

01177

4
20j

EVALUACION DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS
DE LA PLANTA "LA MARINA II"

MAESTRO EN INGENIERIA
(AMBIENTAL)

I.Q. LOURDES MONSERRAT MEZA TREJO

CIUDAD UNIVERSITARIA

MEXICO, D. F.

1994

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A los que dieron vida a mi ser, a los que con su decidido apoyo y sincera amistad estuvieron conmigo... siempre:

A mis padres, hermanos y amigos

Esta tesis fue realizada con el apoyo de la Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano Industrial (CTHUI), del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), dentro del proyecto "Evaluación del Diseño y Operación de la Planta de Tratamiento de Zihuatanejo".

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Jorge Aguirre Martínez, por la dirección del tema y formación profesional dada en el transcurso de la elaboración de la tesis.

A la Dr. Georgina Fernández Villagómez, por el apoyo brindada como maestra y facilidades dadas para la captura de la información de la tesis.

Al Ing. Jesús García Ollervides, por el apoyo dado en mi estancia en el IMTA, y las facilidades para el desarrollo de campo de la tesis.

Al M.en I. Fernando Pozo Román, por el apoyo técnico proporcionado en mi estancia en el IMTA.

Y muy en especial al grupo de trabajo de especialistas en hidráulica del IMTA, que integrada al mismo, se logro obtener la información de campo y de laboratorio.

*Biol. Armando Rivas Hernández
M.en C. Violeta Escalante Estrada
M.en I. Arturo Cruz Ojeda
M.en C. Luis Torres Bustillos*

INDICE

Pág.

RESUMEN

1.	INTRODUCCION	1
1.1	Antecedentes	1
1.2	Objetivo	2
1.3	Alcances	3
1.4	Limitaciones	3
2.	ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO	4
2.1	Microbiología de las aguas residuales	4
2.1.1	Principales Microorganismos	4
2.1.2	Actividad de los microorganismos dentro del proceso	7
2.2	Cinética del Proceso de lodos Activados	8
2.2.1	Fundamento de Cinética	8
2.2.2	Determinación de la Constante de biodegradabilidad y sustrato no biodegradable	11
2.2.3	Determinación de los parámetros "a" y "b", mediante la variación de la biomasa del reactor	14
2.2.4	Determinación de los parámetros de utilización de oxígeno	15
2.2.5	Producción de lodos	17
2.3	Proceso Completamente Mezclado	18
2.4	Sedimentación de Lodos	21
2.4.1	Unidades de sedimentación	22
2.4.2	Parámetros de diseño en la sedimentación	22
2.4.3	Problemas Operacionales en la Sedimentación	25
2.5	Transferencia de Oxígeno	28
2.5.1	Fundamento de transferencia de oxígeno	29
2.5.2	Factores que afectan la transferencia de Oxígeno	33
2.5.3	Tasa de transferencia de oxígeno	34
2.5.4	Determinaciones de K_a y valores de α	35
2.5.5	Diseño de sistemas de aireación	36
2.5.5.1	Difusión de aire comprimido	36
2.5.5.2	Aireadores Mecánicos	37
2.5.6	Consideraciones de mezclado	40

2.6	Manejo de Lodos	40
2.6.1	<i>Tratamiento de Lodos</i>	40
2.6.2	<i>Legislación en el manejo de lodos</i>	42
2.6.3	<i>Disposición de lodos</i>	43
2.6.4	<i>Problemas asociados con la disposición de lodos</i>	44
2.6.5	<i>Estrategia de disposición de lodos tradicionales</i>	44
3.	DESCRIPCION DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO BAJO ESTUDIO	46
3.1	Localización de la zona de estudio	47
3.2	Descripción física del sistema	48
3.4	Manejo de Lodos	56
4.	DESCRIPCION DE LA FASE DE MUESTREO Y RESULTADOS	57
4.1	Descripción de la fase de muestreo.	57
4.1.1	<i>Justificación de los puntos y frecuencia de muestreo.</i>	58
4.1.2	<i>Procedimiento de la fase de muestreo</i>	61
4.2	Resultados de Campo y de Laboratorio	63
4.2.1	<i>Resultados de campo</i>	63
4.2.2	<i>Resultados de laboratorio</i>	68
5.	EVALUACION Y DISCUSION DE RESULTADOS	74
5.1	Eficiencias de la planta de tratamiento	74
5.2	Determinación de las constantes cinéticas	76
5.3	Parámetros operacionales del proceso de aireación	81
5.4	Tasa de transferencia de Oxígeno	83
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	85
6.1	Conclusiones	85
6.2	Recomendaciones	87
	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	89
	ANEXO FOTOGRAFICO	92

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
Fig. 1	Crecimiento cíclico de los microorganismos involucrados en el proceso de lodos activados.	5
Fig. 2	Reactor Continuo, del proceso de lodos activados.	10
Fig. 3	Determinación de la constantes de proporcionalidad k , biodegradabilidad K , y sustrato no biodegradable S_n .	13
Fig. 4	Determinación de los parámetros "a" y "b" mediante la variación de la biomasa del reactor.	15
Fig. 5	Determinación de los parámetros de utilización de oxígeno, a' , y , b' .	17
Fig. 6	Patrones de flujo de un sedimentador secundario.	21
Fig. 7	Representación esquemática de la transferencia de un gas a través de una película estacionaria.	30
Fig. 8	Diagrama de proceso para tratamiento y disposición de lodos.	41
Fig. 9	Alternativas típicas en la disposición en terrenos.	45
Fig. 10	Localización municipal de Zihuatanejo, Gro.	47
Fig. 11	Croquis de localización de la planta "La Marina II".	48
Fig. 12	Diagrama de flujo del tren de tratamiento, de la planta "La Marina II".	49
Fig. 13	Corte transversal del tanque de aireación (a) y vista de planta (b).	52
Fig. 14	Corte transversal del sedimentador.	53
Fig. 15	Puntos de muestreos de la planta de tratamiento "La Marina II".	59
Fig. 16	Relación de DBO vs DQO.	69
Fig. 17	Variación del sustrato en la determinación de, S_n , k , y , K .	77

Fig. 18	Variación de la biomasa en la determinación de, a, y, b.	77
Fig. 19	Determinación de los parámetros de utilización de oxígeno, a', y, b'.	79

LISTA DE TABLAS

Tabla 1	Principales reacciones efectuadas por las bacterias en el reactor biológico.	6
Tabla 2	Efecto del protozoarios ciliados en la calidad del efluente, en una planta de lodos activados.	6
Tabla 3	Cargas recomendadas para clarificadores secundarios de lodos activados.	23
Tabla 4	Carga de sólidos recomendados para llevar los, SS a un nivel de 300 mg/l.	24
Tabla 5	Relaciones de tasa de derrame, con SSVLM y VSZ.	24
Tabla 6	Relaciones del IVL y tasas de lodos	28
Tabla 7	Programa de muestreo de la planta "La Marina II" Zihuatanejo, Gro.	60
Tabla 8	Recomendaciones para preservación de muestras.	62
Tabla 9 a la Tabla 17	Resultados de Campo.	64
Tabla 18	Resultados de laboratorio de parámetros químicos.	69
Tabla 19	Resultados de coliformes fecales (NMP/100ml).	71
Tabla 20	Determinación de Helmitos.	72
Tabla 21	Resultados de laboratorio de SAAM y Metales.	73
Tabla 22	Remoción de DBO y DQO.	75

