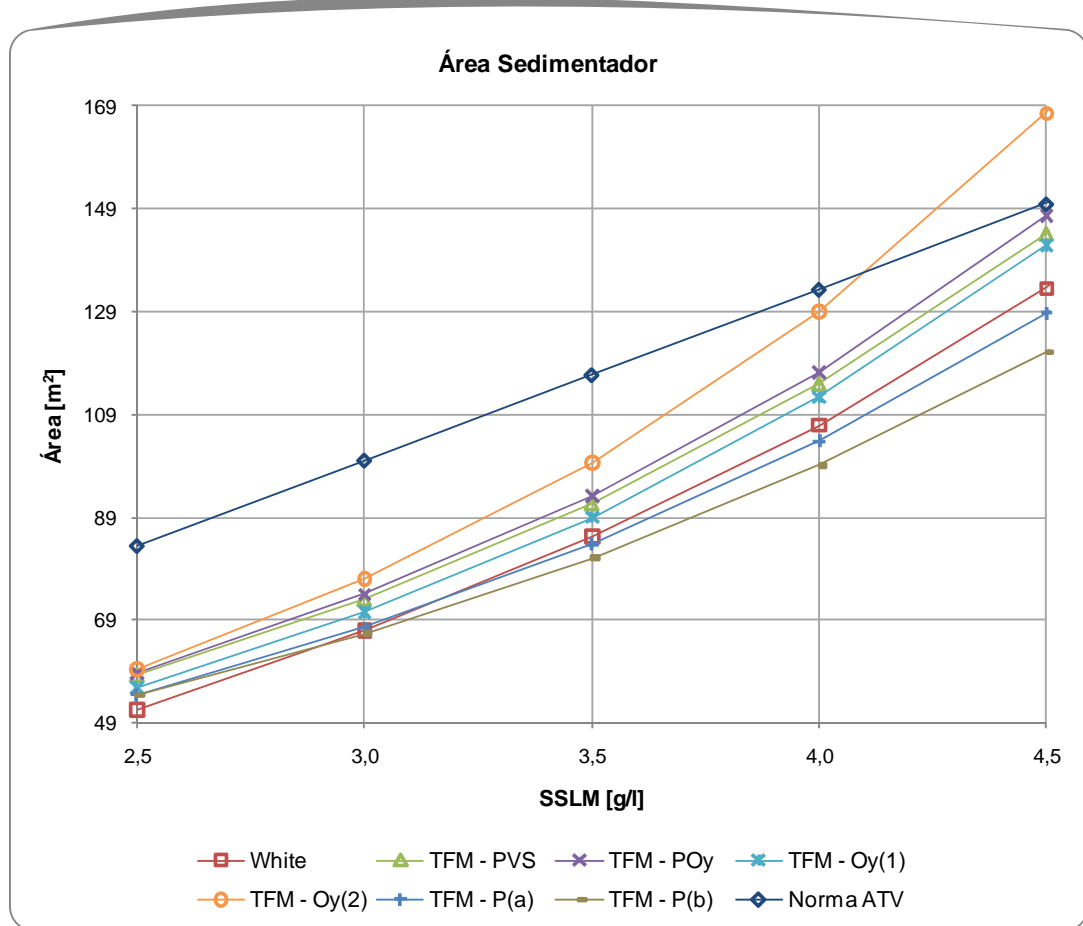


Gráfico 5: Área del sedimentador bajo múltiples métodos.

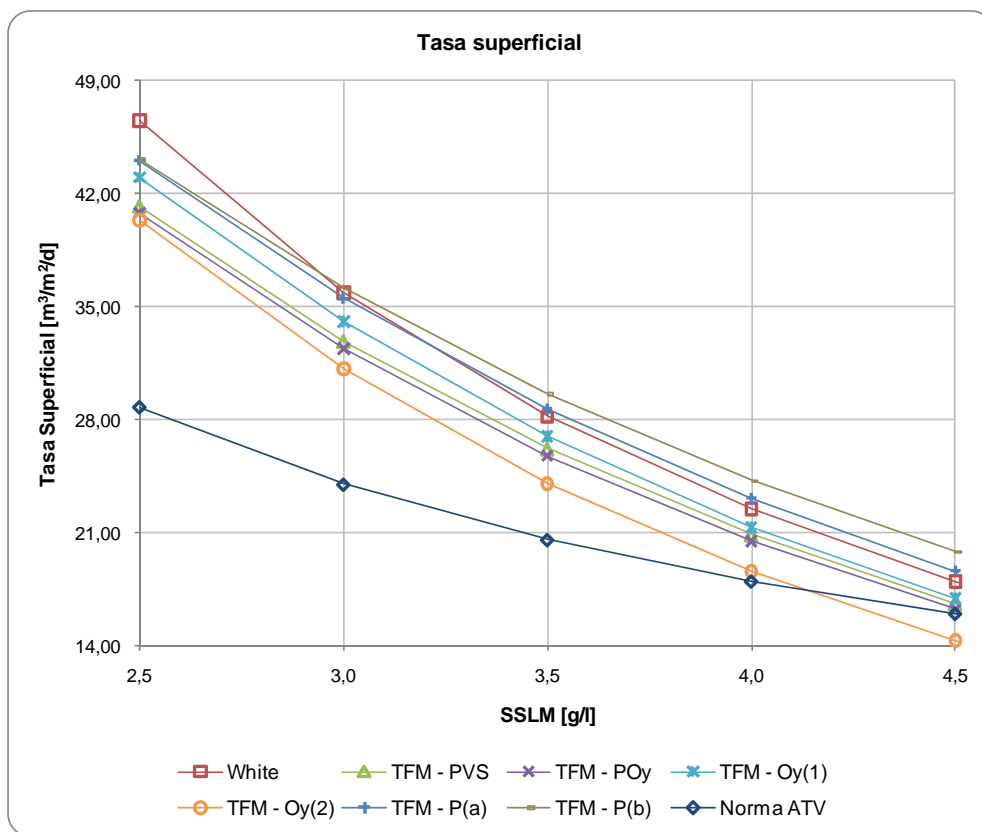


Gráfico 6: Tasa Superficial bajo múltiples métodos.

En los gráficos expuestos se puede apreciar que los valores más conservadores se obtienen utilizando la metodología dada por la Norma ATV A131 (1991) en la mayoría de los valores para la concentración de SSLM expuestas y utilizando la Teoría de Flujo Másico con los valores de Ozinsky (enumerado 6) para los parámetros de la ecuación de Vesilind. Por otro lado, entre los menos conservadores se encuentran ambas metodologías desarrolladas por Pitman (enumerado 3 y 4).

Tomando como referencia el método de White, y considerando la cantidad de datos utilizados para la obtención de los parámetros de cada uno de los métodos, la ecuación para los parámetros de Vesilind que se asimila mejor es la de Ozinsky (enumerada 5) y la de Pitman según von Sperling (enumerada 1, de ahora en adelante Pitman). Ambos métodos (Ozinsky y Pitman) serán los utilizados en la estimación del área mínima para el sedimentador.

Utilizando los métodos de White y el de la Teoría de Flujo Másico usando las ecuaciones de Pitman (1984) y de Ozinsky (1995), se estimó el área mínima requerida por el sedimentador, usando como datos de entrada los parámetros de diseño expuestos en la Tabla 14. . Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

Tabla 17: Análisis de las condiciones de diseño utilizando tres métodos.

<b>Método</b>	<b>Unidad</b>	<b>medio</b>	<b>verano</b>	<b>invierno</b>
<b>White</b>	[m <sup>2</sup> ]	258,6	231,9	289,5
<b>TFM - Pitman</b>	[m <sup>2</sup> ]	222,4	219,9	230,6
<b>TFM - Ozinsky</b>	[m <sup>2</sup> ]	248,5	245,3	258,8
<b>Área de referencia</b>	[m <sup>2</sup> ]	245,4	245,4	245,4

En donde, TFM-Pitman y TFM-Ozinsky, hacen referencia al método de la Teoría de Flujo Másico utilizando las ecuaciones de Pitman (1984) y Ozinsky (1995), respectivamente.

De los resultados, se puede apreciar que solamente bajo la Teoría de Flujo Másico con Pitman, el diseño es compatible para verano e invierno, y por ende para la condición media. En cambio, para el método de la Teoría de Flujo Másico con Ozinsky y con el de White, el diseño solamente es compatible en verano, mientras que en invierno es insuficiente para una correcta operación, dando también un diseño insuficiente para la condición media.

### 5.1.1.2. Análisis de las Condiciones Operacionales

Para el análisis de la operación de la planta en condiciones reales, a diferencia del diseño, se utilizó solamente una línea del tratamiento secundario de la PTAS, es decir, un reactor biológico y un sedimentador secundario en la línea de aguas; mientras que la línea de lodos se conservó con la misma configuración. Los datos de operación con los que se contaron fueron:

Tabla 18: Parámetros de operación PTAS ASP.

<b>Parámetros</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valores medios</b>
<b>Qmed</b>	m <sup>3</sup> /h	60,4
	l/s	16,8
<b>Qmáx</b>	m <sup>3</sup> /h	91,3
	l/s	25,4
<b>DBO</b>	mg/l	327,0
<b>SST</b>	mg/l	288,0
<b>Edad lodo</b>	d	33
<b>SSLM</b>	mg/l	4180

Los valores medio para el caudal máximo y medio, expuestos en la Tabla 18, son extraídos de los datos de caudal mencionados (caudales afluentes a la planta durante 7 días), promediando los caudales máximos diarios y medios diarios de cada día, según corresponda. Los valores medios de la concentración de DBO y SST se obtienen a partir de los valores de las cargas medias de las mismas. Adicionalmente se contó con el valor de la concentración media de SSLM en el reactor biológico. Para la obtención de la edad de lodos de operación, se realizaron varias simulaciones con los datos de

caudal, DBO y SST de la Tabla 18, e ingresando múltiples valores de TRC. Con ello se obtuvo el par TRC concentración de SSLM, tal que la concentración media de SSLM sea cercana al valor de operación indicado en la tabla.

Utilizando la metodología de la Norma ATV A131 (1991), bajo estos nuevos parámetros, se obtiene lo siguiente:

Tabla 19: Área mínima para el sedimentador bajo criterio de la Norma ATV A131 (1991).

	<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>
<b>Norma ATV</b>	DSVI	ml/g	150
	cte	[l/m <sup>2</sup> /h]	500
	Amin	[m <sup>2</sup> ]	92,6
<b>Diseño</b>	Área de referencia	[m <sup>2</sup> ]	122,7

Vale notar que bajo condiciones de operación, el Área de referencia corresponde a la mitad del área considerada para el análisis de diseño, ya que en la operación sólo se usa una línea de las dos que se tienen en la PTAS.

Utilizando los datos de operación ya señalados, ahora se estima el área mínima con los tres métodos ya usados, es decir, con los métodos de White, y de la Teoría de Flujo Másico utilizando Pitman (1984) y Ozinsky (1995) para obtener los parámetros de la ecuación de Vesilind. A continuación se muestran los resultados.

Tabla 20: Comparación del diseño versus tres métodos.

<b>Método</b>	<b>Unidad</b>	<b>Área</b>
<b>White</b>	[m <sup>2</sup> ]	97,0
<b>TFM - Pitman</b>	[m <sup>2</sup> ]	114,1
<b>TFM - Ozinsky</b>	[m <sup>2</sup> ]	129,7
<b>Área de referencia</b>	[m <sup>2</sup> ]	122,7

De la Tabla 20 es posible apreciar que las áreas para el sedimentador para los métodos de White y de la Teoría de Flujo Másico con los parámetros de Pitman, cumplen con los requisitos de operación. En cambio, el método de la Teoría de Flujo Másico utilizando los parámetros de Ozinsky, el área del sedimentador actual está por debajo del requerimiento del sistema.

### 5.1.2. Datos Ingresados

Para las simulaciones se contó con los datos ya expuestos de la planta, como las dimensiones y características de operación de las unidades existentes. Adicionalmente se utilizaron datos afluentes a la planta. Estos datos incluyeron población servida, caudales cada una hora durante siete días (entre el 1° y el 7 de septiembre, ver Anexos Gráfico 12), y concentraciones medias de DBO, SST, nitrógeno total Kjeldahl (NKT), fósforo total (PT), y concentración de SSLM, además de pH y temperatura del afluente.

Al ingresar los datos al programa BioWin, fue necesario tener los datos del paso de tiempo a usar, y las correspondientes distribuciones para el caudal, la concentración de DBO, la de sólidos suspendidos volátiles (SSV), la de SST, la de NKT, la de PT, la de nitrato, la de alcalinidad, la de calcio, la de magnesio, la de oxígeno disuelto, y el pH.

Las concentraciones de NKT, PT, nitrato, alcalinidad, calcio, magnesio, y oxígeno disuelto y el pH ingresados fueron consignadas como constantes para todo el periodo a analizar, considerándose los valores medios para las concentraciones con las que se contaba, y usando los valores sugeridos por el programa para el resto de ellos. En la siguiente tabla se muestran los valores utilizados:

Tabla 21: Concentraciones y pH ingresados al programa BioWin.

<b>Variable</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>
<b>NKT</b>	mgN/l	40,0
<b>PT</b>	mgP/l	10,0
<b>Nitrato</b>	mgN/l	0,0
<b>Alcalinidad</b>	mmol/l	6,0
<b>Calcio</b>	mg/l	80,0
<b>Magnesio</b>	mg/l	15,0
<b>Oxígeno Disuelto</b>	mg/l	0,0
<b>pH</b>		7,3

Para los caudales, se ingresaron los datos afluente con los que se contaba, sin modificarlos, para el caso de operar la PEAS con variador de frecuencia.

Los valores de concentración de DBO, SST y SSV fueron ingresados siguiendo una curva estándar teórica de la distribución diaria de éstas, mediante la metodología desarrollada en el trabajo de título: "Remoción biológica de nutrientes en sistemas de tratamiento de aguas servidas" (Rojas, 2006).

Al utilizar la PEAS sin variador de frecuencia, se interpolaron los valores de los datos de caudales y concentraciones afluentes para generar una serie con datos cada un minuto. Esto se llevó a cabo con la finalidad de reducir el error generado en la definición de los caudales y concentraciones que el modelo de la PEAS generaba.



### 5.1.2.1. Escenarios de Modelación

Con la finalidad de determinar la influencia que tiene el funcionamiento de la PEAS en la planta, es que se consideraron dos formas de operar la PEAS, usando y sin usar variador de frecuencia. Además, debido a la incertidumbre en la respuesta del sedimentador frente a los diferentes valores de parámetros a usar, es que se usaron dos pares de parámetros para describir la sedimentabilidad del lodo; y dos edades de lodo. Con esto se obtuvieron ocho escenarios:

- 1) Con variador de frecuencia.
  - a) Con valores para la expresión de Vesilind de  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.
    - i) Con  $\theta_c = 25$  días.
    - ii) Con  $\theta_c = 33$  días.
  - b) Con valores para la expresión de Vesilind de  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.
    - i) Con  $\theta_c = 25$  días.
    - ii) Con  $\theta_c = 33$  días.
- 2) Sin variador de frecuencia
  - a) Con valores para la expresión de Vesilind de  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.
    - i) Con  $\theta_c = 25$  días.
    - ii) Con  $\theta_c = 33$  días.
  - b) Con valores para la expresión de Vesilind de  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.
    - i) Con  $\theta_c = 25$  días.
    - ii) Con  $\theta_c = 33$  días.

Los valores para los parámetros de la expresión de Vesilind para la velocidad de sedimentación, provienen de los valores señalados por Bye & Dold (1999) como parámetros para un lodo de sedimentabilidad pobre (casos (a)) y de los valores del desarrollo de la ecuación propuesta por Ozinsky (1995) utilizando un lodo de  $SSVI_{3,5}$  igual a 100 ml/g; el cual de acuerdo a von Sperling (1994) calificaría como un lodo de sedimentabilidad pobre-media (ver Tabla 8).

Para los ocho escenarios expuestos, se sensibilizó considerando una variación de la carga orgánica en 4 sub-escenarios, con la finalidad de simular el comportamiento del sedimentador. Estos 4 sub-escenarios son los siguientes:

- I. Carga Constante: Se utilizó la población servida base (población correspondiente a los datos de caudales señalados con anterioridad, ver 5.1.2) en una primera simulación, para luego usar poblaciones mayores a esta, sin variarla durante la simulación.
- II. Aumento por un día: Se utilizó la población servida base durante seis días, y al séptimo día se utilizó un incremento de la población base.

- III. Aumento por una semana: Se utilizó la población servida base durante una semana, para luego usar un incremento de la población base durante la siguiente.
- IV. Aumento gradual/piramidal: Se utilizó la población base por un día, para luego usar una tasa de incremento del 5% diario en la población, hasta alcanzar un máximo determinado. Luego se disminuyó la población a la misma tasa en la que se incrementó, es decir a un 5% diario, hasta llegar a la población base.

Estos ciclos se repitieron durante un mes o más dependiendo de la claridad de los resultados obtenidos durante el periodo.

Con la finalidad de determinar las características del afluente para los incrementos de carga, se calculó el aporte diario por habitante a las aguas servidas afluentes a la planta con los datos de la población actual. El volumen de aguas servidas diario por habitante, la masa de DBO y de SST diarias por habitante, se asumieron homogéneas dentro de la población. Estos valores fueron las constantes que permitieron generar las cargas indicadas en los puntos I, II, III y IV (ver Tabla 22).

Tabla 22: Aporte diario por habitante a las aguas servidas.

Parámetro	Unidad	Valor
Qmed	l/hab/día	91,5
DBO	g/hab/d	29,9
SST	g/hab/d	26,3

Como ejemplo de lo obtenido mediante estas modificaciones a la carga del afluente, a continuación se expone un gráfico en el que aparecen la situación base junto con el sub-escenario Carga Constante con un incremento del 15%.