Tabla 23	Resultados de eficiencia de remoción de metales.	75
Tabla 24	Cálculos para la determinación del sustrato no biodegradable S_n , constante de proporcionalidad k y constante de biodegradabilidad K .	77
Tabla 25	Cálculo para la determinación de los parámetros de crecimiento, a , y , b .	78
Tabla 26	Cálculo para la determinación de los parámetros de utilización de oxígeno, a' , y , b' .	79
Tabla 27	Comparación de las constantes cinéticas con valores observados y de criterio de diseño.	80
Tabla 28	Comparación de los parámetros operacionales con valores observados y de criterio de diseño.	81
Tabla 29	Resultados de Potencia requerida para efectuar la transferencia de oxígeno al agua.	83

RESUMEN

La planta de tratamiento "La Marina II", se caracteriza por ser un proceso de lodos activados convencional. Donde se trata el 45 % de las aguas residuales municipales de Zihuatanejo, Gro. Con una generación de aguas residuales de 99 L/s y 76.5 L/s en temporadas de turismo altas y bajas respectivamente, que da servicio a una población de 69,120 habitantes. El objetivo del estudio fue evaluar la eficiencia de operación del sistema de tratamiento, y en particular el estudio del proceso de lodos activados, mediante las siguientes determinaciones; constantes cinéticas, parámetros operacionales y de transferencia de oxígeno, así como el observar el comportamiento general de la planta.

Las actividades para la realización del presente trabajo incluyeron: la revisión de bibliografía sobre el proceso biológico y la visita a la planta para conocer las condiciones de operación reales, mediante un programa de muestreo y análisis. La información obtenida en el campo y del laboratorio se analiza y se procesa, logrando así cubrir los objetivos del estudio.

La planta actualmente está operando con un gasto influente promedio de 105 L/s, que supera ligeramente al gasto medio de diseño de 100 L/s. Además recibe una sobrecarga de 20.5% de materia orgánica, que resulta arriba de la carga media de diseño de 1,740 Kg/día. También presenta eficiencias de remoción del 65% al 82 % de demanda química de oxígeno total, (DQO_{total}) y del 70% al 86 % de demanda bioquímica de oxígeno total, (DBO_{total}). En lo que se refiere al tanque de aireación, la concentración de sólidos suspendidos volátiles de licor mezclado, (SSVLM) fue baja en dos de los días de muestreo: 1,461 mg/L y 1,139 mg/L. Valores que a pesar del número relativamente pequeño de muestras tomadas (nueve muestras en total), fue otra variable que afectó a los resultados de los valores comparativos del diseño y operacionales en el reactor, mencionada en la Tabla 28. La tasa de transferencia de oxígeno obtenida fue de 3 lb/HP.h (1.8 Kg/HP.h), que se encuentra abajo de su valor de diseño de 3.6 lb/HP.h (2.28 Kg/HP.h), con una tasa de utilización de oxígeno en campo de 1,697 Kg/día, dentro del ámbito de diseño de 1,692.5 a 1,746 Kg/día.

Se recomienda que la planta "La Marina I" se trabaje en paralelo con la planta "La Marina II", para disminuir cargas altas. Es necesario aumentar la concentración de SSVLM, en el tanque de aireación dentro del ámbito de norma de 2,000 a 3,000 mg/L característico del proceso, mediante el control del gasto de purga (Q_w), y poder así lograr la concentración de SSVLM en deseada.

1. INTRODUCCION

1.1 Antecedentes

De 1989 a la fecha, la Comisión Nacional del Agua (CNA), ha desarrollado un esfuerzo en la construcción de sistemas de tratamiento de aguas residuales, a fin de disminuir la contaminación de los cuerpos receptores. Actualmente se tiene la prioridad en el saneamiento del agua en las zonas fronterizas y áreas turísticas, debido al incremento del número de industrias, que se ha presentado en las primeras y a la contribución económica que representan las segundas.

Con base a lo anterior la CNA le encomendó a la Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbana Industrial (CTHUI) del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), la realización de un estudio para evaluar "**Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales**". Siendo el objetivo fundamental del estudio conocer los problemas técnicos y operacionales que se han presentado en sistemas de tratamiento, localizados en diversas regiones del país. El estudio contempla desde la revisión de parámetros de diseño hasta la detección de problemas administrativos, señalando las necesidades de capacitación del personal.

Dicho estudio está planteado para evaluar los sistemas de tratamiento más empleados como son: lagunas de estabilización, lagunas aireadas, lodos activados y sus modificaciones, filtros rociadores, biodiscos y procesos fisicoquímicos.

En este trabajo en particular se evaluó la planta de tratamiento denominada la "Marina II", situada en la ciudad de Zihuatanejo. Esta es una zona turística cercana a la ciudad de Ixtapa, Gro. que ha experimentado, en los últimos diez años un crecimiento explosivo de población: duplicando el número de habitantes^(40,41) de 16,612 a 37,328. Actualmente, Zihuatanejo, Gro. cuenta con un sistema de alcantarillado separado con una cobertura del 60%, en donde el drenaje sanitario está dividido en tres subsistemas. Cada subsistema cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, mediante el proceso de "lodos activados". Las plantas son denominadas "La Marina I", "La Marina II" y "El Deportivo". Las dos primeras manejan el caudal generado en la parte oriente (36%) y zona centro (45%), respectivamente, mientras que, la tercera da servicio a la zona norte de la ciudad (19%). Recientemente se acaba de concluir la construcción de la planta "La Ropa", que dará servicio a la colonia del mismo nombre y se encuentra en construcción la planta "La Madera", para mitigar el caudal que reciben las plantas "La Marina I y II".

1.2 Objetivo

El objetivo general de este trabajo fue el de evaluar la eficiencia del proceso de tratamiento de la planta "La Marina II", mediante el monitoreo del influente y efluente global de la planta en cada una de sus unidades, con base al diagrama de flujo de la planta "La Marina II", mediante el diseño y ejecución de un programa de muestreo, en particular del proceso biológico de lodos activados.

Los objetivos específicos se restringen a los siguientes:

- a) Evaluar algunos de los parámetros de diseño de mayor impacto, como tiempo de retención (t), masa de oxígeno requerido para la degradación de la DBO removida (Kg de oxígeno requerido/ Kg de SS producidos), para establecer así las constantes cinéticas del proceso de lodos activados.
- b) Evaluar algunos parámetros operacionales que pueden estar afectando adversamente el funcionamiento del proceso biológico, como la relación alimento/microorganismo (F/M), edad de lodos, (θ_c), gasto de retorno de lodos (Q_r), índice volumétrico (IVL) y tasa de consumo de oxígeno (R_r). Para poder sugerir los ajustes correspondientes que permitan mejorar la remoción de la materia orgánica.
- c) En especial, se determinará la evaluación de las características de transferencia de oxígeno al sistema de aireación con que cuenta la planta, para estar en posibilidad de recomendar un incremento de capacidad, en caso de ser necesario.

1.3 Alcances

Los alcances del estudio incluyen:

A partir de los resultados obtenidos en campo y de laboratorio, se determinarán las constantes cinéticas, tomando el tanque de aireación como un reactor a escala natural (lodos activados). Estas se conocerán con base a la DQO_{total} , que consisten en: constante de biodegradabilidad del substrato " K " y substrato no biodegradable " S_n "; las constantes de reproducción y muerte de microorganismos " a " y " b "; y las constantes de utilización de oxígeno para la producción de energía y respiración endógena " a' " y " b' ". Los resultados obtenidos de las constantes, se compararan con valores de diseño y de literatura. Así como los parámetros operacionales; F/M , θ_c , TRL, IVL y Rr.