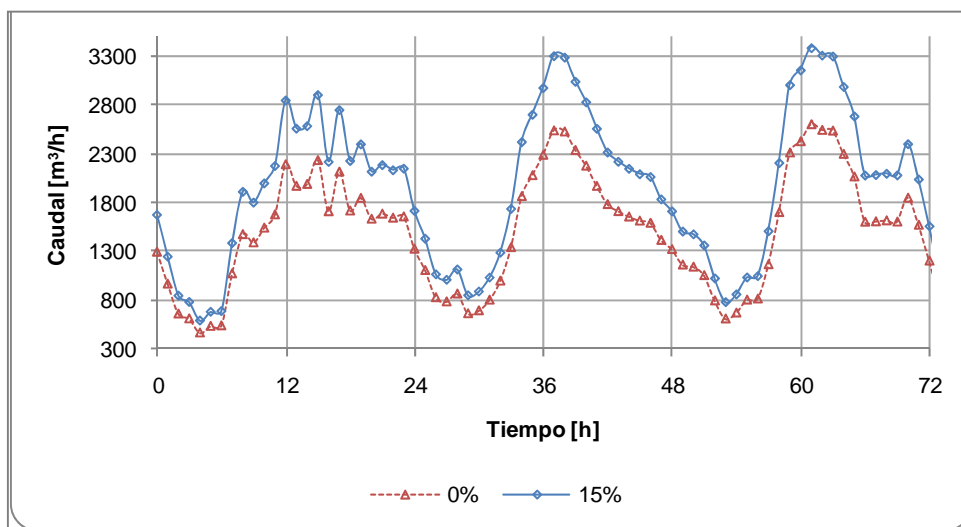


Gráfico 7: Carga base y carga incrementada en 15%.

Para apreciar el comportamiento del resto de los sub-escenarios, ver Anexos Gráfico 13 al Gráfico 24.

Para el escenario 2, es decir, en el que no se usa variador de frecuencia, debido a la naturaleza de la operación 1+1 de la PEAS, los caudales afluentes para este caso corresponden a pulsos de valores iguales entre sí. Sin embargo, en los gráficos correspondientes a tal sub-escenario, se puede observar que el caudal impulsado es menor justo antes de que ésta se detenga. Esto sucede ya que la bomba, durante el minuto previo a detenerse, impulsa el mismo caudal pero durante una fracción del minuto, lo que es aproximadamente igual a que la bomba funcione con un caudal menor durante ese minuto.

Por otro lado, el comportamiento de las concentraciones de DBO, SSV y de SST, es similar en ambos casos (sin y con variador de frecuencia). A continuación se muestra como ejemplo la concentración de DBO para la población base, para los casos con y sin variador de frecuencia.

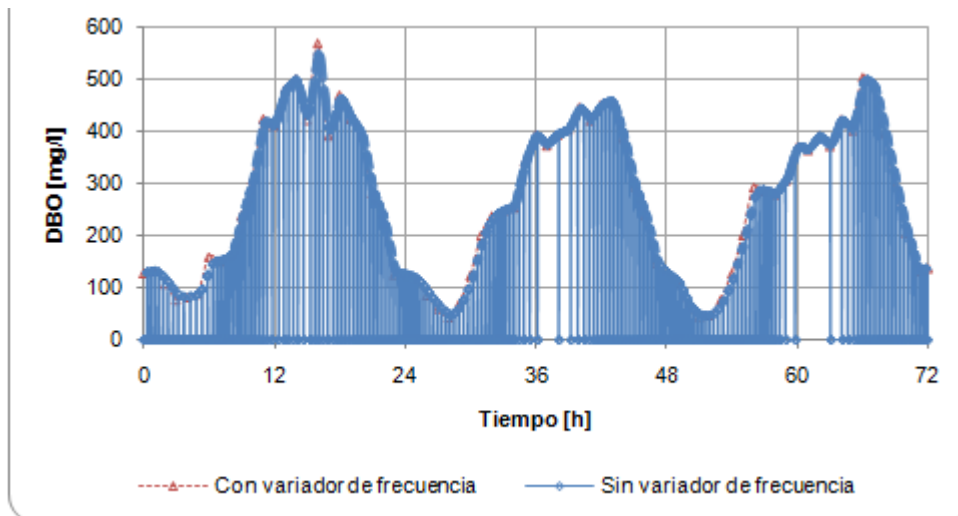


Gráfico 8: Concentración de DBO para población base.

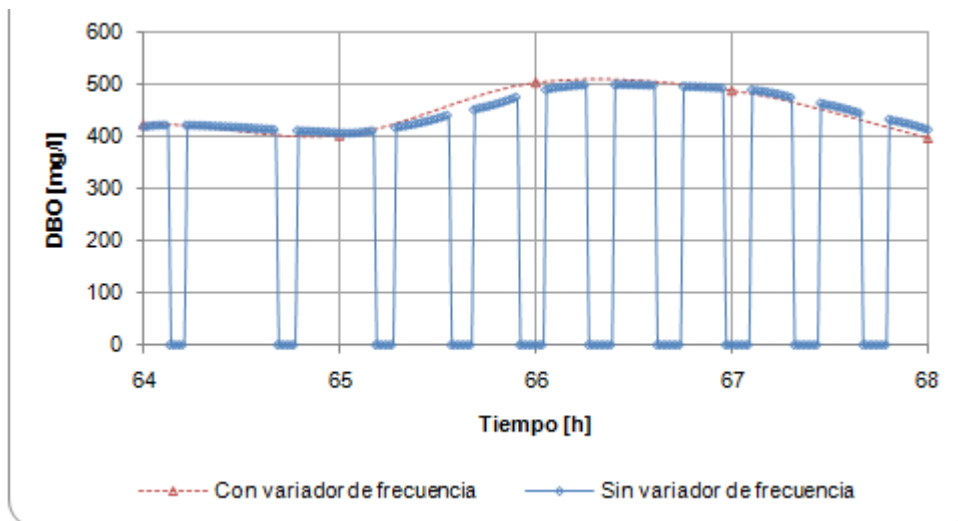


Gráfico 9: Concentración de DBO para población base, detalle.

## 5.2. Resultados Obtenidos

Para calificar el rendimiento del sedimentador secundario dentro de la PTAS señalada, se desarrollaron una serie de escenarios, de los que se obtuvieron las concentraciones de SST del efluente clarificado. Cada uno estos escenarios fue desarrollado hasta alcanzar el aumento de carga necesaria para afectar considerablemente la calidad del clarificado. A continuación se muestran los escenarios con los aumentos de población respectivos:

- 1) Utilizando variador de frecuencia.
  - a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.
    - i)  $\theta_c = 25$  días.
      - I. Carga base más Incrementos de 10%, 15%.
      - II. Incrementos de 35%, 50%, 60%.
      - III. Incrementos de 15%, 25%.
      - IV. Incrementos hasta 25%, 30%, 45%.
    - ii)  $\theta_c = 33$  días.
      - I. Carga base más Incrementos de 5%
      - II. Incrementos de 15%, 30%.
      - III. Incrementos de 5%, 10%.
      - IV. Incremento hasta 10%.
  - b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.
    - i)  $\theta_c = 25$  días.
      - I. Carga base.
      - II. Incrementos de 10%, 30%.
      - III. Incrementos de 5%, 10%.
      - IV. Incremento hasta 10%.
    - ii)  $\theta_c = 33$  días.
      - I. Sin solución en estado estacionario.
      - II. Sin solución en estado estacionario.

- III. Sin solución en estado estacionario.
- IV. Sin solución en estado estacionario.

2) Sin variador de frecuencia

- a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.
  - i)  $\theta_c = 25$  días.
    - I. Carga base más incrementos de 10%, 15%.
    - II. Incrementos de 35%, 50%, 60%.
    - III. Incrementos de 10%, 15%.
    - IV. Incrementos hasta 25%, 30%, 35%.
  - ii)  $\theta_c = 33$  días.
    - I. Incrementos de 0%, 5%
    - II. Incrementos de 15%, 30%.
    - III. Incrementos de 5%, 10%.
    - IV. Sin solución en estado estacionario.
- b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.
  - i)  $\theta_c = 25$  días.
    - I. Incrementos de 0%, 5%.
    - II. Incrementos de 10%, 15%, 20%, 25%.
    - III. Aumento de 5%.
    - IV. Aumento hasta 10%.
  - ii)  $\theta_c = 33$  días.
    - I. Sin solución en estado estacionario.
    - II. Sin solución en estado estacionario.
    - III. Sin solución en estado estacionario.
    - IV. Sin solución en estado estacionario.

Con la finalidad de otorgar estabilidad y continuidad a los resultados entregados por el programa, es decir, para que las simulaciones no tuvieran valores tendiendo a un máximo cada vez mayor, es que al desarrollar las simulaciones dinámicas, se utilizó como punto de partida, los resultados obtenidos de la simulación estacionaria que se desarrollaba con anterioridad. Sin embargo, para ciertos escenarios no fue posible encontrar solución en estado estacionario, implicando una falla o inestabilidad bajo la simulación dinámica posterior.

Para el caso del escenario 2.b.ii), la simulación de la población base falla (sin solución en estado estacionario), al igual que para el caso homólogo con variador de frecuencia, fallando por ende, para el resto de las poblaciones a simular en el escenario respectivo.

A continuación se muestran los gráficos de las concentraciones de SST en el efluente clarificado, correspondientes a las últimas dos simulaciones, antes y en la falla, del escenario 1.a.i.I):

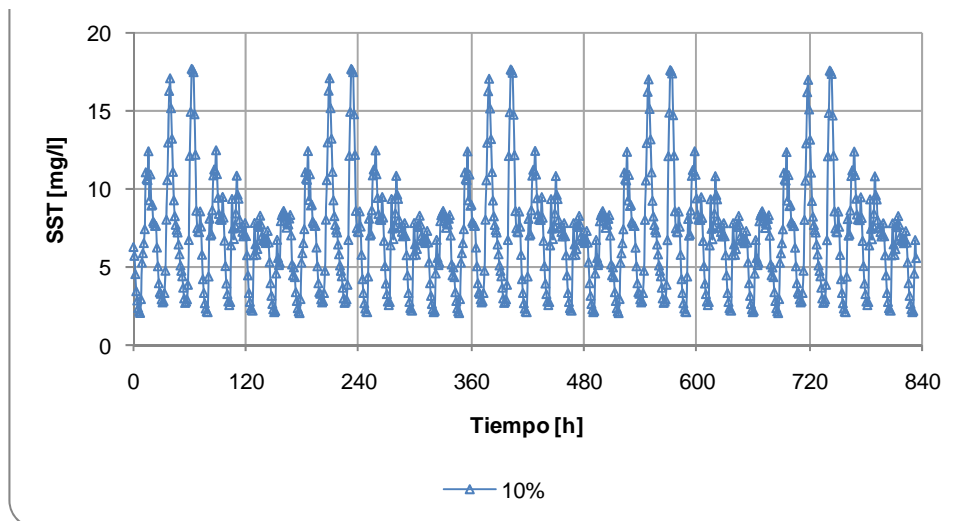


Gráfico 10: Carga incrementada en 10%.

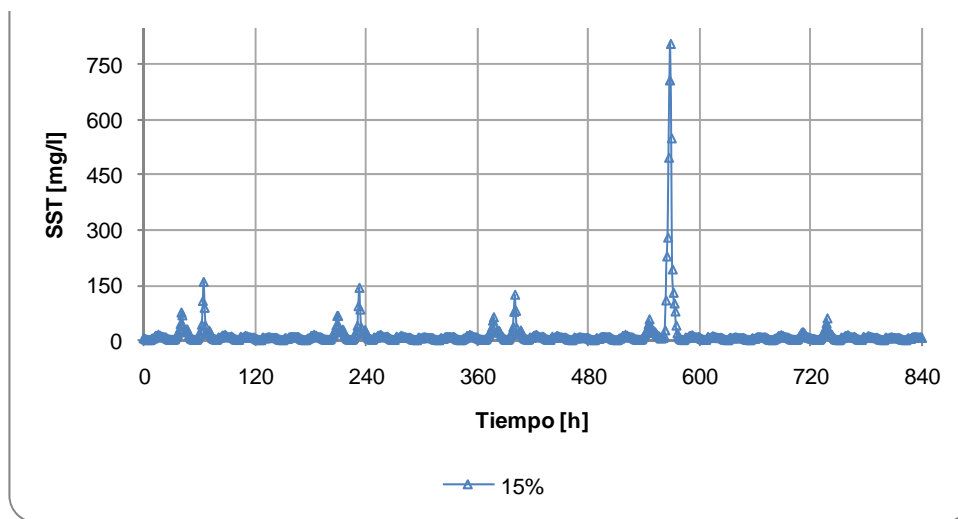


Gráfico 11: Carga incrementada en 15%.

Para apreciar el comportamiento del resto de los sub-escenarios, ver Anexos Gráfico 27 al Gráfico 65.

Los valores máximos, mínimos y promedios de cada una de las simulaciones desarrolladas, incluyendo las expuestas en los gráficos anteriores, se muestran a continuación:

- 1) Con variador de frecuencia.  
 a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.  
 i)  $\theta_c = 25$  días.

Tabla 23: Resultados escenario 1.a.i.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
Carga Constante de	0%	12	6	2
	10%	18	7	2
	15%	803	13	2
Aumento por un día de	35%	17	6	2
	50%	25	7	2
	60%	115	10	2
Aumento por una semana de	15%	18	7	2
	25%	132	9	2
Aumento gradual hasta	25%	18	7	2
	30%	24	8	2
	45%	1878	60	2

En la Tabla 23 se observa que el sub-escenario más desfavorable resultó ser el denominado Carga Constante, ya que es el que toleró un menor porcentaje de aumento antes de fallar; mientras que el menos desfavorable resultó ser el denominado Aumento por un día, ya que toleró más aumento que el resto de los sub-escenarios. Por otra parte, el sub-escenario Aumento por una semana toleró un menor aumento en comparación con el sub-escenario Aumento gradual.

En todos los sub-escenarios se encontró solución en estado estacionario.

- ii)  $\theta_c = 33$  días.

Tabla 24: Resultados escenario 1.a.ii.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
Carga Constante de	0%	10	5	2
	5%	1067	13	2
Aumento por un día de	15%	18	7	2
	30%	1050	13	2
Aumento por una semana de	5%	29	7	2
	10%	253	12	2
Aumento gradual hasta	10%	16	7	2

En la Tabla 24, al igual que en los resultados de la Tabla 23, se aprecia que los sub-escenarios que toleraron menos aumento de carga fueron los de Aumento por una semana y Carga constante; siendo el que menos toleró el sub-escenario de Carga constante. Los escenarios que toleraron un mayor aumento de carga fueron los de

Aumento gradual y el de Aumento por un día, siendo el sub-escenario de Aumento por un día el que más toleró de todos.

Sólo en el sub-escenario Aumento gradual, no se obtuvo una solución bajo estado estacionario para el porcentaje de aumento de 15%.

b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.

i)  $\theta_c = 25$  días.

Tabla 25: Resultados escenario 1.b.i.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
<b>Carga Constante de</b>	<b>0%</b>	18	7	2
<b>Aumento por un día de</b>	<b>10%</b>	20	8	2
	<b>30%</b>	210	13	2
<b>Aumento por una semana de</b>	<b>5%</b>	30	8	2
	<b>10%</b>	242	13	2
<b>Aumento gradual hasta</b>	<b>10%</b>	19	8	2

Al igual que en los resultados de las tablas anteriores (Tabla 23 y Tabla 24) el orden de sub-escenarios, en cuanto a su tolerancia al aumento de carga fue el mismo.

Para los sub-escenarios Carga constante y Aumento gradual no se obtuvo una solución bajo estado estacionario para el porcentaje 5% y 15% respectivamente.

ii)  $\theta_c = 33$  días.

Sin solución en estado estacionario.

Para el escenario base no se obtuvo solución bajo estado estacionario, por ende, tampoco para el resto de los sub-escenarios.



- 2) Sin variador de frecuencia  
 a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.  
 i)  $\theta_c = 25$  días.

Tabla 26: Resultados escenario 2.a.i.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
Carga Constante de	0%	12	6	2
	10%	18	7	2
	15%	533	15	2
Aumento por un día de	35%	16	6	2
	50%	23	7	2
	60%	143	10	2
Aumento por una semana de	10%	16	6	2
	15%	718	13	2
Aumento gradual hasta	25%	18	8	2
	30%	22	8	2
	35%	1556	32	2

Al igual que los resultados expuestos en la Tabla 23, se observa en la Tabla 26 que el orden de sub-escenarios, en cuanto a su tolerancia al aumento de carga, fue el mismo, y que todos los sub-escenarios presentan solución en estado estacionario.

- ii)  $\theta_c = 33$  días.

Tabla 27: Resultados escenario 2.a.ii.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
Carga Constante de	0%	17	6	2
	5%	1028	15	2
Aumento por un día de	15%	19	7	2
	30%	1144	17	2
Aumento por una semana de	5%	23	7	2
	10%	204	14	2

En la Tabla 27 se observa que el orden de tolerancia de los sub-escenarios es: Carga constante, Aumento por una semana, Aumento por un día; ordenándolos de menor a mayor tolerancia. Para el escenario Aumento gradual hasta 10%, no se obtuvo solución bajo estado estacionario. Considerando que el sub-escenario Aumento por una semana de 5% es equivalente al sub-escenario Aumento gradual hasta 5%, se tiene que con el sub-escenario de Aumento gradual se obtienen resultados en estado estacionario sólo hasta el 5% de aumento de carga.

b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.

i)  $\theta_c = 25$  días.

Tabla 28: Resultados escenario 2.b.i.

Escenario	Porcentaje	Concentración de SST en el Efluente [mg/l]		
		Máximo	Promedio	Mínimo
Carga Constante de	0%	20	8	2
	5%	773	17	2
Aumento por un día de	10%	22	8	2
	15%	24	8	2
	20%	28	9	2
	25%	126	12	2
Aumento por una semana de	5%	41	9	2
Aumento gradual hasta	10%	17	8	2

En los resultados de la Tabla 28 se puede observar que el orden de sub-escenarios, en cuanto a su tolerancia al aumento de carga, desde el de menor al de mayor tolerancia es: Carga constante, Aumento por una semana, Aumento gradual y Aumento por un día.

En los escenarios de Aumento por una semana y Aumento gradual no se obtuvo solución en las simulaciones bajo estado estacionario para los porcentajes de 10% y 15% respectivamente.

ii)  $\theta_c = 33$  días.

Sin solución en estado estacionario.

Para el escenario base no se obtuvo solución bajo estado estacionario, por ende, tampoco para el resto de los sub-escenarios.

A continuación, en la Tabla 29, se exponen los porcentajes de falla expuestos en la Tabla 23, Tabla 24, Tabla 25, Tabla 26, Tabla 27 y Tabla 28, para cada uno de los sub-escenarios. Los resultados se muestran ordenados desde el sub-escenario de menor al de mayor tolerancia al aumento de carga.

Tabla 29: Resumen de los resultados obtenidos, porcentajes de falla para cada sub-escenario.

Edad de Lodos	Escenario	Usando Variador de Frecuencia		Sin Variador de Frecuencia	
		V <sub>0</sub> = 170 m/d n = 0,37 l/g	V <sub>0</sub> = 147 m/d n = 0,44 l/g	V <sub>0</sub> = 170 m/d n = 0,37 l/g	V <sub>0</sub> = 147 m/d n = 0,44 l/g
25 días	Carga Constante	15%	5%*	15%	5%
	Aumento por una semana de	25%	10%	15%	10%*
	Aumento gradual hasta	45%	15%*	35%	15%*
	Aumento por un día de	60%	30%	60%	25%
33 días	Carga Constante	5%		5%	
	Aumento por una semana de	10%		10%	
	Aumento gradual hasta	15%*		10%*	
	Aumento por un día de	30%		30%	

En la Tabla 29, los porcentajes con asterisco representan el último escenario en el que se obtuvo solución de la simulación en estado estacionario, sin presentar una falla para la simulación dinámica; más un 5% de este porcentaje. Por ejemplo, si el valor de la Tabla 29 es 15%\*, significa que en el escenario con un aumento del 10% se obtuvo solución de la simulación bajo estado estacionario, y no falló durante la simulación dinámica; y que el escenario con un aumento del 15% no se encontró solución bajo estado estacionario.

Las celdas que aparecen tachadas, fueron los sub-escenarios en los que no se encontró solución en estado estacionario para la situación base.

Como ya se mencionó anteriormente, es posible observar en los resultados que el sub-escenario que toleró un menor aumento de carga fue el de Carga constante, mientras que el sub-escenario que mayor aumento de carga toleró fue el de Aumento por un día. Por otra parte, de los sub-escenarios restantes, es decir, entre Aumento por una semana y Aumento gradual; se observa que en general, el sub-escenario de Aumento gradual tiene una mayor tolerancia al aumento de carga, que Aumento por una semana.

También es posible observar que los porcentajes de falla obtenidos para los sub-escenarios a) (usando los parámetros propuestos por Bye & Dold para la ecuación de Vesilind) son menores que para los sub-escenarios b) (usando los parámetros obtenidos con la ecuación de Ozinsky para la ecuación de Vesilind).

Entre los escenarios de diferentes edades de lodo, se puede observar que los porcentajes de falla para los sub-escenarios ii) (TRC=33días) son menores que para los porcentajes de falla para los sub-escenarios i) (TRC=25días).

Con respecto al uso del variador de frecuencia, se puede observar que los resultados obtenidos para los sub-escenarios 1) (usando variador de frecuencia) son similares a los resultados obtenidos para los sub-escenarios 2) (sin variador de frecuencia).

## CAPITULO 6. CONCLUSIONES, COMENTARIOS y RECOMENDACIONES

En cuanto al diseño del sedimentador, es posible constatar que el uso de modelos simples para su dimensionamiento, cómo la Ecuación de White, la Teoría del Flujo Másico, el método de la Norma ATV A131 (1991) o mediante el diseño clásico, tienen la ventaja de entregar un resultado de forma casi inmediata, con la utilización de ecuaciones de baja complejidad matemática, y con el uso de hasta tres variables, como en el caso del Método de la Norma ATV A131 (1991); las que usualmente se pueden encontrar en la literatura. Sin embargo, lo que es una ventaja por un lado, conlleva a una falencia por el otro, ya que al no considerar una variable involucrada en el proceso, se perderá la influencia de su variabilidad, sin que el diseño presente cambios frente a su variación. Este es el caso, de la Norma ATV A131 (1991), que no considera el efecto del caudal de recirculación para el dimensionamiento, además del uso del DSVI como caracterizador del lodo, el que sólo provee de una medida de la compactabilidad del lodo (Bye&Dold, 1998).

Con el fin que el diseño de la planta sea un reflejo de las condiciones a las cuales se operará la planta, el diseño obtenido con los modelos simples, debería ser verificado mediante la simulación dinámica de éste; siempre y cuando la variabilidad de la carga del afluente u otros factores, sea significativo.

Las consideraciones a tomar con respecto a las variaciones del afluente, tienen una mayor relevancia cuando se trata de plantas de afluentes de bajo caudal. Primero, en estos casos es posible observar una mayor variación en la carga orgánica diaria que para el caso de plantas de mayor tamaño. Además, si se considera la descarga de un RIL, la misma carga tendría un mayor efecto que en una planta que recibe una carga mayor.

Por ende, al dimensionar el sedimentador mediante modelos simples, especialmente para afluentes que presenten variaciones importantes en su distribución diaria, como también para plantas pequeñas y/o plantas que reciban cargas importantes durante periodos prolongados; se recomienda el verificar el modelo para las situaciones críticas a prever durante su operación, tales como descarga de RIL u otros.

En el caso expuesto en este trabajo, se cuenta con una planta con tecnología de lodos activados en su modalidad de aireación extendida, compuesta por un estanque de aireación y un sedimentador secundario en la línea de agua; mientras que en la línea de lodos se cuenta con un espesador gravitacional y un espesador mecánico. La planta, que recibe un caudal promedio de  $60 \text{ m}^3/\text{h}$  y un caudal máximo promedio de  $91 \text{ m}^3/\text{h}$  aproximadamente, con una carga orgánica de  $20 \text{ kg}/\text{h}$ . Con respecto a su operación, se estimó que funciona para una edad de lodos de 33 días y con una recirculación del 150% del caudal afluente. En la planta se contaba con un sedimentador circular de  $123 \text{ m}^2$  de superficie, 4 m de profundidad, y de 25 m de diámetro.

El modelo desarrollado para el sedimentador consistía en uno de una dimensión, el que divide al sedimentador en 10 capas para aplicar la Teoría de Flujo Másico en

cada una de ellas junto a la ecuación modificada de Vesilind, considerando como celda de ingreso la sexta celda (siendo la primera la superior).

El uso de la ecuación modificada de Vesilind, conlleva a la ventaja de obtener un resultado más realista, y menos conservador, respecto de los resultados entregados por la ecuación original de Vesilind; ya que predice velocidades de sedimentación menores para concentraciones bajas.

El uso de la ecuación modificada de Vesilind, conlleva a utilizar índices volumétricos de lodo (IVLs) para determinar los parámetros empíricos,  $V_0$  y  $n$ , utilizados en ella. Estos índices se usan suponiendo que existe una correlación entre los IVLs y la sedimentación zonal. Según Bye&Dold (1998), la correlación entre ambos no es tan certera para relaciones que usan IVL o DSVI para determinar estos parámetros, ya que se pueden obtener los mismo parámetros cuando se tiene un lodo de características de sedimentabilidad muy diferentes, o grandes variaciones entre los parámetros empíricos para pequeñas variaciones en el índice. Además se añade que el DSVI sólo provee una medida de la compactabilidad de los sólidos.

De lo anterior, es que se vuelve importante la elección de la metodología a seguir para el modelo de sedimentabilidad del lodo. Es por ello que se recomienda comparar el modelo de Vesilind (el original o el modificado), al usarlo para diseño, con las metodologías empleadas en los modelos simples, como el de la Ecuación de White.

Con respecto al diseño de la planta, mediante la metodología de la Norma ATV A131 (1991) en conjunto con los datos de la Propuesta Técnica (medio, verano e invierno), fue posible comprobar una operación que satisface las demandas del sistema, ya que el área mínima determinada por el método de la Norma resultó ser menor al área de referencia del sedimentador. Por ende, se puede decir, que el diseño es compatible con los valores consignados para tal dimensionamiento.

Luego, de los valores para el área mínima obtenidos con los métodos de White y de la Teoría de Flujo Másico con Pitman y Ozinsky, se tiene que solamente bajo la Teoría de Flujo Másico con Pitman, el diseño es compatible tanto para verano como para invierno. En cambio, para el método de la Teoría de Flujo Másico con Ozinsky y el de White, el diseño solamente es compatible en verano, mientras que en invierno es insuficiente para su correcto funcionamiento, ya que para ambos métodos resultan áreas para invierno mayores que la de referencia. Además, para estos dos últimos métodos, se tiene un área para la condición media mayor a la de referencia, haciendo presumir que el tamaño del sedimentador debería ser mayor.

Considerando el total de métodos utilizados para la obtención del área del sedimentador, es posible determinar que las condiciones expuestas para el diseño definen un sedimentador de mayor magnitud al previsto por la Propuesta Técnica. Sin embargo, la realización de una simulación dinámica para verificar el comportamiento del sedimentador podría ser necesaria para confirmar lo expuesto.

En tanto, para las condiciones de operación fue posible confirmar un diseño compatible con la metodología de la Norma ATV A131 (1991), puesto que el área obtenida con este método resultó ser menor al área de referencia.

Por otro lado, al obtener el área mínima para el sedimentador mediante los métodos de White y de la Teoría de Flujo Másico utilizando Pitman y Ozinsky, se tiene que según los métodos de White y de la Teoría de Flujo másico con Pitman, el área diseñada es compatible con las condiciones de operación de la planta, ya que el área mínima obtenida con ambos métodos es menor al área de referencia. Sin embargo, para el método de la Teoría de Flujo Másico con Ozinsky, se tiene que el diseño es insuficiente para satisfacer las condiciones de la operación, ya que el área de referencia es menor al área mínima obtenida por este método.

Un análisis adicional sería necesario para confirmar el uso del diseño del sedimentador; de todos modos, hay que considerar que los métodos usados de la Teoría de Flujo Másico son bastante sensibles al índice de lodos que se use en ellos, ya que, al usar un  $SSV_{3,5} = 100\text{ml/g}$ , resultan áreas menores al área de referencia para los tres métodos. Por ende, al usar un  $SSV_{3,5}=110\text{ml/g}$ , se estará diseñando, según la comparación hecha por von Sperling (1999) de los índices de lodo, un lodo de pobre sedimentabilidad, lo que sería más adecuado al momento de diseñar; recomendándose, de este modo, usar un  $SSV_{3,5}=110\text{ml/g}$  para el diseño.

Ahora, con respecto a las concentraciones de SSLM, se simuló la planta en estado estacionario utilizando los datos de operación de la planta, obteniéndose que la concentración de SSLM fue muy similar al valor medio utilizado al del diseño de la planta, siendo este último un poco mayor al valor obtenido (3,4 g/l versus 3,9 mg/l). Además se puede comprobar que la concentración de SSLM coincide con el rango de los valores usados para diseño de LAEE.

En cuanto a las simulaciones realizadas, se puede apreciar que los escenarios más favorables fueron bajo el denominado Aumento por un día, mientras que el más desfavorable fue el denominado Carga Constante. Mientras que entre los otros dos escenarios restantes, el más desfavorable resultó ser el denominado Aumento por una semana.

De lo anterior, es posible afirmar que los pulsos o perturbaciones en la carga afluente a la planta afectan la calidad del efluente, siendo más perjudiciales los pulsos de mayor duración. Por otra parte, los aumentos graduales de carga en el afluente, producen un menor perjuicio en la calidad del efluente que un aumento brusco en la carga.

Entre los escenarios con y sin utilización del variador de frecuencia se puede notar un comportamiento similar; sin embargo es posible observar, para algunos casos, que los escenarios que usan el variador de frecuencia tienen un mejor comportamiento de los que no lo utilizan. No obstante, no es posible apreciar una diferencia significativa en el desempeño del sedimentador bajo ambas simulaciones.

Con lo anterior se puede decir que los pulsos generados por la PEAS no son lo suficientemente prolongados ni intensos como para provocar una falla en el sedimentador antes de lo previsto bajo un escenario con variador de frecuencia. Por otro lado, los “pulsos” generados por aumentos sostenidos en el tiempo generan pérdida dentro de la capacidad del sedimentador.

Al comparar el comportamiento del sedimentador usando diferentes parámetros para la expresión de la velocidad de sedimentación de Vesilind, se puede notar de que el lodo que se describe mediante los escenarios a) (Bye & Dold, 1995) son de mejor sedimentabilidad que los descritos para los escenarios b) (Ozinsky, 1995). A pesar de esto, ambos lodos califican como lodos de pobre sedimentabilidad (según sus autores, para los parámetros usados en a); y según la clasificación de von Sperling, para los parámetros usados en b)).

A partir del contraste entre ambos escenarios, a) y b), es decir, con la mención de Bye & Dold (1999) y la ecuación de Ozinsky (1995), respectivamente, para los parámetros de la velocidad de Vesilind; es que se recomienda el utilizar los parámetros del escenario b) para futuros análisis, ya que resultan valores más desfavorables y acordes a los que se podrían esperar para un lodo de pobre sedimentabilidad (utilizando  $SSV_{13,5}=110\text{ml/g}$ , según von Sperling, 1999), que los utilizados en el escenario a).

De los resultados obtenidos, es posible afirmar que para las dimensiones de la planta utilizada, las fluctuaciones de caudal provocadas por el uso o el no uso del variador de frecuencia, no ocasionan un perjuicio significativo en la calidad del efluente proporcionado por el sedimentador, ni de la capacidad máxima a la que el sedimentador está dispuesto a funcionar. Sin embargo, para plantas de afluentes de bajo caudal, en donde el caudal máximo supera en más del doble al caudal medio, puede que genere un mayor efecto en el deterioro de la calidad del efluente debido al mayor contraste entre el caudal máximo y medio.



## BIBLIOGRAFIA

1. AGUAS Y RILES, [2005], *Propuesta Técnica: Diseño y Suministro de Equipos Sistema de Tratamiento de Aguas Servidas de Barrancas*, Sistema Tratamiento Aguas Servidas Aguas Santiago Poniente.
2. BÜRGER, R.; KARLSEN, K.H.; TOWERS, J.D., [2005], *Mathematical Model And Numerical Simulation Of The Dynamics Of Flocculated Suspensions In Clarifier-Thickeners*, Chemical Engineering Journal, No 111, pp. 119-134.
3. BYE, C.M.; DOLD P.L., [1998], *Sludge Volume Index Settleability Measures: Effect of Solids Characteristics and Test Parameters*, Water Environment Research, Vol. 70, pp. 87-93.
4. BYE, C.M.; DOLD P.L., [1999], *Evaluation of Zone Settling Velocity Parameters Based on Sludge Volume Index-Type Measures and Consequences in Settling Tank Design*, Water Environment Research, Vol. 71, No. 7, pp. 1333-1344.
5. DICK, R. I., [1970], *Role of Activated Sludge Final Settling Tanks*, Journal of the Sanitary Engineering Division, Vol. 96, No. 2, pp. 423-436
6. DONALD, M.; RIDDELL, R.; LEE, JONG S.; WILSON, THOMAS E., [1983], *Method For Estimating The Capacity Of An Activated Sludge Plant*, Water Pollution Control Federation, Vol. 55, No. 4, pp. 360-368.
7. EKAMA, G.A.; PATRY, G.G.; NOLASCO, D., [1997], *Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling, Design and Operation*, IAWQ, Scientific and Technical Report No. 6.
8. ENVIROSIM ASSOCIATES LTD., [2008], *User Manual For BioWin 3*.
9. GIL, M, [2005], *Procesos de descontaminación de aguas. Cálculos avanzados informatizados*. Thomson-Paraninfo.
10. HENZE, M.; GRADY, C.P.L.; GUJER, W.; MARAIS, G.V.R.; MATSUO, T., [1987], *A General Model For Single-Sludge Wastewater Treatment Systems*, Wat. Res., Vol. 21, No. 5, pp. 505-515.
11. HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M., [2000], *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, IWA.
12. MARSILI-LIBELLI, S., [1992], *Dynamic Modelling Of Sedimentation In The Activated Sludge Process*, Civil Eng. Syst., Vol. 10, pp. 207-224.
13. MENA, M.P., [2008], *Apuntes de Clases: Procesos Unitarios De Tratamiento De Aguas Residuales*.
14. METCALF & EDDY, [1991], *Wastewater Engineering: Treatment And Reuse*, McGraw-Hill.

15. NANNIG, J., [2003], *Sedimentación Secundaria En Sistemas De Lodos Activados*, Apuntes de Clases: Procesos Unitarios de Tratamiento de Aguas Residuales.
16. NANNIG, J.; Mena, M.P.; Rojas, N.A., [2008], *ASSM: Modelo Simple para Lodos Activados*, XXXI Congreso Interamericano AIDIS, Santiago, Chile.
17. OZINSKY, A.E.; EKAMA, G.A., [1995], *Secondary Settling Tank Modelling and Design Part2: Linking Sludge Settleability Measures*, Water SA 21, pp. 333–349.
18. PITMAN, A.R., [1985], *Settling of Nutrient Removal Activated Sludges*, Water Sci. Technol. 17, pp. 493–504.
19. ROJAS, N.A., [2006]. *Memoria Para la obtención del título de Ingeniero Civil: Remoción Biológica de Nutrientes en Sistemas de Tratamiento de Aguas Servidas*, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile.
20. RIDELL, M.D.R.; LEE, J.S.; WILSON, T.E., [1983], *Method for Estimating the Capacity of an Activated Sludge Plant*, Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 55, No. 4, pp. 360-368.
21. TAKÁCS, I.; PATRY, G.G.; NOLASCO, D., [1991], *A Dynamic Model of The Clarification-Thickening Process*, Wat. Res., Vol. 25, No.10, pp. 1263-1271.
22. VITASOVIC, Z. Z., [1986], *An Integrated Control Strategy for the Activated Sludge Process*, PhD thesis, Rice University, Houston, Texas, USA.
23. VON SPERLING, M.; FRÓES, C.M., [1999], *Determination of the Required Surface Area for Activated Sludge Final Clarifiers Based on a Unified Database*, Wat. Res. Vol. 33, No 8, pp. 1884-1894.
24. WATER ENVIRONMENT FEDERATION, [2005], *Manual of Practice FD-8: Clarifier Design*.
25. WHITE, M.J.D., [1976], *Design and Control of Secondary Settlement Tanks*, Water Pollution Control, Vol. 75, No. 4, pp. 459-467.
26. WILSON, T.E.; LEE, J.S., [1982], *Comparison of Final Clarifier Design Techniques*, Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 54, No. 10, pp. 1376-1381

# ANEXOS

Caudal Afluente base.