1.4 Limitaciones

Las limitaciones más importantes que se presentaron fue en el planteamiento de los puntos y programas de muestreo de la planta "La Marina II".

- La época del muestreo fue en época de verano, entre las condiciones de estiaje y lluvias, con temperatura altas y concentración del desecho medio.
- El período del muestreo, se restringió en tres días.
- El intervalos de toma de muestras fue cada 8 h, ya que se tomó como antecedente la experiencia adquirida en otras plantas de tratamiento biológico (grupo de especialistas en hidráulica), en donde se observa que la frecuencia de muestreo seleccionada de 8 h, es la adecuada por los turnos de trabajo de la industria. Como consecuencia, los resultados son de menor número de muestras, pero con los parámetros más relevantes, del estudio.
- Además, el sistema de conducción de cada una de las unidades consistía de tuberías, por lo que se restringen más la selección de los puntos de muestreo de algunas unidades de tratamiento.

2. ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO

El tratamiento biológico consta de un proceso de lodos activados, que consiste en un cultivo heterogéneo de microorganismos que degradan (metabolizan) material orgánico de una determinada agua residual. Típicamente la biomasa que se desarrolla está compuesta de aproximadamente 95 % bacterias y 5% de organismos superiores (protozoarios, rotíferos e invertebrados superiores).⁽¹⁾

Este proceso es aerobio y se vale de las reacciones metabólicas de los microorganismos para obtener un efluente de calidad aceptable, mediante la degradación de sustancias que están demandando oxígeno⁽²⁾.

2.1 Microbiología de las aguas residuales

2.1.2 Principales Microorganismos

La predominancia de especies de microorganismos está determinada por las características del agua residual (influyente), de las condiciones ambientales, del diseño del proceso y del modo de operación de la planta⁽²⁾.

Aunque estén presentes organismos multicelulares y virus, predominan con una mayor actividad las bacterias heterotróficas y menos extensamente las bacterias autótrofas, de las cuales ambas están aglomeradas en el lodo y dispersa en el licor mezclado⁽³⁾.

Dart y Streeton⁽⁴⁾ mencionan que se reportan cerca de 228 especies de protozoarios en este proceso y los ciliados generalmente predominan. El crecimiento de los flóculos es fundamental para la producción de un buen efluente. Para concentraciones adecuadas del lodo, la relación de carbono y nitrógeno (C:N) es independiente. El abultamiento de lodos se presenta a concentraciones de oxígeno disuelto bajo, por efecto combinado de la relación carbononitrógeno (C:N) y carbonofosfato (C:P) o deficiencia de nitrógeno.

Metcalf y Eddy y Horan^(5,6) coinciden en parte de una clasificación de las bacterias "gram-negativas", característico del proceso mostrada en la Tabla 1, e indican además las principales reacciones que se pueden efectuar en el proceso de "lodos activados".

Horan⁽⁶⁾ hace referencia al papel importante que tienen los protozoarios como agentes pulidores, resultando con valores de demanda bioquímica de oxígeno, (DBO) y sólidos suspendidos totales, (SST) bajos en el efluente y su contribución en la remoción de bacterias, como se muestran en la Tabla 2.

La literatura^(5,6) explica el crecimiento cíclico de cada uno de los principales tipos de microorganismos, que participan en el proceso de tratamiento, como se muestra en la Fig. 1, que representa una curva de crecimiento masa-tiempo. La posición y forma de la curva de crecimiento en el proceso, en función del tiempo, depende del sustrato y nutriente disponible y de factores ambientales, tales como temperatura y pH.

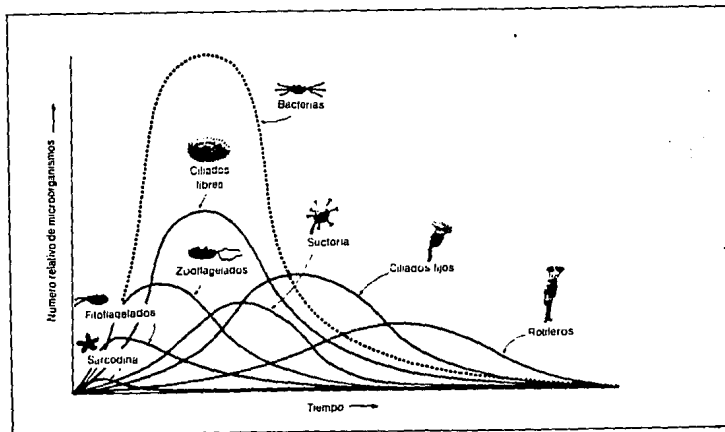


Fig. 1, Crecimiento cíclico, de los microorganismos, involucrados en el proceso de lodos activados⁽⁵⁾.

Tabla 1, Principales reacciones efectuadas por las bacterias en el proceso de lodos activados.⁽⁸⁾

GENERO	ACTIVIDAD
PSEUDOMONAS	Remoción de carbohidratos, producción de lodo y desnitrificación
ZOOGLA	Producción de lodo, y formación de floc
BACILLUS	Degradación de proteínas
ATHROBACTER	Degradación de carbohidratos
MICROTHRIX	degradación de grasas y crecimientos filamentosos
NOCARDIA	Crecimiento filamentosos y formación de espuma y nata
ACINETOBACTER	Remoción de fósforo
NITROSOMONAS	Nitrificación
NITROBACTER	Nitrificación
ACHROMOBACTER	Desnitrificación

Tabla 2, Efecto del protozoarios ciliados en la calidad del efluente, en un proceso de lodos activados.⁽⁸⁾

ANALISIS DE EFLUENTE	SIN CILIADOS	CON CILIADOS
DBO ₅ , mg/L	53 - 70	7 - 24
DQO, mg/L	198 - 250	124 - 142
Nitrógeno orgánico, mg/L	14 - 21	7 - 10
Sólidos suspendidos totales, mg/L	86 - 118	26 - 34
Densidad óptica a 620 nm	0.95 - 1.42	0.23 - 0.24
Conteo de bacterias viables, millones/ml	106 - 160	1 - 9

2.1.3 Actividad de los microorganismos dentro del proceso

En la presencia de oxígeno molecular, los microorganismos utilizan la substancia orgánica que está en el agua residual, como una fuente de carbono, para sintetizar células y generar energía (bacterias heterotróficas). Además son capaces de utilizar el oxígeno de los nitritos y de los nitratos (desnitrificación), acomplejando la oxidación del sustrato y sintetizan la célula en la ausencia de oxígeno⁽³⁾.

La forma en que se lleva a cabo la estabilización de la materia orgánica en el proceso de lodos activados⁽²⁾, es la siguiente:

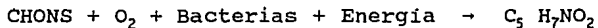
(Materia + (Materia + Oxígeno + Nutrientes + Microorganismos +
inerte) orgánica)

microorganismos + CO₂ + H₂O + materia inerte

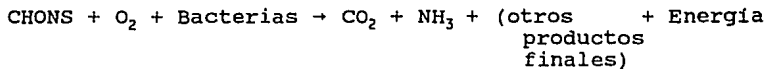
Los procesos metabólicos que se efectúan son de síntesis y respiración. Donde la síntesis es el uso de una parte de la materia orgánica (alimentación) en la producción de nuevas células (protoplasma). Y la respiración es la liberación de energía, a través de la conversión de la materia alimentada a compuestos que contienen baja energía, generalmente CO₂ y H₂O y otras formas de nitrógeno.