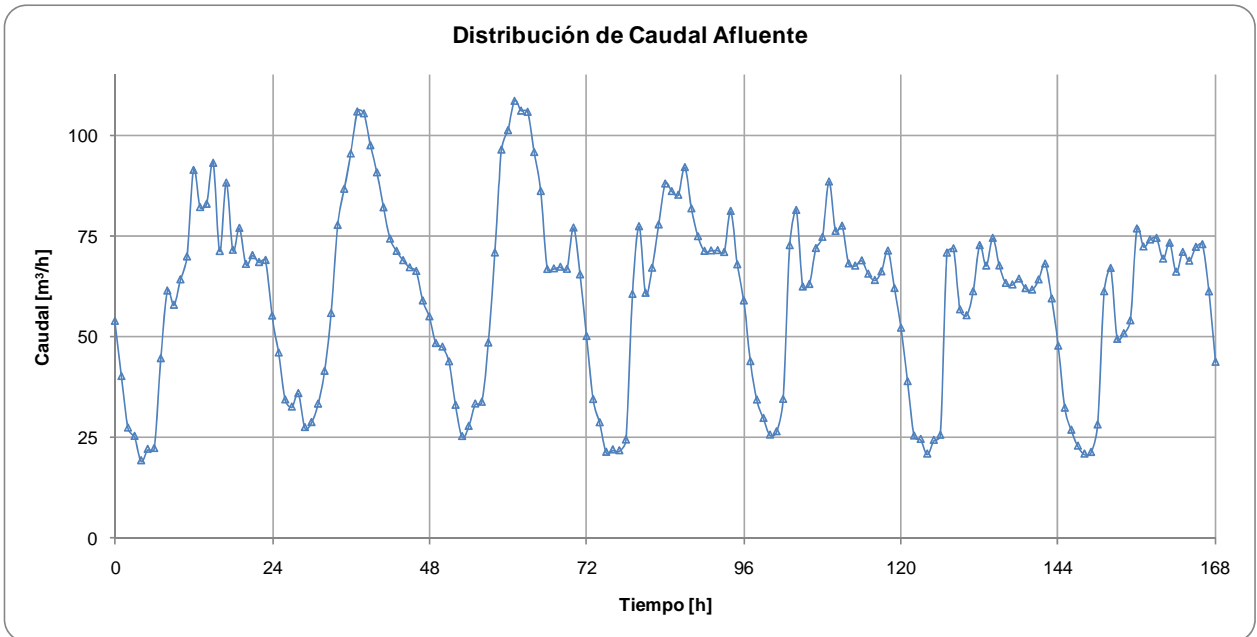


Gráfico 12: Distribución de caudales afluente para situación base.

Caudales ingresados al BioWin.

1)

I.

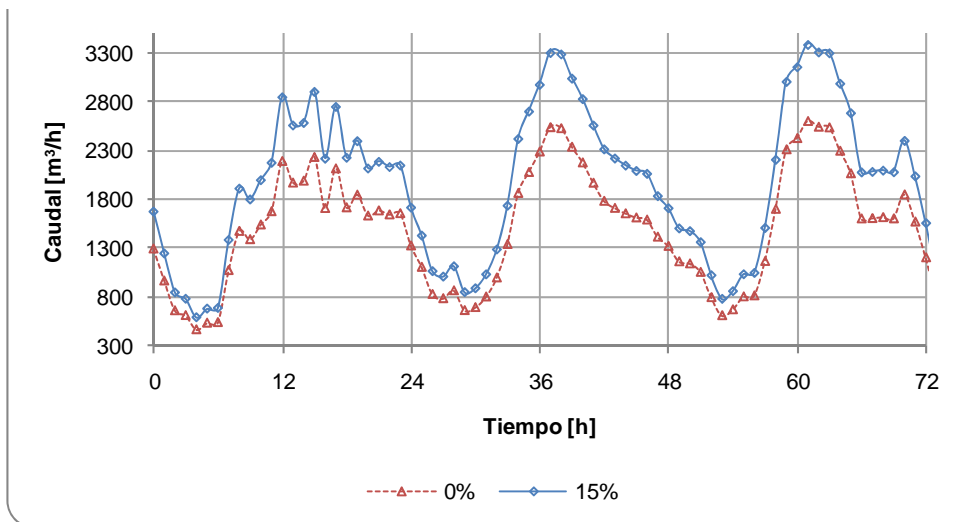


Gráfico 13: Carga base y carga incrementada en 15%.

II.

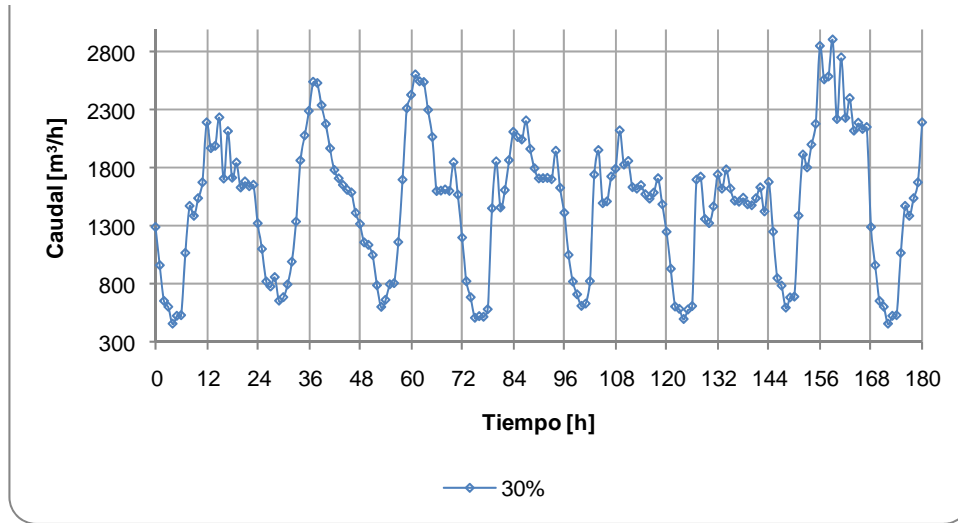


Gráfico 14: Aumento de 30% de la carga durante un día.

III.

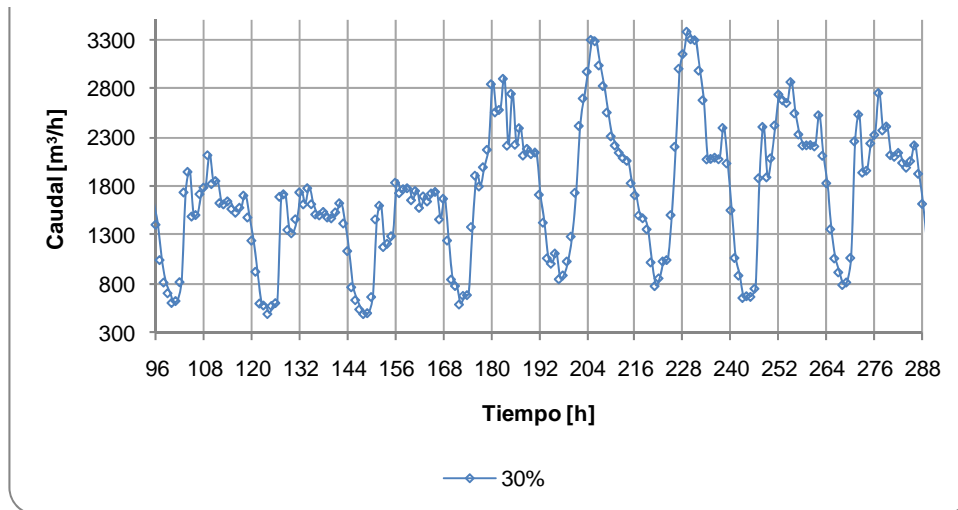


Gráfico 15: Aumento de 30% de la carga durante una semana.

IV.

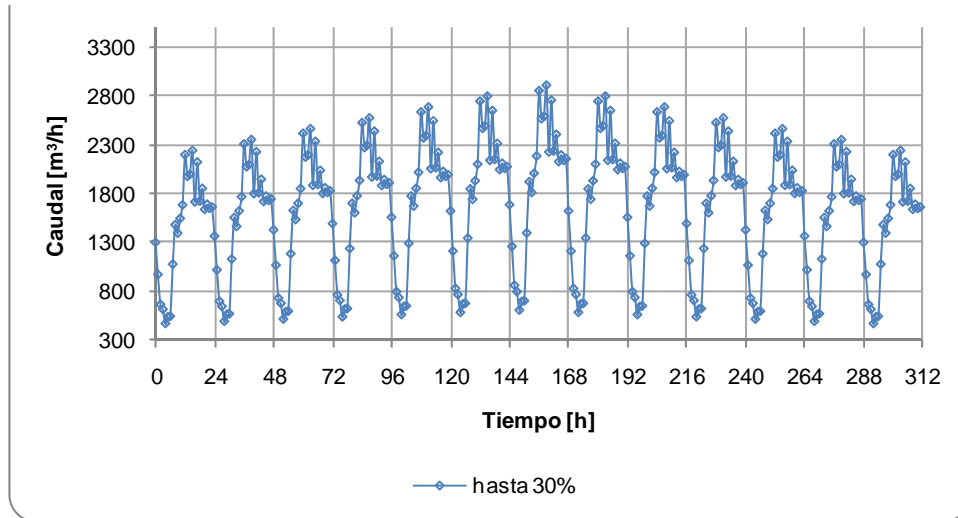


Gráfico 16: Aumento gradual/piramidal hasta 30%.

2)

I.

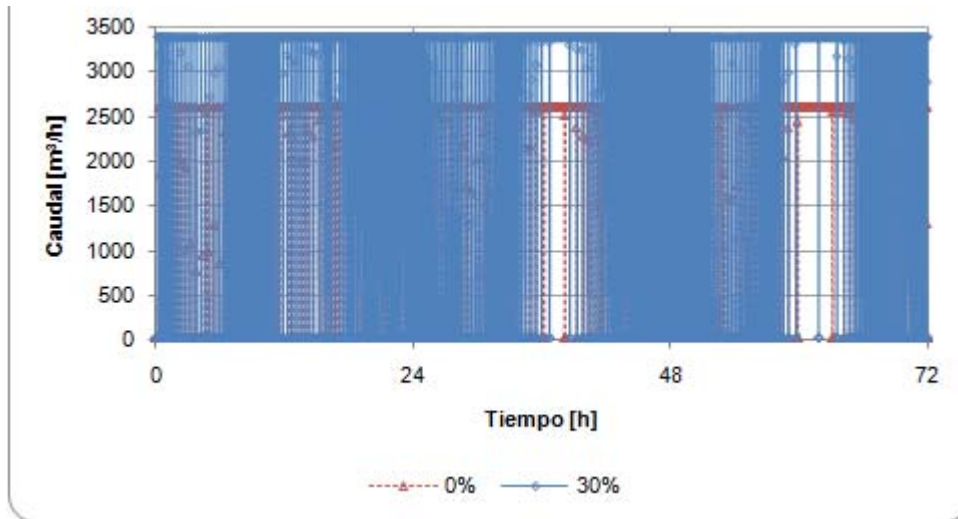


Gráfico 17: Carga base y carga incrementada en 30%.

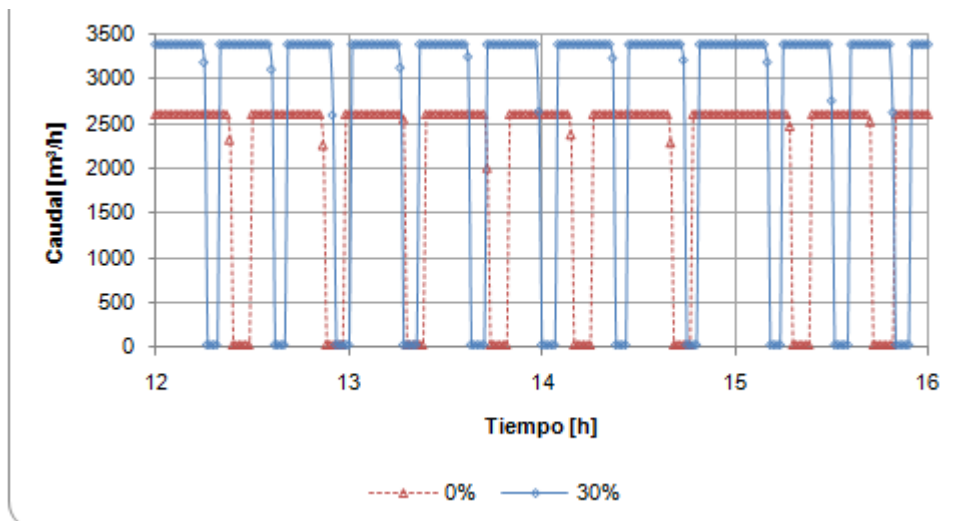


Gráfico 18: Carga base y carga incrementada en 30%, detalle.

II.

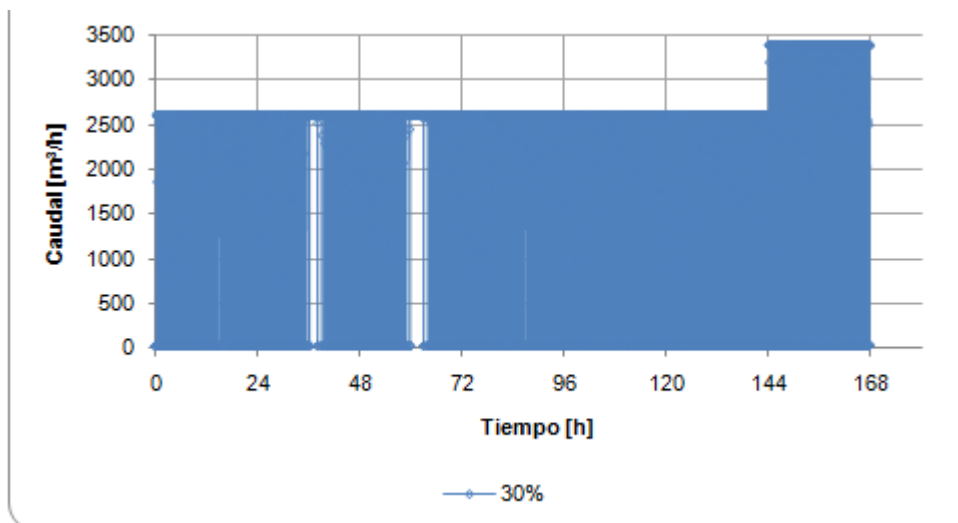


Gráfico 19: Aumento de 30% de la carga durante un día.

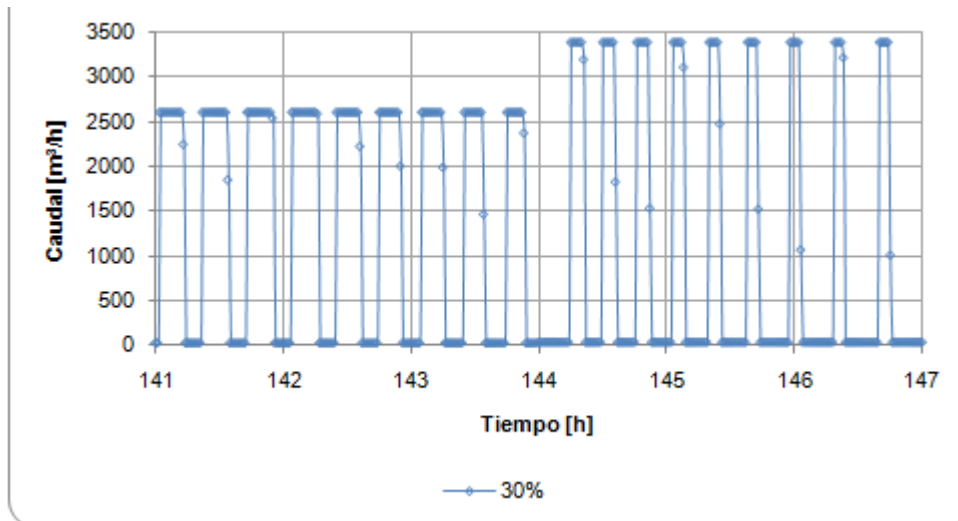


Gráfico 20: Aumento de 30% de la carga durante un día, detalle.

III.

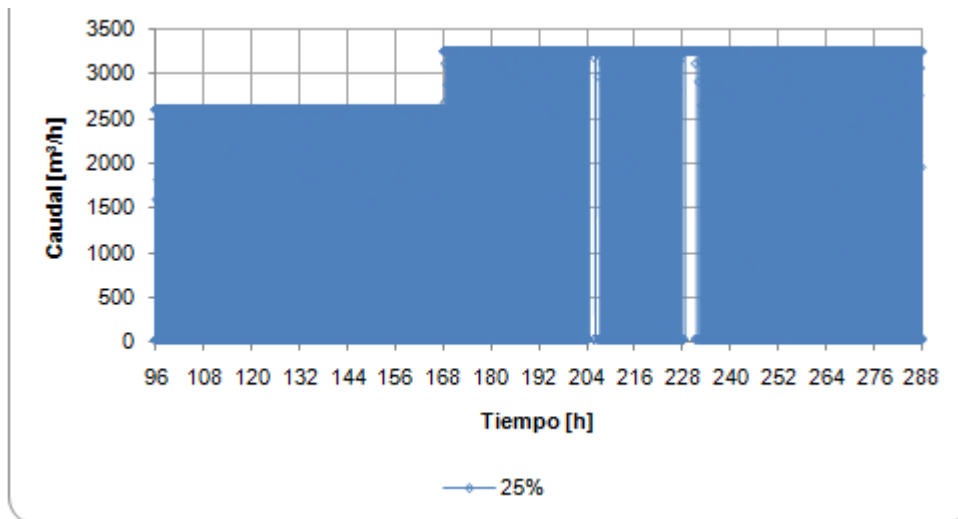


Gráfico 21: Aumento de 25% de la carga durante una semana.