La síntesis del protoplasma es reversible en la célula. Usándose el protoplasma como sustrato (alimentación) y así se puede obtener energía para el mantenimiento de las células. Este proceso se caracteriza como respiración endógena, generando productos gaseosos finales y materia residual (materia inerte). Estequiométricamente, los tres procesos pueden representarse como sigue^(5,6):

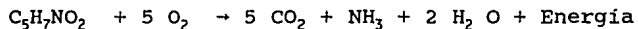
Síntesis (proceso asimilatorio)



Oxidación (proceso desasimilatorio)



Respiración endógena (autooxidación)



Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ hacen mención a estas ecuaciones, en lo relacionado a las fórmulas CHONS y C₅H₇NO₂. La primera fórmula representa la materia orgánica del agua residual y la segunda representa a la célula. Fórmulas generalizadas y obtenidas de estudios experimentales, sugeridas por primera vez por Hoover y Porges en 1952.

2.2 Cinética del Proceso de lodos activados

El estudio de la cinética del tratamiento biológico aerobio conduce a determinar la velocidad a la cual los microorganismos biodegradan un residuo específico y, por lo tanto, suministran la información básica necesaria para establecer el tamaño del reactor biológico aerobio, en particular del proceso de lodos activados.

2.2.1 Fundamentos de Cinética

Ramalho⁽⁷⁾ menciona que el primer modelo matemático que describe la cinética de crecimiento de las bacterias fue propuesto por Monod:

$$V = \frac{V_{\max} S_e}{K_s + S_e} \quad (1)$$

Donde:

- V = tasa específicas de crecimiento de células, T⁻¹
- V_{max} = tasa específica de crecimiento máximo, T⁻¹
- S_e = concentración del sustrato en el efluente, M.L⁻³
- K_s = concentración media del sustrato (concentración del sustrato cuando la tasa específica de crecimiento de la célula es la mitad de la tasa máxima específicas de crecimiento), M.T⁻³

El modelo indicado en la Ec. 1, contiene las siguientes limitaciones:

- fue desarrollado para cultivos puros, y
- trabaja con relaciones altas de alimento a microorganismos (F/M).

Con base a lo anterior, la Ec. 1, no puede aplicarse directamente a procesos de lodos activados, por que en este: las relaciones F/M son bajas y el proceso contiene una amplia variedad de microorganismos.

Después de varias modificaciones propuestas a la Ec. 1, para la relación de remoción de sustrato, Eckenfelder sugiere el siguiente modelo^(8,9):

$$k S_e - Y = \frac{S_0 - S_e}{X_a t} \quad (2)$$

Donde:

K = constante de la tasa de utilización de sustrato, $M.L^{-3} T^{-1}$
 S_e = concentración del sustrato en el efluente, $M.L^{-3}$
 S_0 = concentración del sustrato en el influente, $M.L^{-3}$
 X_a = concentración de los sólidos suspendidos volátiles (masa activa) en el tanque de aireación, $M.L^{-3}$
 t = tiempo de retención hidráulico, T
 y = concentración del sustrato no biodegradable, $M.L^{-3}$

Goodman y Englande⁽¹⁰⁾ hacen referencia a la comparación del modelo unificado realizado por Mc.Kinney y Eckenfelder en donde estos autores tienden a encontrar, mediante relaciones, un modelo unificado empleado para proceso de aireación solo y con recirculación de lodos:

$$\bar{S}_e = \frac{S_0}{K_m + 1} \quad (3)$$

Donde:

K_m = tasa de remoción del sustrato (concentración del sustrato removido/concentración del sustrato remanente en un cierto tiempo), T^{-1} .

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ concluyen que la tasa de remoción de la combinación del sustrato (soluble y no soluble), para aguas domésticas, es aproximadamente de orden cero con respecto al sustrato y de primer orden con respecto a la concentración de microorganismos. Es por esta razón que la Ec. 3, nos proporciona la información cuantitativa para el control de este proceso.

Con base a lo antes expuesto, se plantea un balance de masa de un reactor aerobio continuo Fig. 2, y de mezcla completa. Para poder conocer así las constantes cinéticas^(7,10 y 11) que incluyen una evaluación de remoción de sustrato, requerimiento de oxígeno y producción de lodos.

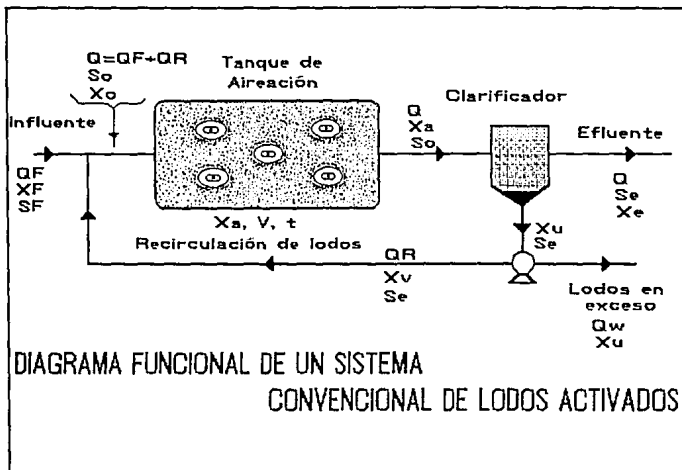


Fig. 2, Reactor continuo, del proceso de lodos activados

Donde:

- $QF=Q_F$ = gasto del agua cruda, $L^3.T^{-1}$
- $XF=X_F$ = concentración de sólidos suspendidos volátiles del agua cruda (SSV), $M.L^{-3}$
- $SF=S_F$ = concentración del sustrato del agua cruda, $M.L^{-3}$
- Q = gasto del agua a tratar, $L^3.T^{-1}$
- $QR=Q_R$ = gasto de recirculación de los lodos ($Q_R=QR$), $L^3.T^{-1}$
- $Xv=X_r$ = concentración de sólidos suspendidos volátiles de recirculación, $M.L^{-3}$
- S_0 = concentración del sustrato soluble que entra al tanque de aireación, $M.L^{-3}$
- X_0 = concentración de sólidos suspendidos volátiles que entran al tanque de aireación (SSV), $M.L^{-3}$
- X_a = concentración de sólidos suspendidos volátiles de licor mezclado (SSVLM) dentro del tanque de aireación, $M.L^{-3}$
- V = volumen del tanque de aireación, L^3
- t = tiempo de retención hidráulica del tanque de aireación, T
- S_e = concentración del sustrato soluble del efluente a la salida del clarificador, $M.L^{-3}$
- X_e = concentración de sólidos suspendidos volátiles del efluente a la salida del clarificador, $M.L^{-3}$
- Q_w = gasto de purga de lodos, $L^3.T^{-1}$
- X_u = concentración de sólidos suspendidos volátiles de purga, $M.L^{-3}$

2.2.2 *Determinación de la constante de biodegradabilidad y sustrato no biodegradable*

Asumiendo que la remoción de un sustrato es una reacción cinética de primer orden (característicos de DBO < 500 mg/L) ⁽⁷⁷⁾ se tiene:

$$\frac{dS}{dt} = -KS \quad (4)$$

Donde:

dS/dt = tasa de variación del sustrato, $M_3 \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
 K = constante de biodegradabilidad, T^{-1}
 S = concentración de sustrato, $M \cdot L^{-3}$

Siendo la constante de biodegradabilidad, K , proporcional a la cantidad de microorganismos presentes en el reactor en un momento dado, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$K = k \bar{X}_a \quad (5)$$

Donde:

k = constante de proporcionalidad, $L^3 \cdot M^{-1} \cdot T^{-1}$

Mediante un balance de masa del reactor en la Fig. 2 y la siguiente expresión general para un balance, se obtiene la Ec. 6:

Acumulación + flujo neto = Producción - Remoción

Donde:

Acumulación = dM/dt (cambio de concentración en un tiempo determinado en el reactor), $M \cdot T^{-1}$

Flujo neto = $F_e - F_s$ (la diferencia del flujo de masa a la entrada y salida del reactor, que corresponde al flujo total que esta pasando en el reactor), $M \cdot T^{-1}$

Las condiciones del balance son:

- sistema completamente mezclado,
- sustancia no conservativa, y
- flujo continuo.