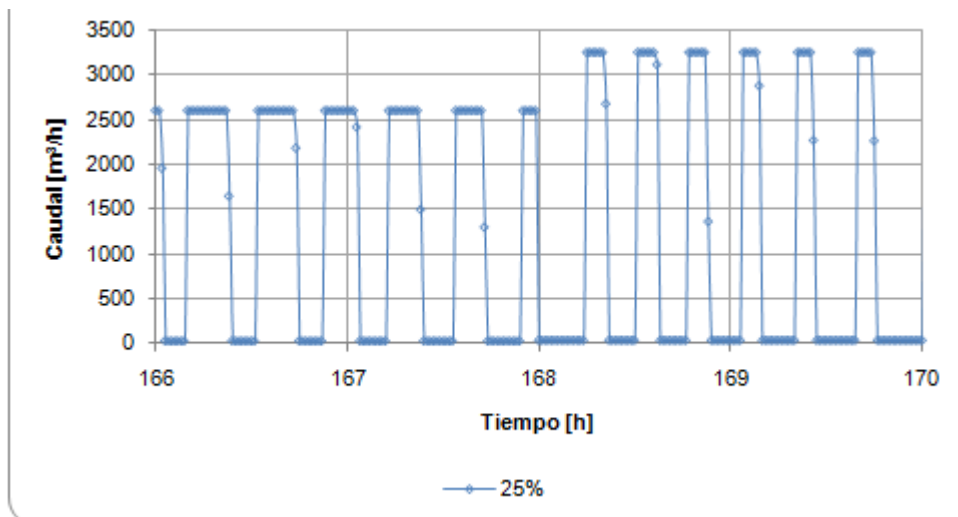


Gráfico 22: Aumento de 25% de la carga durante una semana, detalle.

IV.

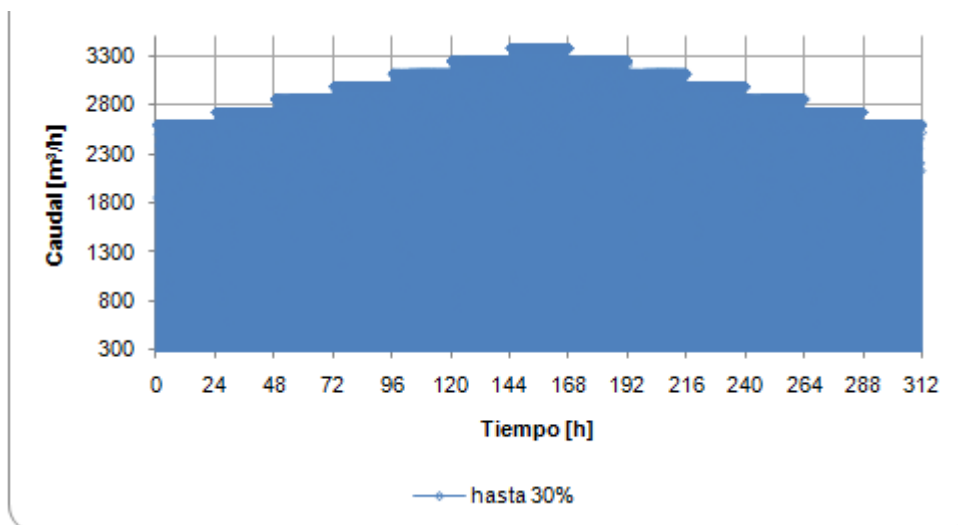


Gráfico 23: Aumento gradual/piramidal hasta 30%.



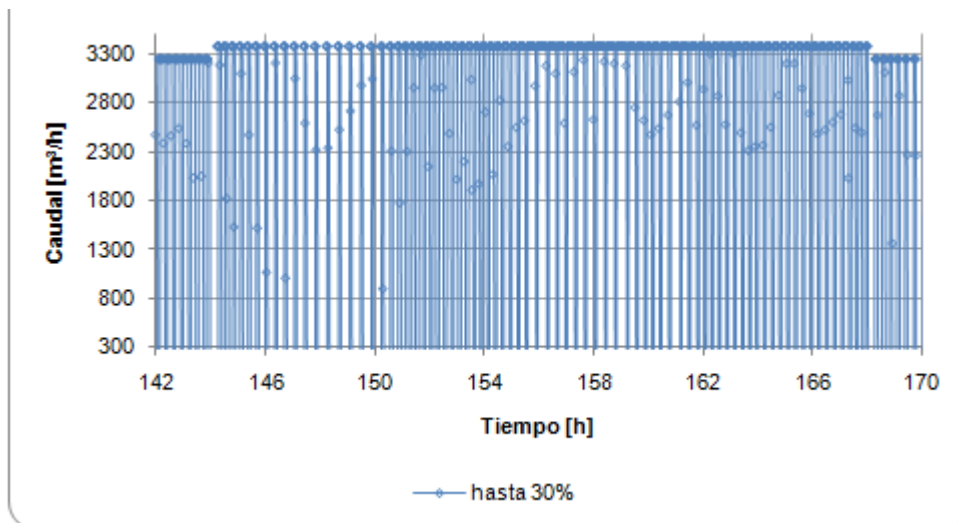


Gráfico 24: Aumento gradual/piramidal hasta 30%, detalle.

Resultados obtenidos para cada escenario:

1) Con variador de frecuencia.

a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.

i)  $\theta_c = 25$  días.

I.

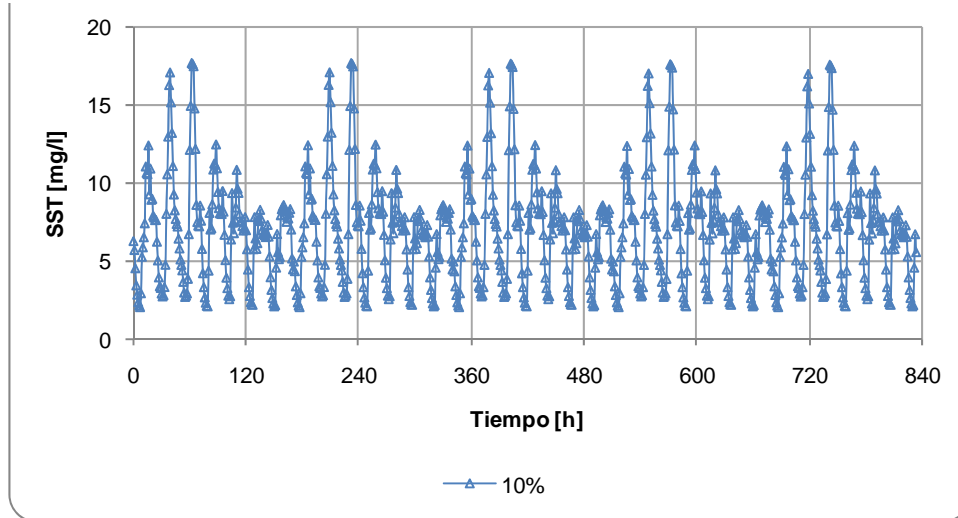


Gráfico 25: Carga incrementada en 10%.

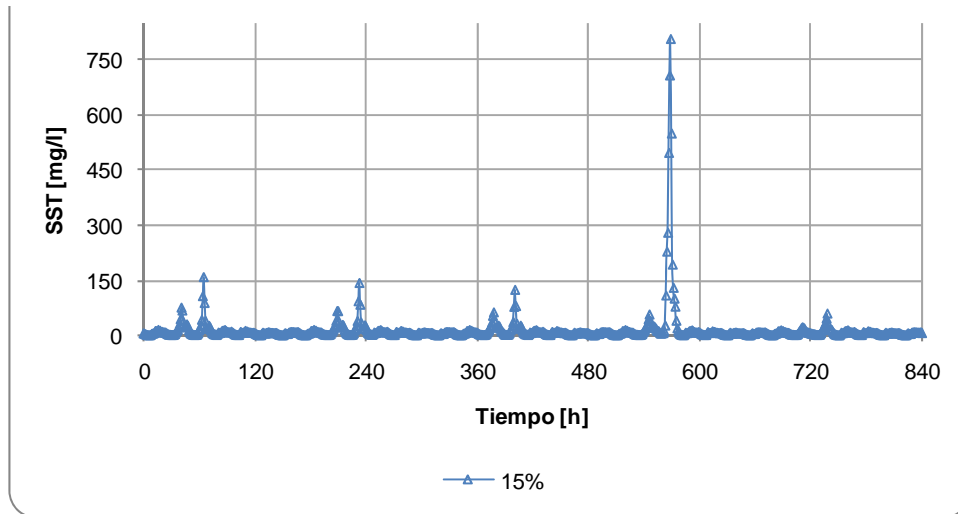


Gráfico 26: Carga incrementada en 15%.

II.

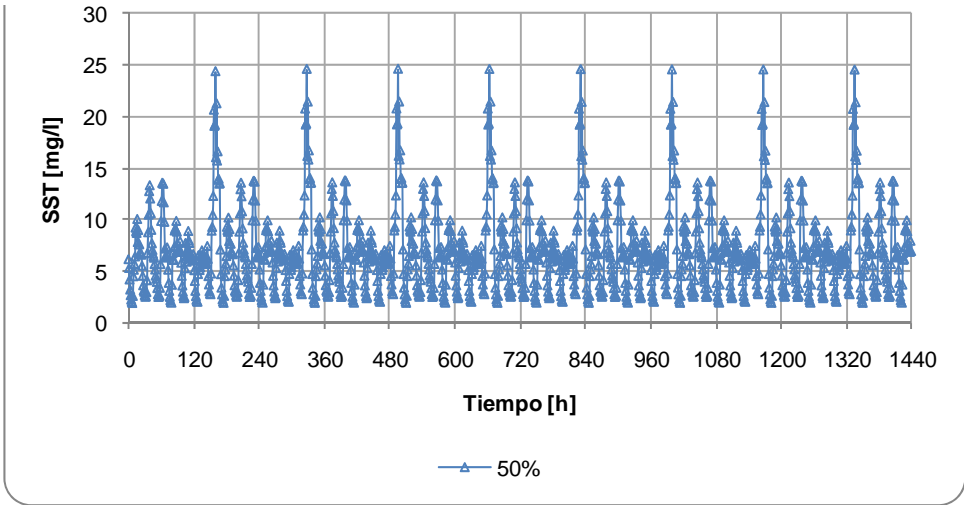


Gráfico 27: Aumento de 50% de la carga durante un día.

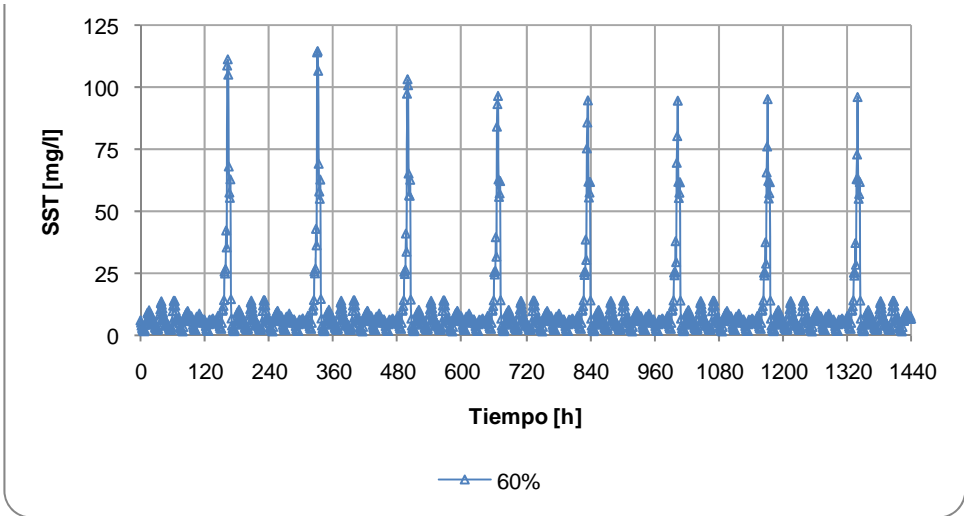


Gráfico 28: Aumento de 60% de la carga durante un día.

III.

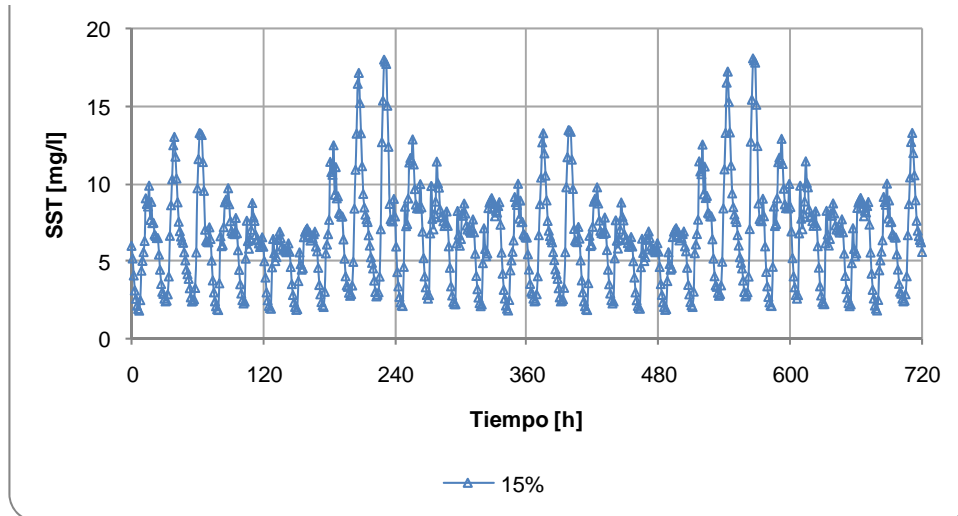


Gráfico 29: Aumento de 15% de la carga durante una semana.

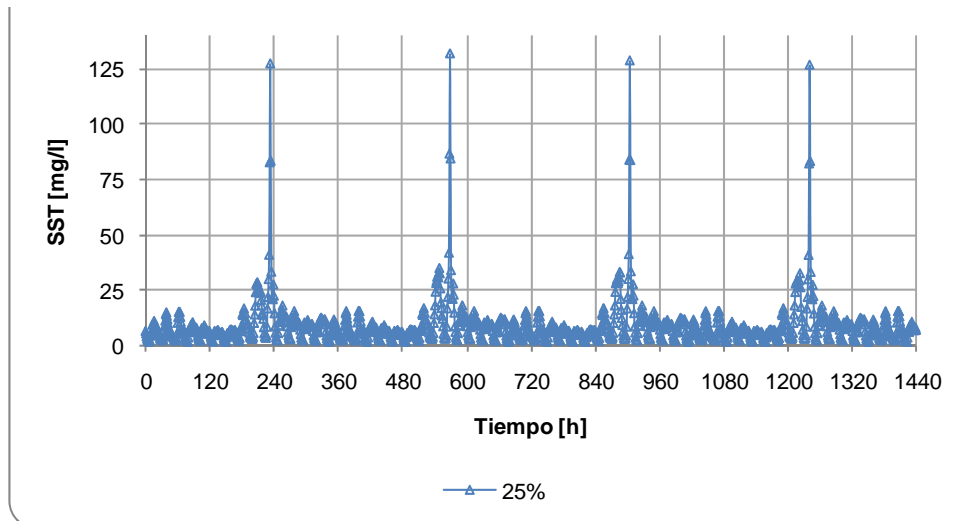
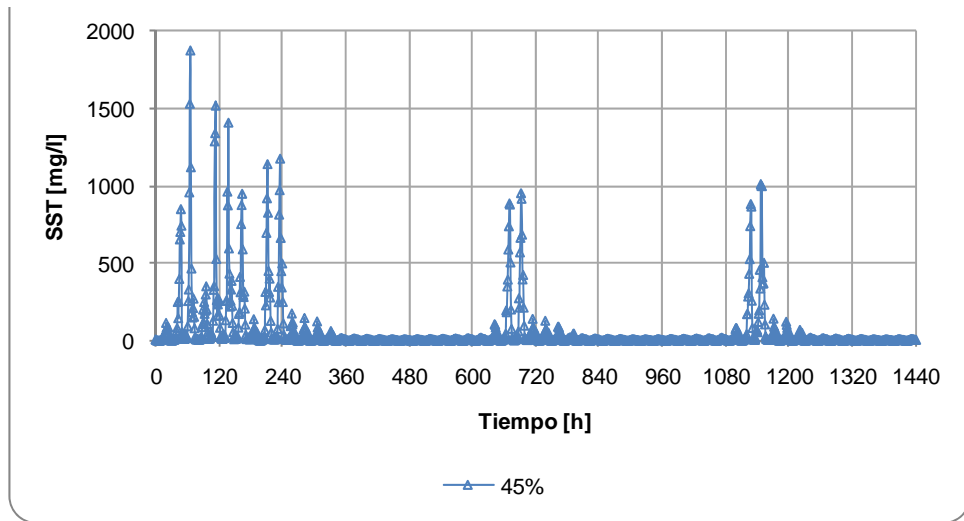
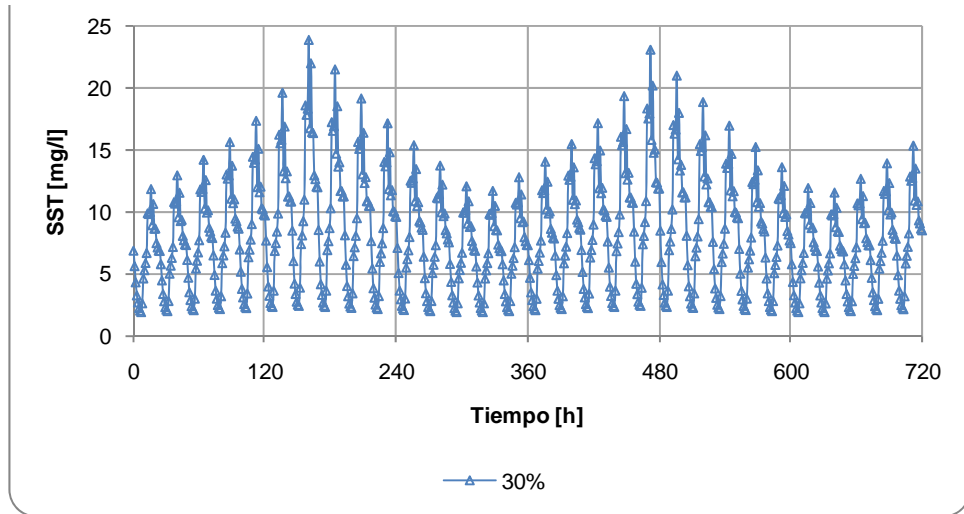


Gráfico 30: Aumento de 25% de la carga durante una semana.

IV.



ii)  $\theta_c = 33$  días.

I.