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 - QS_e + KVS_n - KVS_e \quad (6)$$

Donde:

$V(dS/dt)$ = cambio de concentración del sustrato en un tiempo dado en el reactor, M.T

QS_0 = flujo de alimentación del sustrato a la entrada del reactor, M.T

QSe = flujo de salida del sustrato al final del reactor, M.T

S_n = concentración del sustrato no biodegradable, M.L

produce = cantidad del sustrato que se convierte a nuevas células (biomasa). (KVS_n) , M.T

reacciona = cantidad del sustrato que no se biodegrada y sale del reactor, $(KVSe)$, M.T

Si se Considera estado estacionario, entonces $dS/dt = 0$ dada en la Ec. 6, se sustituye por Ec.5 y se divide entre Q , finalmente se obtiene la siguiente expresión:

$$q = \frac{S_0 - S_e}{X_a t} = k(S_e - S_n) \quad (7)$$

Donde:

q = velocidad específica del consumo del sustrato, T^{-1}

Ramalho⁽⁷⁾ señala que si se utiliza la DBO, para medir la concentración del sustrato no biodegradable del agua a tratar (S_n), en un tiempo infinito, entonces $S_n = 0$, y, por otra parte, si se utiliza la DQO, es posible tener $S_n \geq 0$.

Con base a lo antes planteado la Ec. 7, se convierte en la ecuación de una línea recta de la forma indicada a continuación:

$$Y = mX + b$$

$$Y = (S_0 - S_e)/X_a t ; m = k ; X = S_e \quad y \quad b = -kS_n$$

Se procede al trazo de la gráfica dada en la Fig. 3, y se aplica el procedimiento de mínimos cuadrados, determinando finalmente la constante de biodegradabilidad, K y concentración del sustrato no biodegradable, S_n .

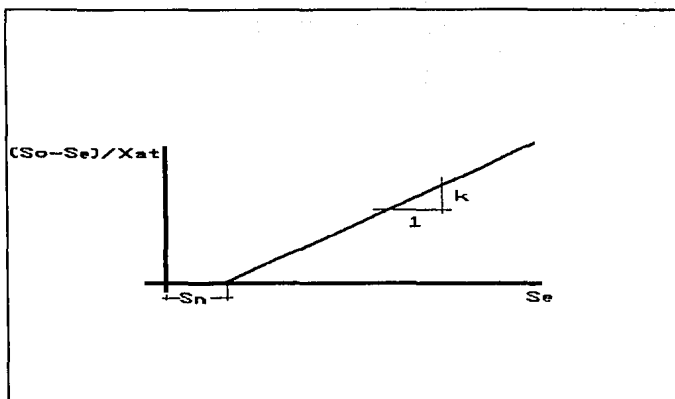


Fig. 3, Determinación de las Constantes de proporcionalidad, k , de biodegradabilidad, K , y sustrato no biodegradable, S_n .

La concentración del sustrato removido (S_r) será la diferencia entre el sustrato que entra y el sustrato que sale, es decir:

$$S_r = S_0 - S_e \quad (8)$$

Donde:

S_r = Concentración del sustrato removido, $M.L^{-3}$

La eficiencia del proceso se puede representar por medio de la siguiente ecuación:

$$E = 100 \frac{S_r}{S_0} \quad (9)$$

Donde:

E = Eficiencia de remoción del sustrato, %

2.2.3 *Determinación de los parámetros "a" y "b", mediante la variación de la biomasa del reactor*

Se realiza un balance de masa de la concentración de SSVLM, mediante la Fig.2, y se sigue el procedimiento de balance de la Ec. 6., bajo las mismas condiciones. Se obtiene la Ec. 10.

$$V \left(\frac{dX}{dt} \right) = QX_0 - QX_a + aSrQ - bX_aV \quad (10)$$

Donde:

- V(dX/dt)= variación de la concentración, de los sólidos suspendidos volátiles en el reactor, M.T⁻¹
- QX₀ = flujo de la biomasa a la entrada del reactor, M.T⁻¹
- QX_a = flujo de la biomasa a la salida del reactor, M.T⁻¹
- a = constante de crecimiento y reproducción de los microorganismos, adimensional
- b = constante de destrucción y muerte de los microorganismos, T⁻¹
- aSrQ= cantidad de biomasa producida, por los microorganismos en, un volumen dado en el reactor, M.T⁻¹
- bX_aV= cantidad de biomasa autodestruida, por la respiración endógena de los microorganismos M.T

En condiciones completamente mezclado la concentración de los SSVLM dentro y fuera del reactor son los mismos (X=X_a), por lo tanto la acumulación es cero (dX/dt=0). La Ec. 10, se divide por, V y se escribe de las siguiente forma:

$$X_a = \frac{X_0 + a S_r}{1 + b t} \quad (11)$$

La Ec.10, se divide por, a, y X_a, y se obtiene la Ec. 12.

$$\frac{S_r}{X_a} = \frac{b}{a} t + \frac{1}{a} \frac{1 - X_0}{X_a} \quad (12)$$

Generalmente, en aguas residuales domésticas y en algunas aguas industriales, la cantidad de sólidos suspendidos volátiles es muy pequeña y puede ser despreciable; por lo tanto, X₀ = 0, lo cual modifica a las Ecs. 11 y 12:

$$X_a = \frac{a Sr}{1 + bt} \quad (13)$$

$$\frac{Sr}{X_a} = \frac{b}{a} t + \frac{1}{a} \quad (14)$$

De la misma manera que para el caso de la Ec. 7, se puede representar la Ec. 14, con la ecuación de una línea recta. Mediante la gráfica de la Fig.4, por mínimos cuadrados, se puede determinar la constante de crecimiento y reproducción de microorganismos, a , y su constante de destrucción y mortandad, b .

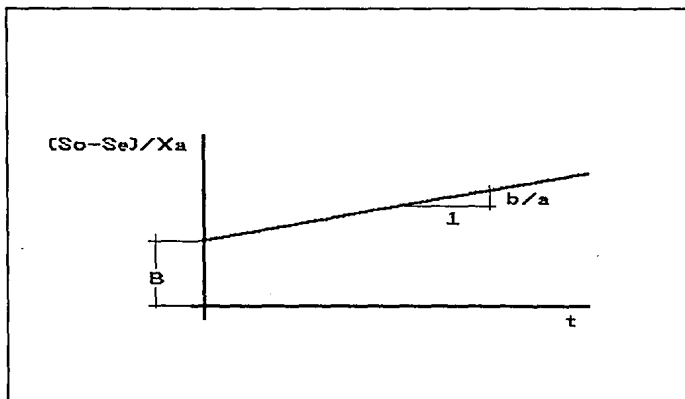


Fig.4, Determinación de los parámetros, a , y , b , mediante la variación de la biomasa del reactor.