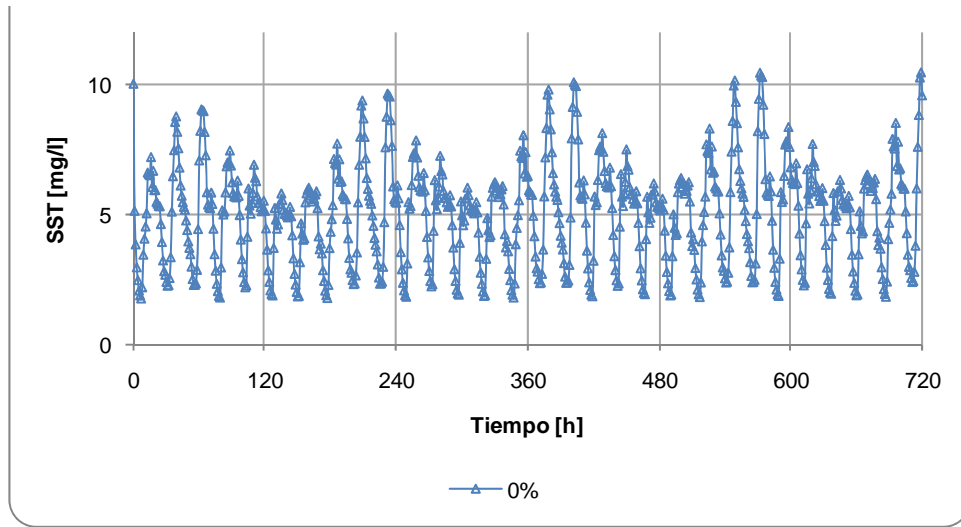


Gráfico 33: Carga base.

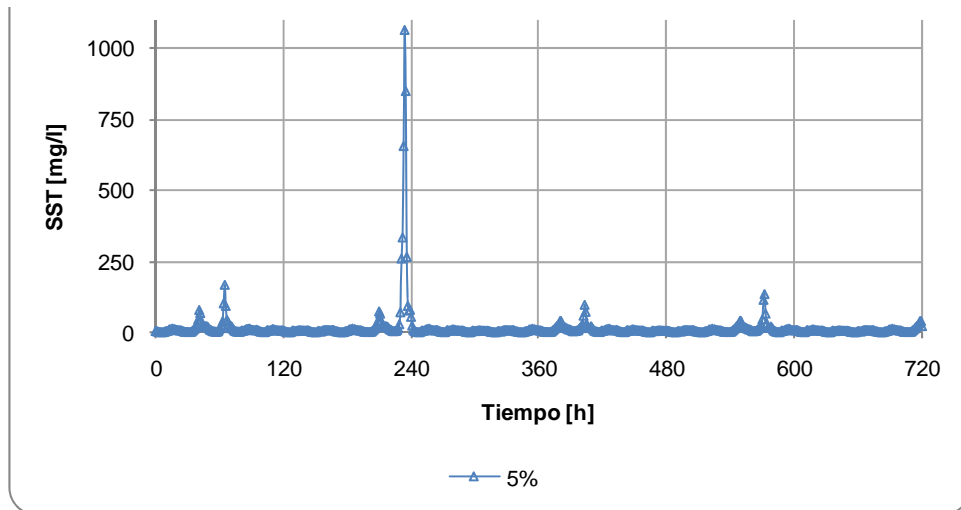
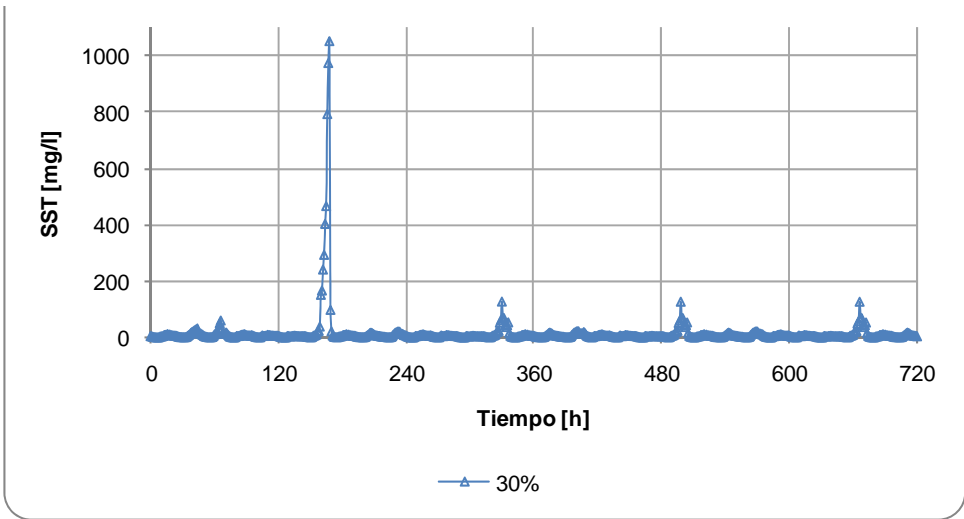
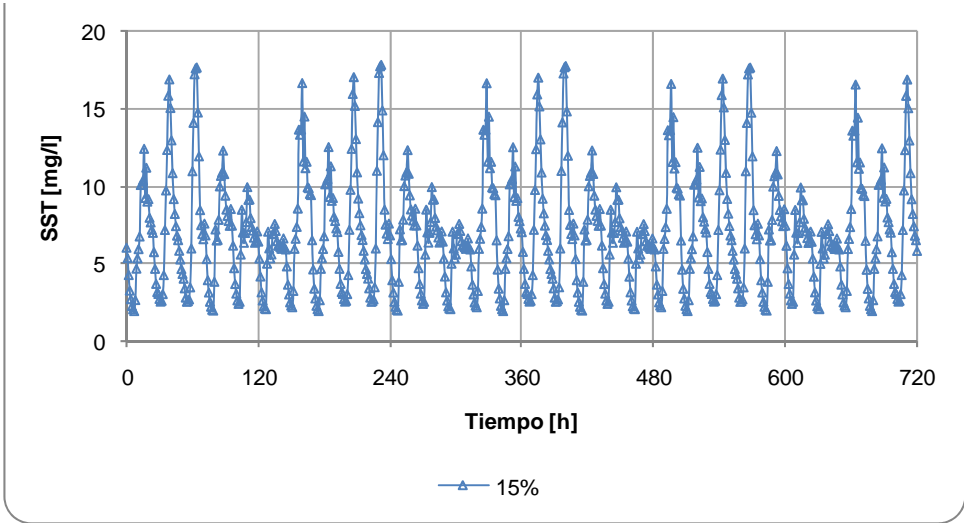
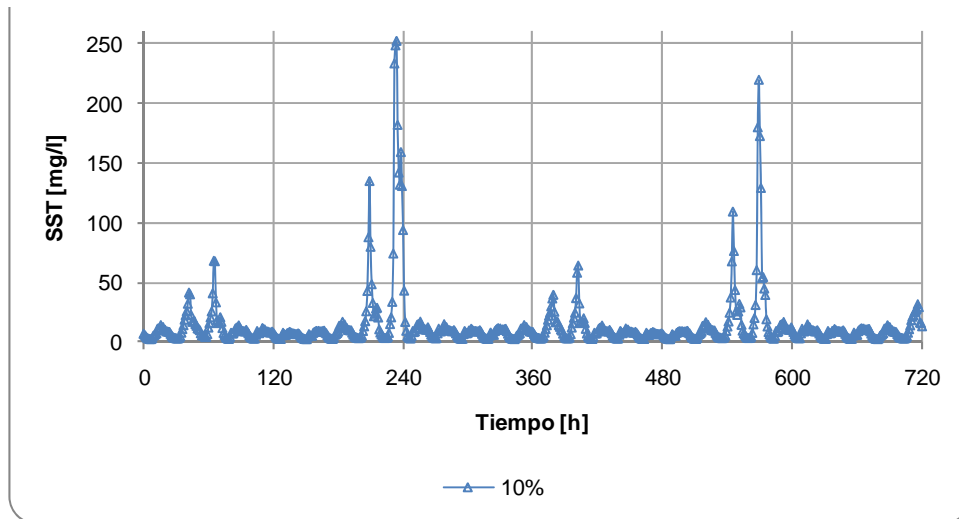
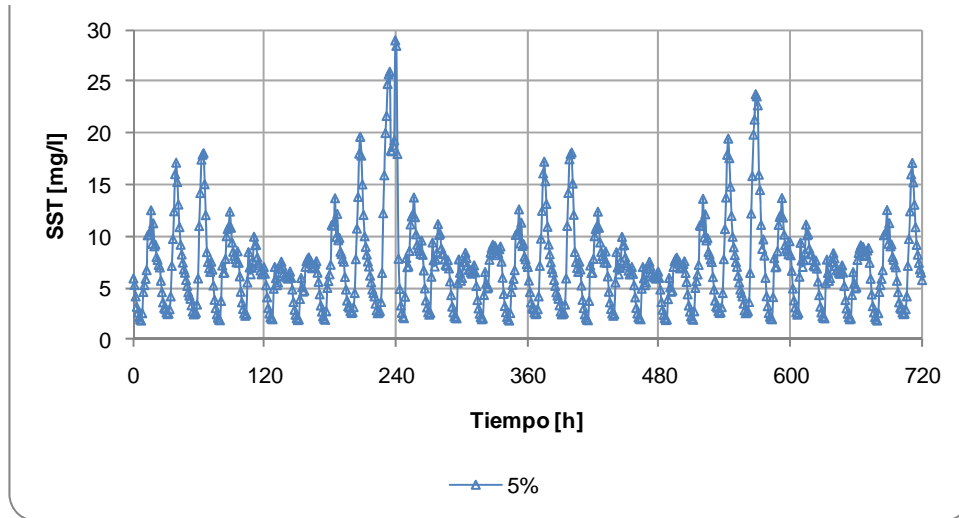


Gráfico 34: Carga incrementada en 5%.

II.

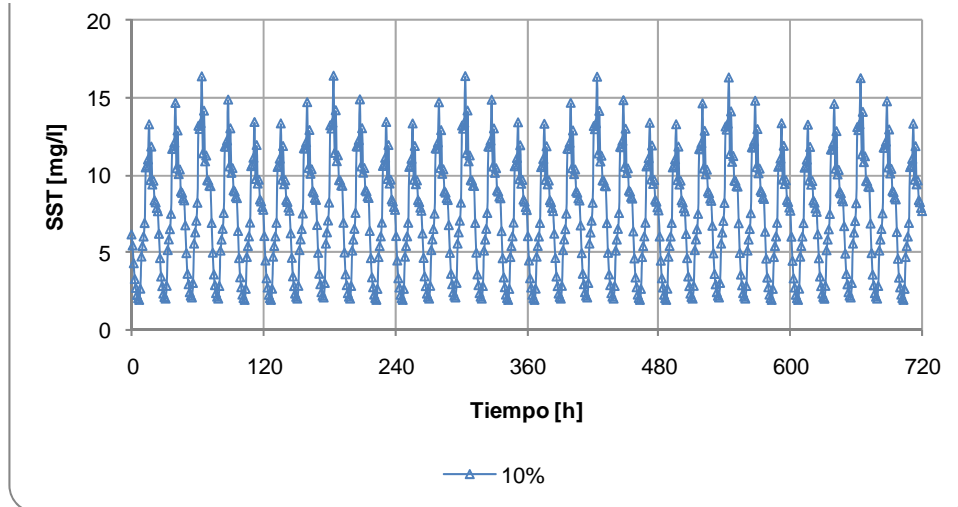


III.





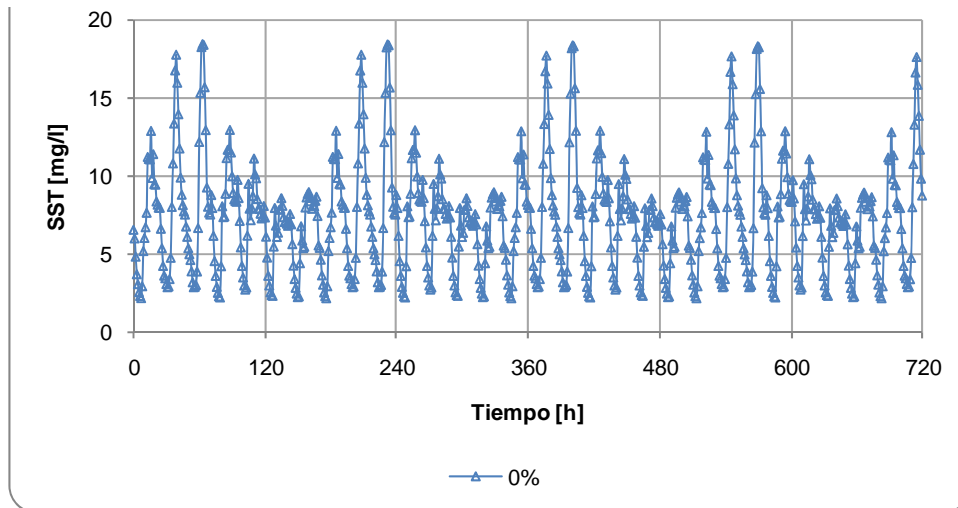
IV.



b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.

i)  $\theta_c = 25$  días.

I.



II.

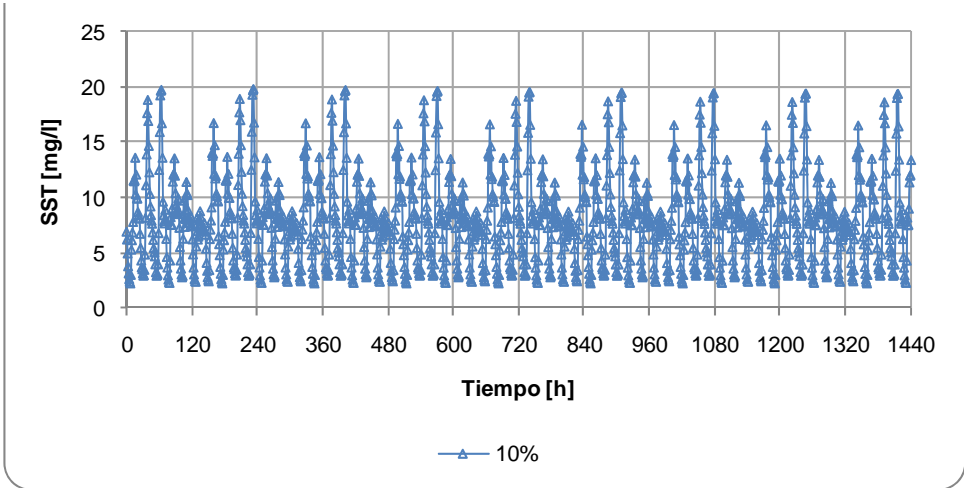


Gráfico 41: Aumento de 10% de la carga durante un día.

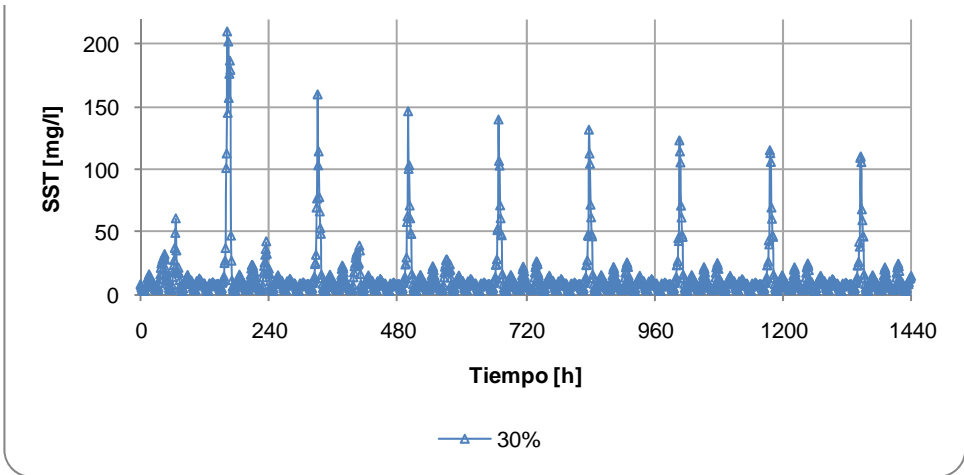


Gráfico 42: Aumento de 30% de la carga durante un día.

III.

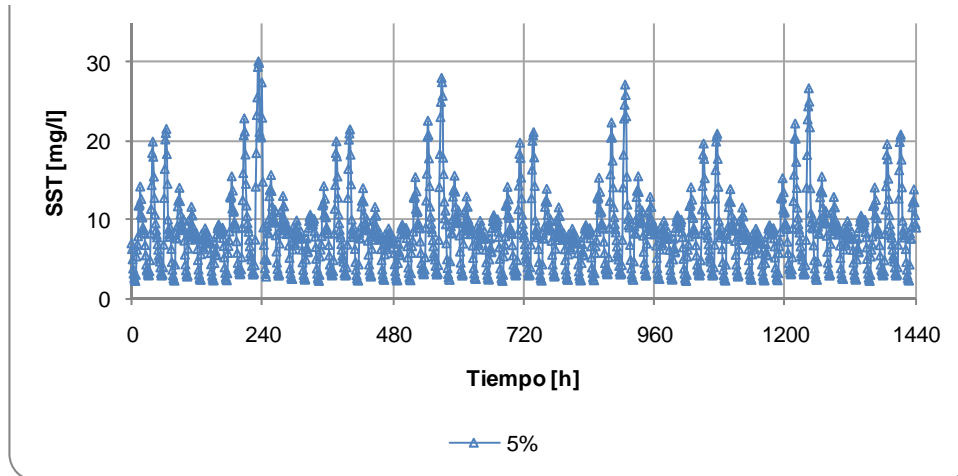


Gráfico 43: Aumento de 5% de la carga durante una semana.

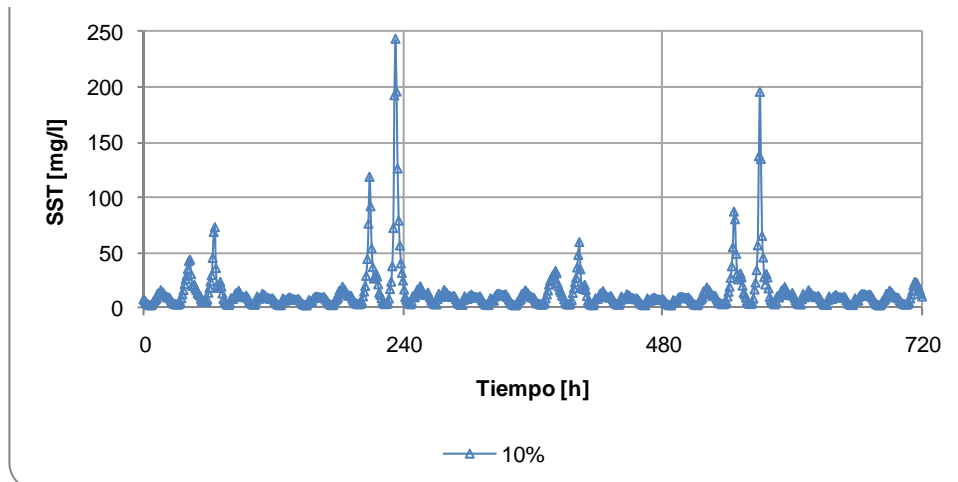
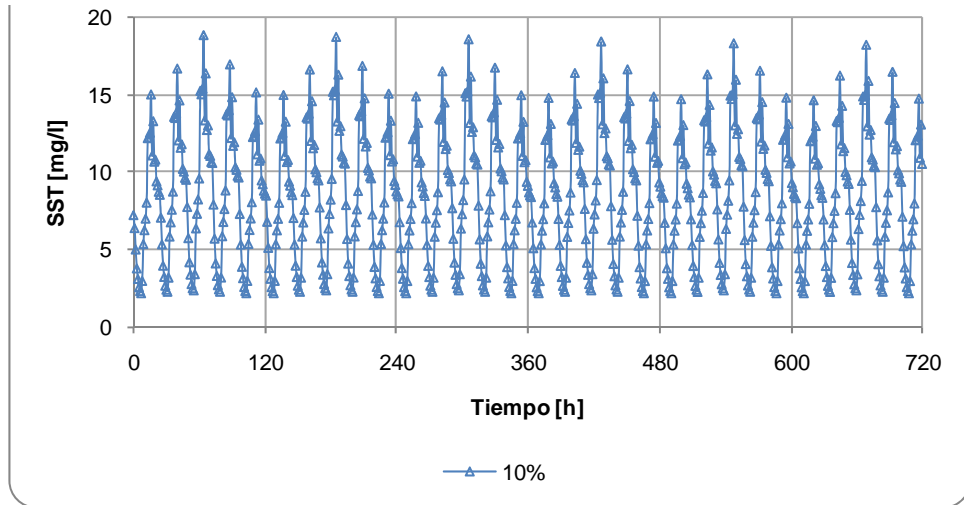


Gráfico 44: Aumento de 10% de la carga durante una semana.

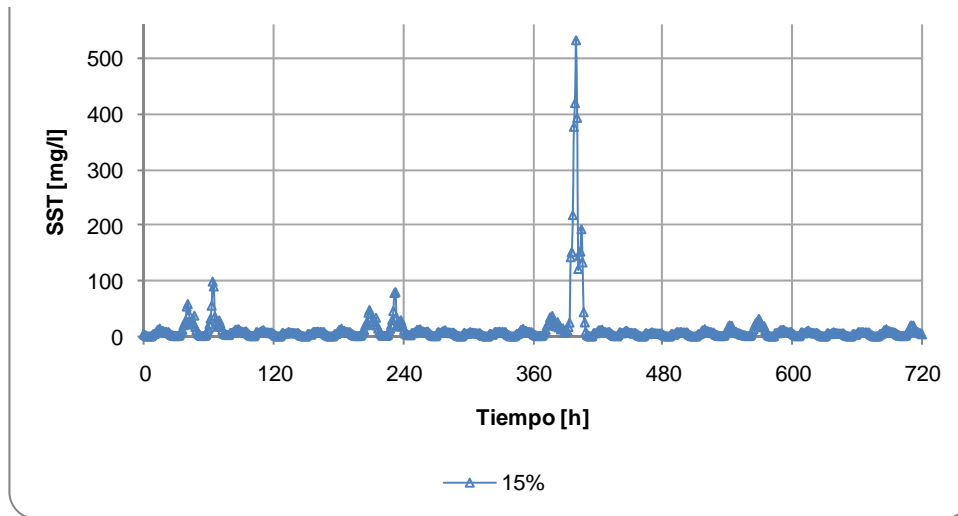
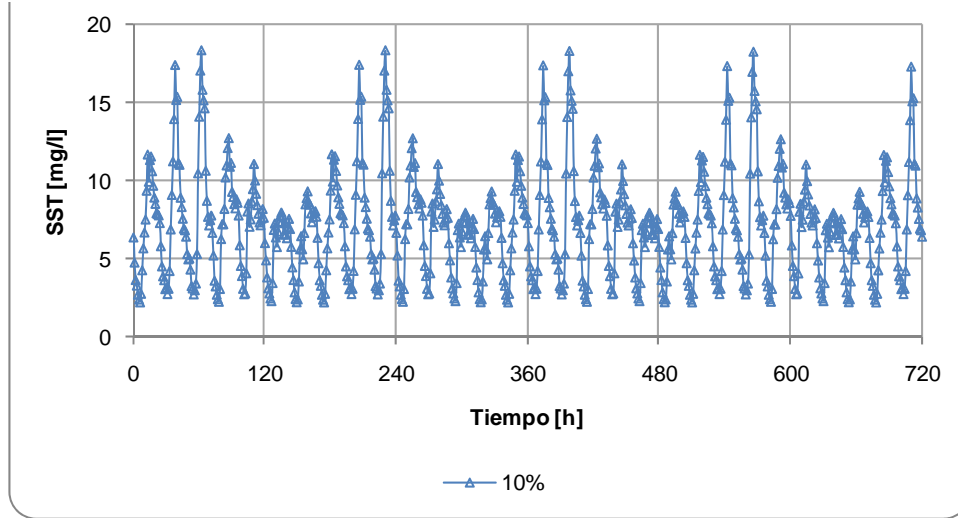
IV.



- ii)  $\theta_c = 33$  días.  
Sin solución en estado estacionario.

- 2) Sin variador de frecuencia  
 a) Con  $V_0 = 170,0$  m/d y  $n = 0,37$  l/g.  
 i)  $\theta_c = 25$  días.

I.



II.

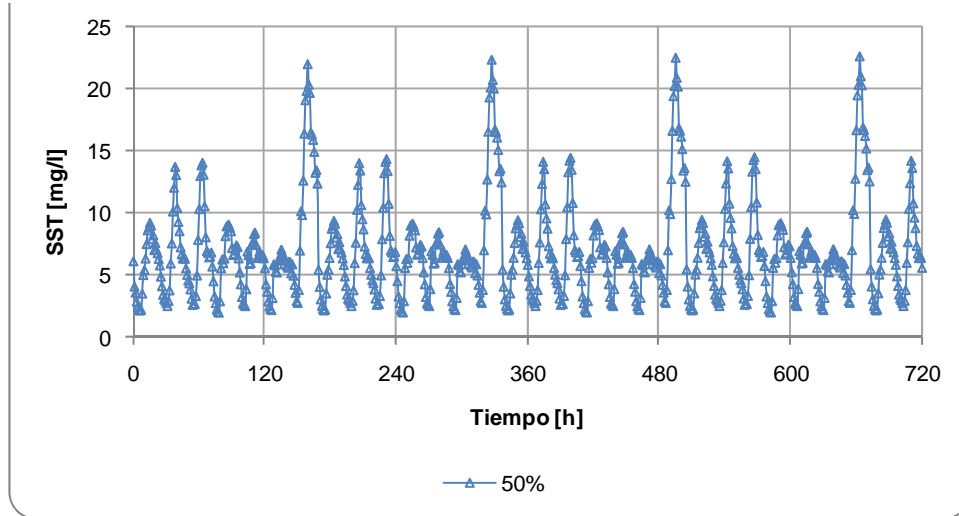


Gráfico 48: Aumento de 50% de la carga durante un día.

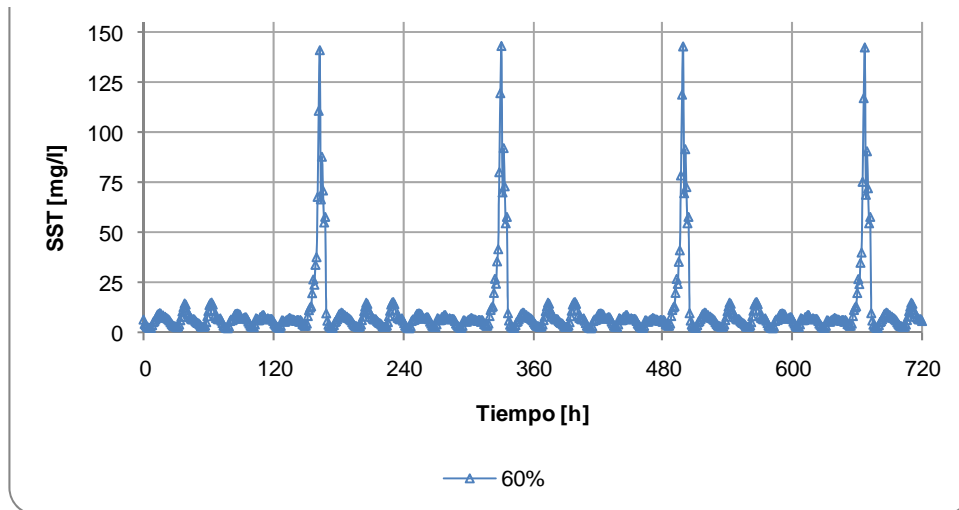


Gráfico 49: Aumento de 60% de la carga durante un día.

III.

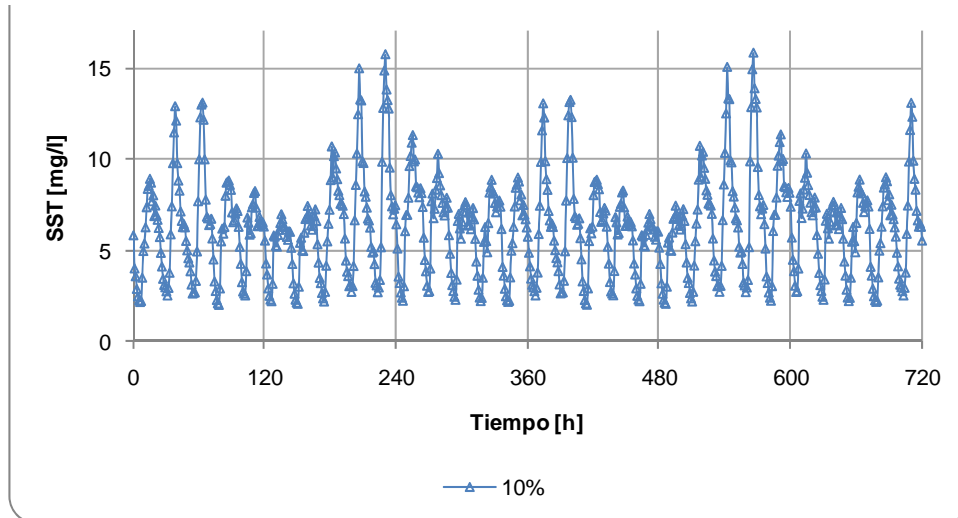


Gráfico 50: Aumento de 10% de la carga durante una semana.

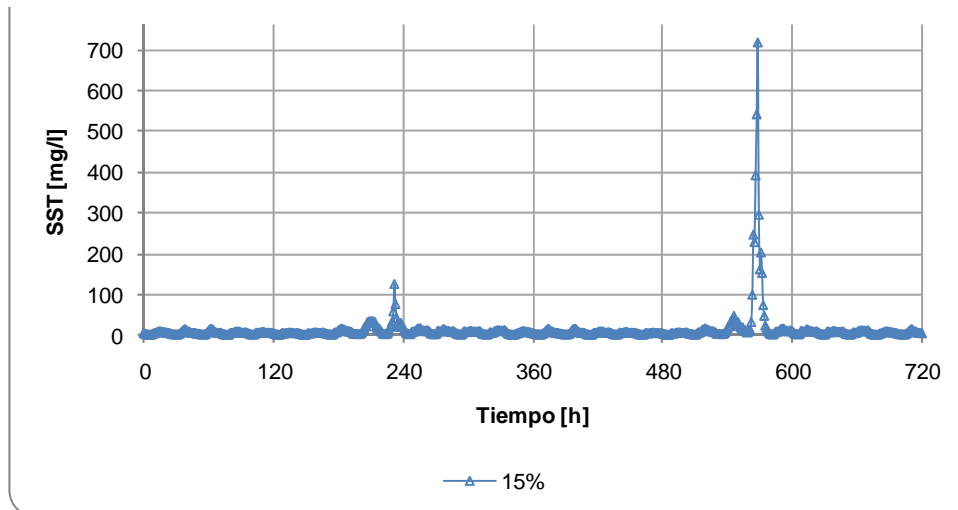


Gráfico 51: Aumento de 15% de la carga durante una semana.

IV.

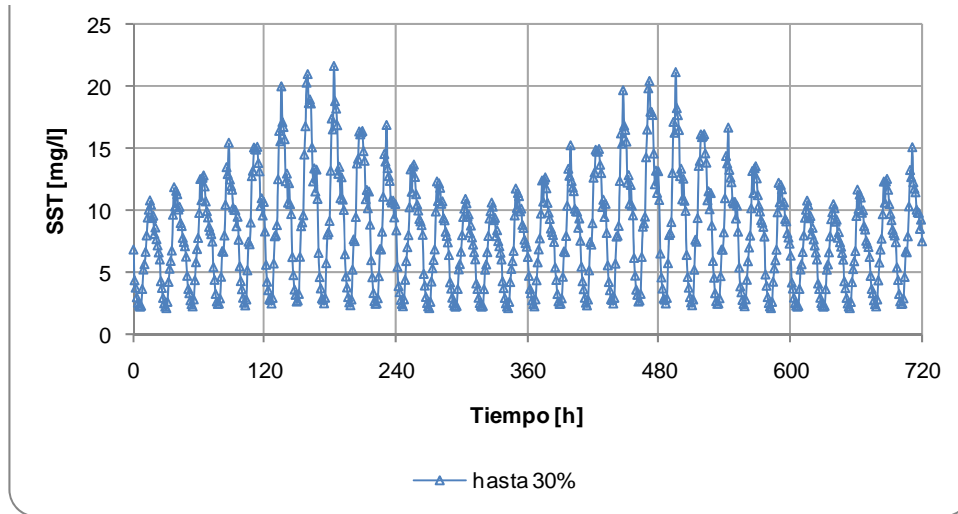


Gráfico 52: Aumento gradual/piramidal hasta 30%.

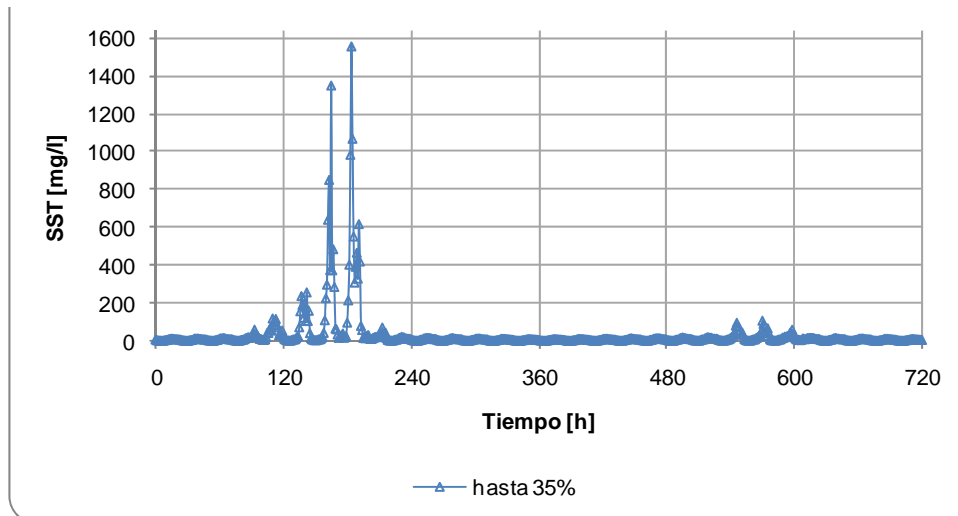
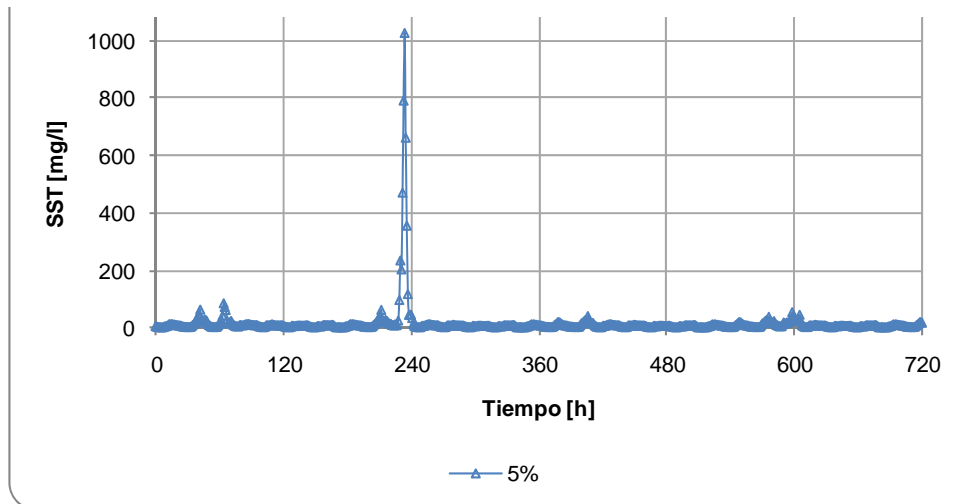
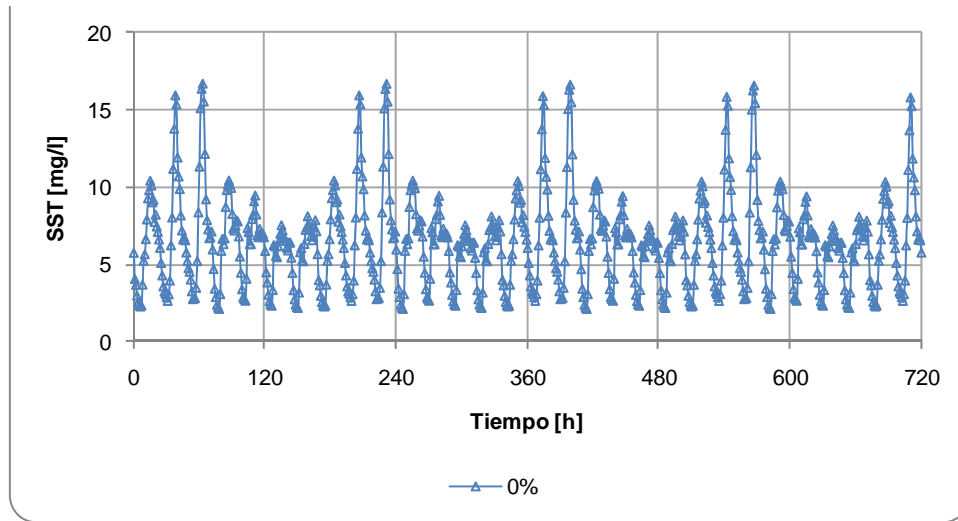


Gráfico 53: Aumento gradual/piramidal hasta 35%.



ii)  $\theta_c = 33$  días.