2.2.4 Determinación de los parámetros de utilización de oxígeno

La cantidad de oxígeno contenido en el tanque de aireación se consume, logrando los dos siguientes objetivos, que propicia la reproducción y crecimiento de los microorganismos aerobios, responsables de la biodegradación de la materia orgánica:

- oxidar el sustrato para satisfacer los requerimientos de energía de las células, y
- satisfacer el proceso de respiración endógena de la biomasa.

Lo siguiente se expresa a partir de un balance de masa, con el empleo de la Fig.2, y considerando sólo el balance en el tanque de aireación, se obtiene la Ec. 15:

$$\frac{dO}{dt} = VR_r - a'(S_0 - S_e)Q + b'X_a V \quad (15)$$

Donde:

dO/dt = variación del oxígeno disuelto en el tanque de aireación en un tiempo dado, $M.L.^3.T^{-1}$

R_r = tasa de utilización de oxígeno, (el oxígeno que utilizan los microorganismos para la biodegradación de la materia orgánica), $M.L.^3.T^{-1}$

a' = constante de utilización de oxígeno por síntesis, adimensional

b' = constante de oxígeno utilizado en respiración endógena, T^{-1}

$a'SrQ$ = cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para biodegradar la materia orgánica, $M.T^{-1}$

$b'X_aV$ = cantidad de oxígeno requerido en la respiración endógena, $M.T^{-1}$

Dividiendo la Ec. 15, entre, X_a , V , y substituyendo el tiempo de retención hidráulico, t , por, V/Q , se tiene:

$$\frac{R_r}{X_a} = a' \frac{S_0 - S_e}{X_a t} + b' \quad (16)$$

Donde:

R_r/X_a = tasa de utilización de oxígeno específico, $M.T^{-1}$

la Ec. 16 puede representarse con la ecuación de una línea recta, como en casos anteriores. Una representación gráfica de la Ec. 16, se presenta en la Fig. 5.

La tasa de utilización de oxígeno es un parámetro operacional importante en una planta de tratamiento de lodos activados, ya que se puede utilizar para detectar la toxicidad de los componentes del agua residual y determinar el requerimiento de transferencia de oxígeno al sistema de aireación. La literatura, ^(12,13) indica dos técnicas para su evaluación que consiste en: un método manométrico y un medidor de oxígeno con su sensor correspondiente, siendo el segundo método el más práctico para el empleo en campo.

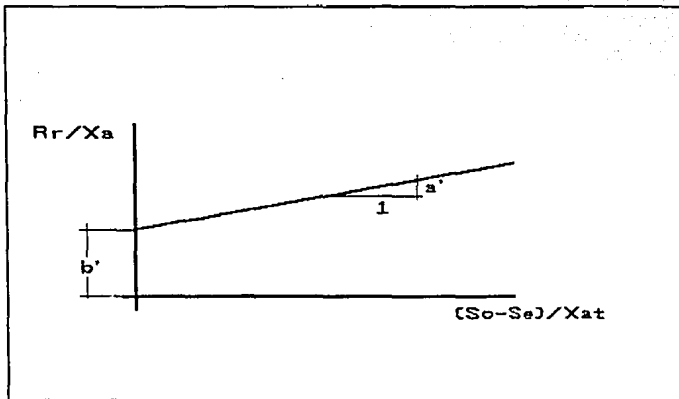


Fig. 5, Determinación de los parámetros utilización de oxígeno, a' , y , b' .

2.2.5 Producción de lodos

La producción de lodos en el proceso de lodos activados, se puede estimar usando una aproximación similar a lo planteado por la Ec. 6, en las mismas condiciones; la expresión es:

$$\Delta X = QX_0 + a''SrQ - [b''X_0V + QX_e] \quad (17)$$

Donde:

ΔX_v = acumulación de lodos por día, $M.T^{-1}$

a'' = fracción del sustrato convertida a nuevas células, adimensional

b'' = fracción por día de los sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado en el tanque de aireación, T^{-1}

QX_0 = flujo de lodos en el influente, $M.T^{-1}$

QX_e = flujo de lodos en el efluente, $M.T^{-1}$

$a''SrQ$ = lodos producidos por síntesis, $M.T^{-1}$

$b''X_0V$ = lodos destruidos por la respiración endógena, $M.T^{-1}$

Considerando sólo los sólidos en el sistema de aireación y dividiendo por, V la Ec. 17, será:

$$\Delta X_v = a'' S_r t^{-1} - b'' X_s \quad (18)$$

dividiendo por X_s , la Ec. 18, se obtiene la siguiente:

$$\frac{\Delta X_v}{X_s} = \frac{a''(S_0 - S_e)}{t} - b'' \quad (19)$$

la Ec. 19, se convierte en la ecuación de una línea recta y al igual que las otras constantes, es posible determinarla por mínimos cuadrados.

2.3 Proceso Completamente Mezclado

Este tipo de proceso corresponde a una modificación del proceso de lodos activados convencionales, siendo la diferencia la modificación del patrón de flujo, con el objeto de que el fluido sea distribuido rápidamente a través del tanque.

El tipo de régimen de mezcla es muy importante, ya que puede afectar lo siguiente:

- la transferencia de oxígeno en el tanque de aireación,
- dispersión de cargas fuertes de biomasa,
- las condiciones ambientales locales (temperatura), y
- la cinética que gobierna al proceso.

Montgomery⁽¹⁴⁾ menciona que mediante un balance de masa, en un proceso continuo de mezcla completa simple y otro con recirculación de lodos (r), el tiempo de retención en ambos es el mismo.

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ señalan que el suministro y la demanda de oxígeno es uniforme a lo largo del tanque, donde una de las ventajas del proceso es que es muy resistente a los trastornos que pueden originar los picos de carga orgánica.

Benefield y Randall⁽²²⁾ argumentan que, para obtener la característica de una mezcla completa, se deberá seleccionar la geometría del tanque, arreglo de alimentación y equipo de aireación, donde el posible orden puede ser: empleo de difusores a lo largo del tanque ó aireadores mecánicos adicionales, de tal forma que el proceso logre su objetivo.

Ramalho⁽⁷⁾ menciona el análisis de un proceso completamente mezclado con recirculación, bajo un régimen estacionario, mediante un balance de materia con base a la Fig. 2, y plantea los dos parámetros más importantes para el diseño, en función de su alimentación inicial, S_0 y X_0 :

$$\frac{S_F - S_e}{(1+r)} = S_0 - S_e \quad (20)$$

$$X_0 = \frac{X_F + rX_r}{(1+r)} \quad (21)$$

En lo referente a los parámetros operacionales, los más señalados por la literatura^(3,7,22) son: tiempo de residencia celular (θ_c), tiempo de retención hidráulico (t), y relación alimento microorganismo (F/M).

a) Tiempo de residencia celular⁽⁵⁾ (edad de lodos).

Se conoce como la masa de microorganismos en el reactor entre la masa de microorganismo removido del proceso cada día (tiempo de residencia promedio de los microorganismos en el tanque) y mediante la Fig. 2, se plantea la ecuación:

$$\theta_c = \frac{VX_0}{(Q_w X_r + Q X_e)} \quad (22)$$

Como una simplificación de operación, X_e tiende a cero siendo la Ec. 22, la siguiente.

$$\theta_c = \frac{VX_0}{Q_w X_r} \quad (23)$$

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ sugieren un valor de 5 a 15 días para, θ_c , necesarios para un tratamiento eficiente, donde el 10 % de la masa celular total es purgada del proceso por día.

b) tiempo de retención hidráulico.

Parámetro que determina el tiempo que pasa el agua residual en el tanque de aireación y se define con la siguiente ecuación.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (24)$$

c) Relación alimento a microorganismos.

Este se refiere al sustrato que es aprovechado, por una unidad de masa de microorganismos y se expresa por la siguiente ecuación.

$$F/M = \frac{S_o}{tX} \quad (25)$$

Parámetro relacionado con la velocidad específica del consumo de sustrato (q), expresado en la Ec.24.

Donde:

$$q = \frac{(F/M)E}{100} \quad (26)$$

$$E = \frac{S_o - S_e}{S_o} 100 \quad (27)$$

Combinando, las Ecs. 25, 26 y 27 se obtiene la Ec. 28:

$$q = \frac{S_o - S_e}{tX_s} \quad (28)$$

Esta ecuación se relaciona con la Ec. 7, en lo referente a la determinación de constantes de biodegradabilidad y sustrato no biodegradable.

La WPCF⁽¹⁵⁾ indica que las características operacionales son medidas en términos de sólidos, R_r , SSVLM y DBO_5 , siendo estos parámetros los mismos en cualquier punto del tanque; con un tiempo de retención hidráulico de 2 a 4 hs y una distribución uniforme, se puede considerar un proceso completamente mezclado, independientemente del proceso de aireación usado. Generalmente los tanques de mezcla completa son operados con SSVLM cerca de 3,000 a 6,000 mg/L, donde Q_r requeridos es de 25-100%, para mantener la concentración de los SSVLM en su mismo nivel.

2.4 Sedimentación de lodos

La sedimentación es un proceso ampliamente utilizado en la clarificación del agua, que involucra la remoción de sólidos suspendidos mediante la acción de la gravedad. Este proceso se caracteriza por los agregados de partículas flocculentas que forman una sola masa, que sedimenta (sedimentación por zonas), mostrando diferentes interfases sólido-líquido en el transcurso de la clarificación⁽¹⁵⁾.

Uno de los objetivos del proceso es producir un efluente líquido suficientemente clarificado, proveniente del tanque de aireación, para poder cumplir con la norma de calidad establecida y concentrar los sólidos microbianos, minimizando así la cantidad de lodos a manejar⁽¹⁷⁾.

2.4.1 Unidades de sedimentación

Las unidades de sedimentación en el tratamiento de lodos activados pueden ser circulares o rectangulares y se dividen en: zona de entrada (influyente), zona de clarificación, zona de salida (tasa de derrame) y zona de lodos (espesamiento).

La separación de los flóculos de lodos activados se efectúa en la zona de clarificación, la acumulación y espesamiento de lodos en la zona de lodos. Se muestran en la Fig. 6, dos tipos de patrones de flujo mediante un corte transversal de sedimentadores secundarios (típico y el ideal), que incluye también las distintas zonas.

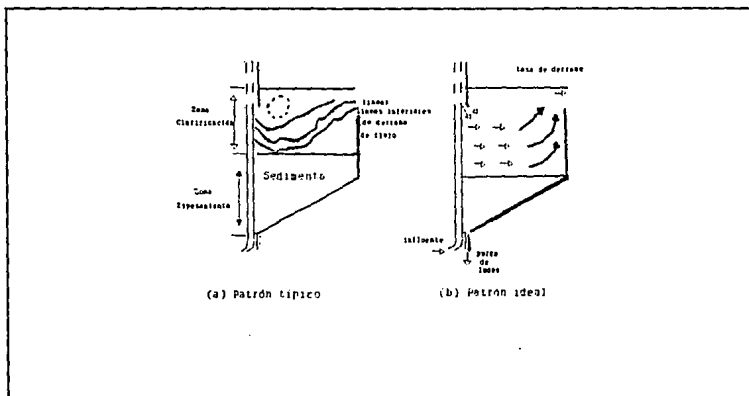


Fig. 6, Patrones de flujo de un Sedimentador secundario⁽⁶⁾.

2.4.2 Parámetros de diseño en la sedimentación

Horan⁽⁶⁾ señala que los clarificadores (sedimentadores secundarios) proporcionan dos funciones: una buena clarificación, resultando en concentraciones bajas de sólidos en el efluente líquido y espesamiento del lodo en el fondo. Ambos aspectos son considerados en el cálculo de diseño.

Los sedimentadores secundarios normalmente se diseñan con base en la tasa de derrame superficial y tiempo de retención.^(2, 20 y 23) A continuación se plantea cada una de las ecuaciones.

El área superficial requerida para la sedimentación es:

$$A = \frac{Q}{V_s} \quad (29)$$

Donde:

Q = gasto del efluente, L³.T⁻¹

V_s = velocidad de sedimentación de partículas por removerse, L.T⁻¹

A = área superficial, L²

Con la Ec. 29, es posible calcular la tasa de derrame y el tiempo de retención teórico.

Tasa de derrame

$$V_s = \frac{Q}{A} \quad (30)$$

Tiempo de retención teórico

$$t = \frac{hA}{Q} \quad (31)$$

Donde:

A = área de la sección del clarificador, L²

h = profundidad, L

Degremont⁽¹⁸⁾ comenta que la sedimentación depende de la velocidad de las partículas en suspensión y de la forma en que se recirculan los lodos, recomendando que la velocidad horizontal se limita a un valor máximo de 1 m/s. Además, sugiere que los mejores sedimentadores tienen un fondo inclinado de 45° y debido a que en

el mercado este tipo de sedimentadores no es muy accesible por su costo elevado, se provee un sistema de rastras por láminas o cadenas que empujan los lodos, hasta depositarlos en tolvas.

Cashion y Keinath⁽¹⁹⁾ mencionan que en plantas grandes la tasa de derrame superficial generalmente es de 1,000 gal/pie².día(41 m³/m².día); en plantas pequeñas la tasa de derrame superficial es generalmente menor de 800 gal/pie².día(32 m³/m².día); en aireación extendida el sistema generalmente tiene 600 gal/pie².día(24 m³/m².día) o menos. A medida que la tasa superficial decrece el tiempo de retención se incrementa; dos horas de tiempo de retención generalmente es satisfactorio para lodos activados. Otra variable, más significativa que el tiempo de retención, es la profundidad; normalmente este tipo de proceso necesita suficiente profundidad para permitir una buena separación de lodos.

Para obtener una buena eficiencia en el clarificador, Stukenberg, et al.⁽²⁰⁾ hace referencia a 10 parámetros para este proceso, seleccionando tres que son los primordiales: tiempo de retención de sólidos, tiempo de retención hidráulica y tasa de derrame.

Este sistema se diseñó sobre las bases de tasa de derrame máximo, tiempo de retención mínimo y carga de lodos máximos, como se muestra en la Tabla 3. Esto no garantiza la operación de la unidad.

Tabla 3, Cargas recomendadas para clarificadores secundarios de lodos activados.