I.



II.

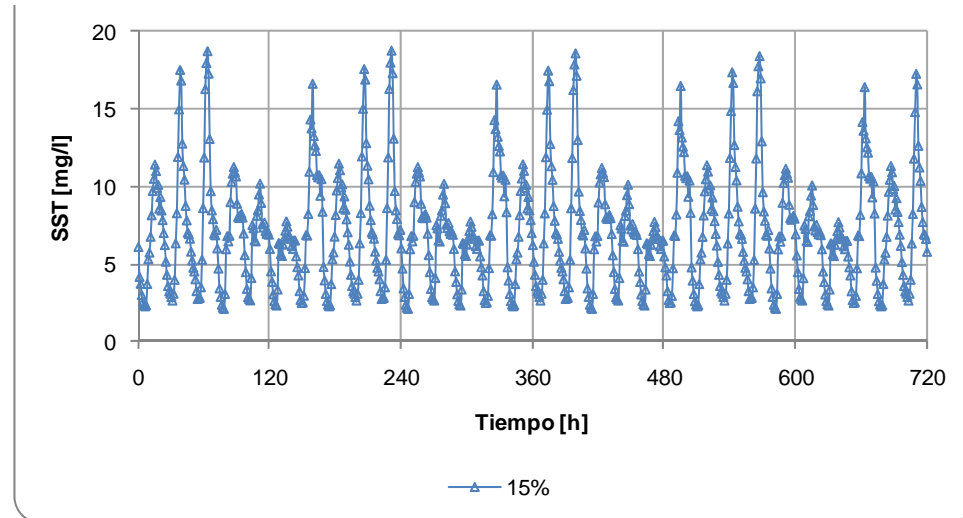


Gráfico 56: Aumento de 15% de la carga durante un día.

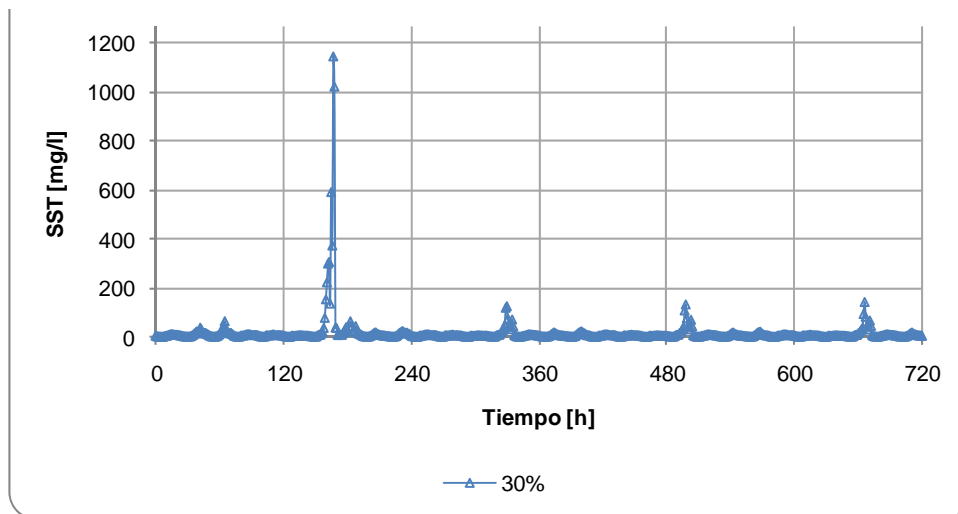


Gráfico 57: Aumento de 30% de la carga durante un día.

III.

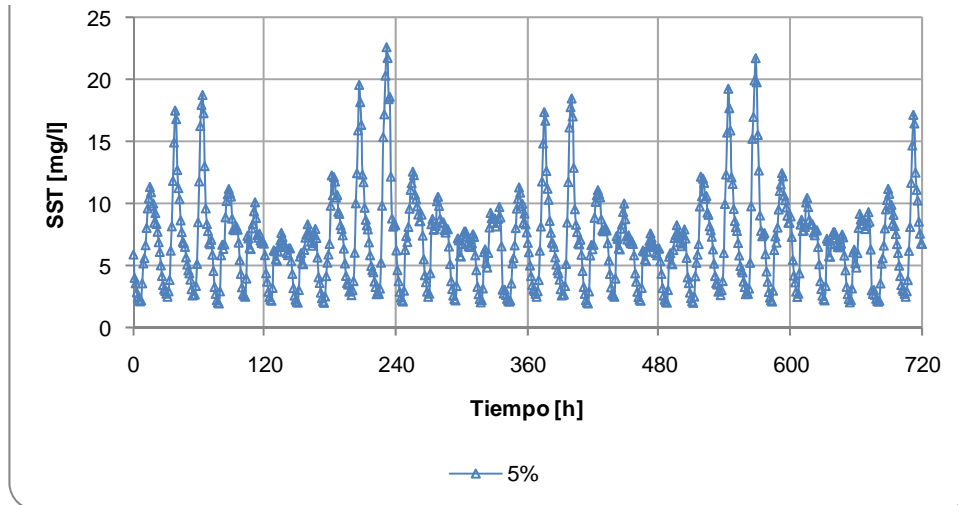


Gráfico 58: Aumento de 5% de la carga durante una semana.

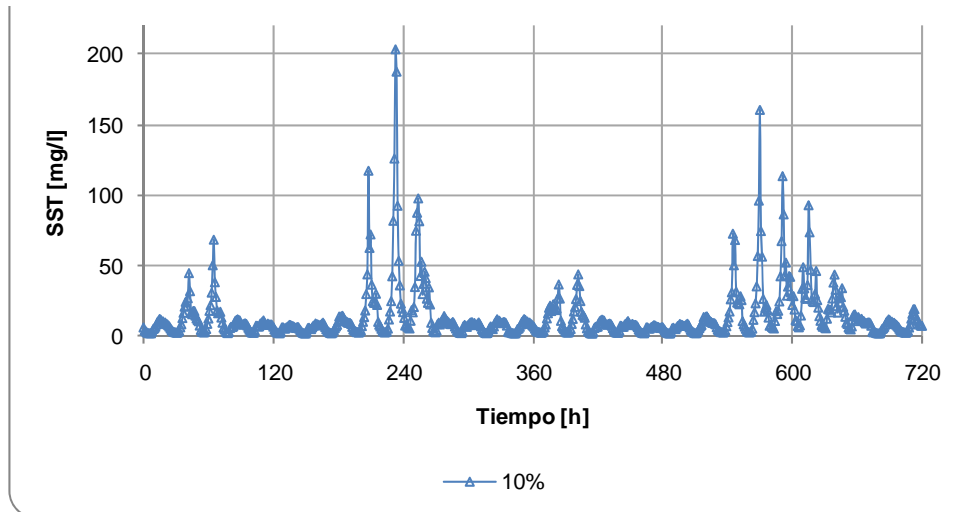


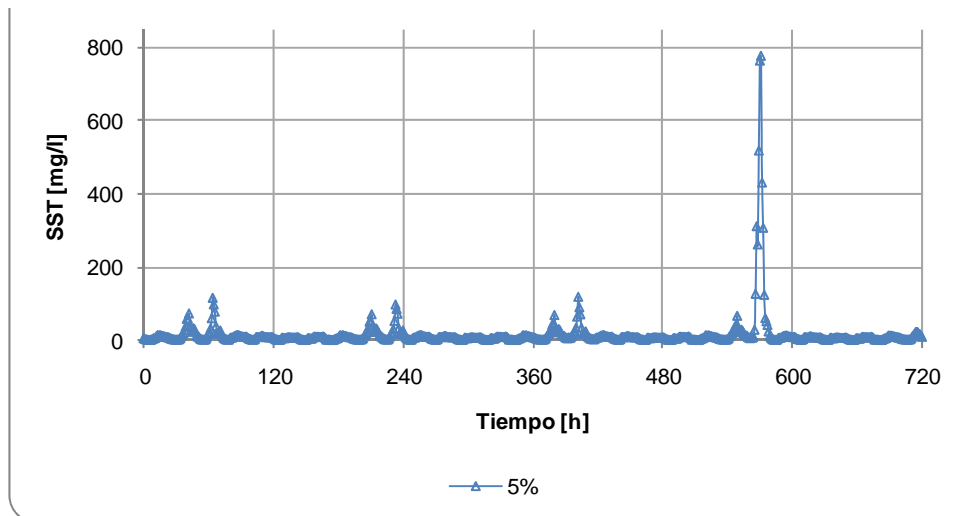
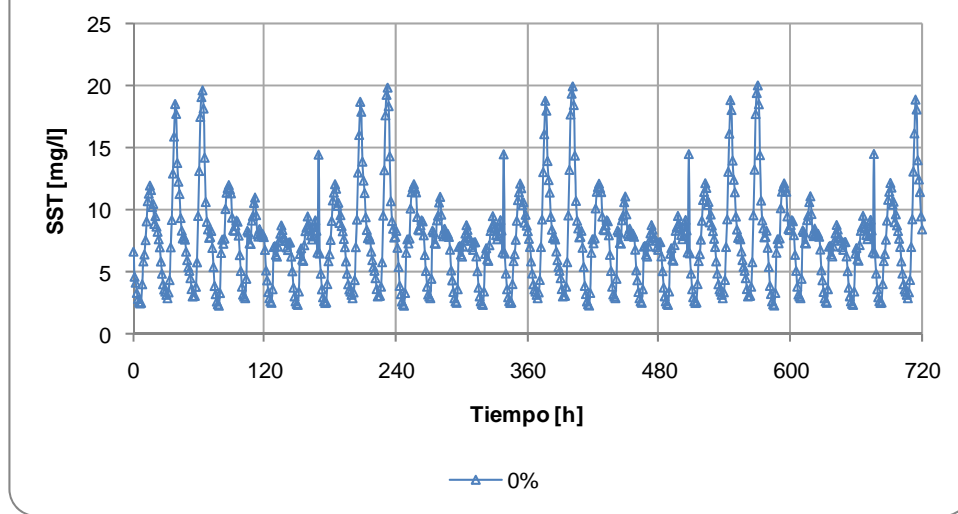
Gráfico 59: Aumento de 10% de la carga durante una semana.

IV. Sin solución en estado estacionario.

b) Con  $V_0 = 147,4$  m/d y  $n = 0,44$  l/g.

i)  $\theta_c = 25$  días.

I.



II.

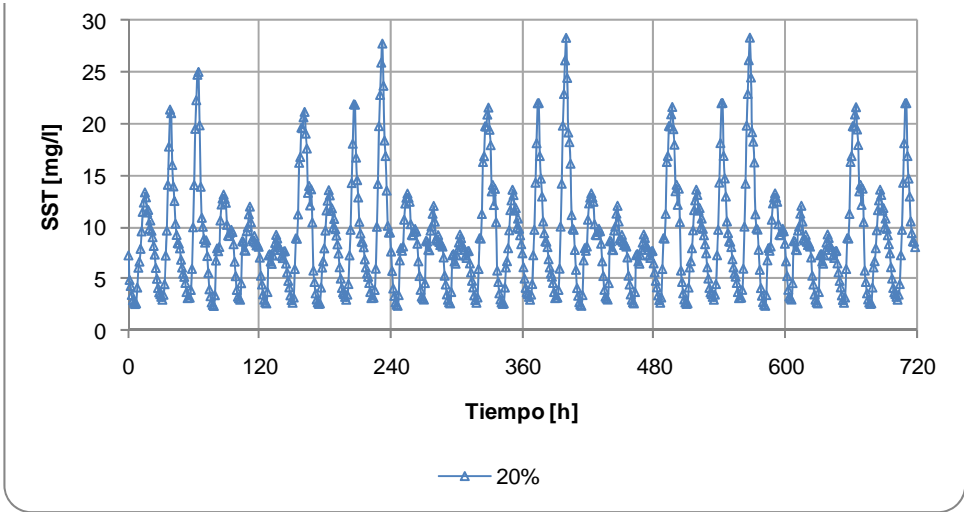


Gráfico 62: Aumento de 20% de la carga durante un día.

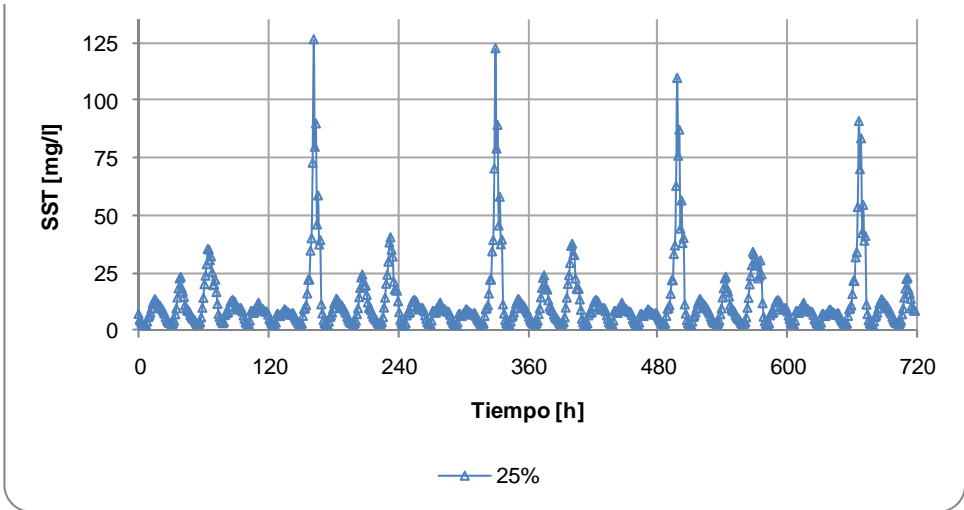


Gráfico 63: Aumento de 25% de la carga durante un día.

III.

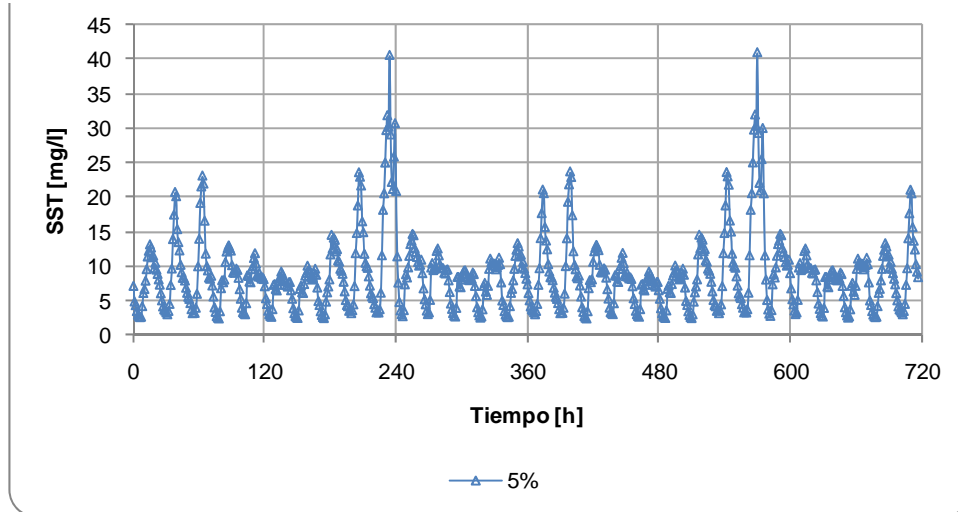


Gráfico 64: Aumento de 5% de la carga durante una semana.

IV.

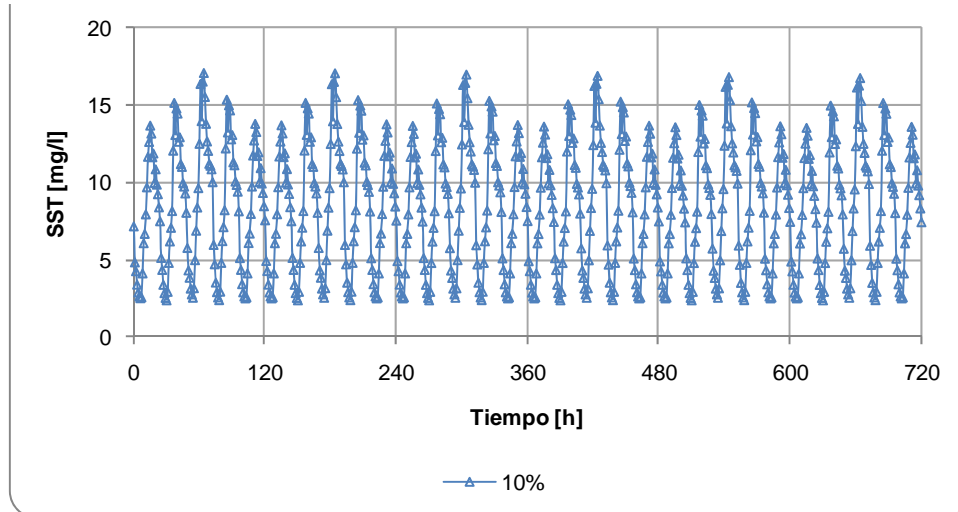


Gráfico 65: Aumento gradual/piramidal hasta 10%.

- ii)  $\theta_c = 33$  días.  
Sin solución en estado estacionario.