Cargas	Promedio	Máximo
Carga hidráulica, gal/pie ² .día m ³ /m ² .día	400-800 40-48	1000-1200 98-146
Carga de sólidos, lb/pie ² .día Kg/m ² .día	20-30 98-146	<50 <244

En la Tabla 4, se presenta la carga de sólidos recomendada para llevar un nivel de sólidos suspendidos residuales de 300 mg/L en el retorno de lodos, en función de diferentes valores de la concentración de sólidos suspendidos en el retorno de lodos (X_R).

Tabla 4, Carga de sólidos recomendados para llevar los, SS, residuales a un nivel de 300 mg/L.

X_R , mg/L	Cargas de sólidos,	
	lb/pie'.hr	Kg/m'.hr
100	0.7	3.5
200	0.2-0.3	1.1 - 1.3
300	0.1-0.2	0.8 - 1.1

La EPA⁽²⁴⁾ reporta tasas de derrame máximo teórico, que pueden reducirse por 15 % a 30 % de diseño actual, e indica que los valores de los SSVLM determinan el tamaño del clarificador, porque la velocidad de sedimentación de los sólidos por zonas (VSZ) disminuye cuando la concentración se incrementa. Lo anterior está señalado en la siguiente Tabla 5.

Tabla 5, Relaciones de tasa de derrame con, SSVLM, y, VSZ.

TASA DE DERRAME TEORICO MAXIMO, gal/pie ² .día		SSVLM, mg/L	VSZ, pie/h	m/h
	m ³ /m ² .día			
1,800	74	2,500	10	3
1,260	384	3,500	7.0	2
760	31	5,00	4.2	1.3

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ mencionan que el licor mezclado, al entrar al clarificador forma corrientes de densidad, que interfieren en el proceso. Es por eso que se consideran los siguientes parámetros:

- a) tipo de tanque,
- b) características de sedimentabilidad de lodos activados en relación a las necesidades de espesamiento, para el funcionamiento adecuado de la planta,
- c) tasa de carga de sólidos y tasa de carga superficial,
- d) profundidad,
- e) distribución de flujo,
- f) diseño de entrada,
- g) situación y tasa de carga sobre el vertedero, y
- h) remoción de natas

A continuación se describen cada uno de los parámetros:

- a) Con base en la selección de tanque el diseño estará en función de su forma circular o rectangular.

- b) El área requerida para el espesamiento del licor mezclado depende del flujo de sólidos que se pueden transportar al fondo del sedimentador, ya que varía con las características del lodo. Es por esto que se plantean ensayos de columnas de sedimentación, obteniéndose la relación entre concentración de lodos y tasas de sedimentación.⁽¹²⁾
- c) A menudo se lleva a cabo el diseño sin lo indicado en el inciso (b)⁽³⁾ y se recurre a tablas, como lo planteado por la literatura⁽³⁾, mostrado en las Tablas 3 y 4.
- d) Se reportan en tablas las características de diseño^(5,23) relacionadas con la profundidad en tanques circulares a la parte lateral del tanque, correspondiente a la pared mojada y en rectangulares en la parte final de la pared del efluente.
- e) Se dan alternativas, como es la colocación de mamparas a la entrada del clarificador, característico de alimentación central.^(9,19)
- f) Debido a contracorrientes existentes, se pueden transportar sólidos sobre el vertedor del efluente. Es por eso que se dan criterios de diseño.⁽⁵⁾
- g) Metcalf y Eddy,⁽⁵⁾ presentan criterios para el buen funcionamiento del vertedor.
- h) Esta situación dependerá de los siguientes factores;
 - características del agua residual del influente,
 - tipo de tratamiento preliminar, y
 - tipo de proceso de tratamiento empleado.

2.4.3 Problemas Operacionales en la Sedimentación

Stukenberg, et al.⁽²⁰⁾ menciona que uno de los principales factores que afectan la eficiencia del tratamiento de lodos activados es la operación del clarificador. El mal funcionamiento de éste afecta el contenido de los sólidos suspendidos (tasa de carga de sólidos y variables hidráulicas). Y los parámetros de diseño comunes que involucran son: tasa de derrame superficial, tasa de carga del vertedor y profundidad.

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ indican que los problemas operacionales más frecuentes son los lodos ascendentes (causada por la desnitrificación, en el cual los nitritos y nitratos en el aguas residual se convierten a nitrógeno gas) y los lodos abultados (organismos filamentosos). La forma de solucionar el primero se sugiere mediante lo siguiente:

- incrementar el Q_c , del clarificador mediante la disminución del tiempo de retención de los lodos en el clarificador,
- disminuir el gasto del efluente del tanque de aireación al tanque de sedimentación. Esta solución se aplica solo, si la profundidad del lodo en el sedimentador, puede ser reducida a partir de un incremento Q_c ,
- incrementar la velocidad del mecanismo de colección de lodos al tanque de sedimentación, y
- Disminuir el tiempo de residencia celular media (edad de lodos), mediante el incremento del Q_w .

La causa de los lodos abultados puede ser:

- poco oxígeno disuelto en el tanque de aireación,
- insuficiente nutriente,
- sobrecarga de materia orgánica de los tanques de aireación,
- baja relación F/M, y
- insuficiente gradiente de $DBO_{soluble}$.

Existen otras variables como son:

- características del agua residual (fluctuaciones en el flujo, pH, T, contenido de nutriente y la naturaleza de los componentes del agua), y
- sobrecarga interna de la planta.

En caso de que el problema sea las características del agua es necesario mantener:

- al menos 2 mg/L de oxígeno disuelto, (OD) en el tanque de aireación, si no se obtiene se instalarán los sopladores adicionales,
- relación alimento-microorganismo, (F/M) estén dentro de los datos de diseño de 0.2 a 0.6 Kg DBO_5 /Kg SSVLM. día, (tal como se reporta en la literatura⁽⁵⁾), y
- cuando la operación de la planta se basa en el control del θ_c , no es necesario checar la relación F/M. Siendo importante corroborar su ámbito de norma (5 a 15 días) o de diseño del θ_c , si no se encuentra en este ámbito, se recomienda ajustar el Q_w .

La cloración ha sido muy practicada como medio para controlar los lodos abultados, no siendo recomendado para flóculos ligeros; en la literatura⁽⁶⁾ se recomiendan los puntos donde se puede efectuar la adición de cloro. Otra alternativa que se aplica,⁽⁵⁾ es mediante el empleo del peróxido de hidrógeno.

Niku y Schroeder⁽²¹⁾ identifica los ocho factores que contribuyen a la variabilidad en la calidad del efluente de una planta de tratamiento de aguas municipales, mediante un proceso de lodos activados y estos son los siguientes:

- variables del influente (Q, DBO y SST),
- condiciones ambientales ($T_{\text{agua residual}}$ y características climatológicas)
- parámetros operacionales y biológicos (\bar{H}_c , SSVLM, F/M, Q_r , X_r y Q_w),
- características de sedimentabilidad y diseño del clarificador (IVL y SS),
- tamaño de la planta,
- tipo de proceso,
- factores humanos, y
- procesos inherente de variabilidad (características del agua residual, condiciones geográficas y climatológicas, y la biota en el sistema de tratamiento).

De estos factores los que causan más variación se asocian con las características de sedimentabilidad y de diseño del clarificador, siendo éstas las siguientes:

- las características de sedimentabilidad de los lodos nos pueden dar respuesta de concentraciones altas de sólidos sedimentables (SS).
- las características del efluente del clarificador y el IVL, son función de las características y concentración de los SSVLM.

En este estudio el IVL y SS se usan como parámetros indicadores de sedimentabilidad de los lodos. Por ejemplo, cuando el valor esperado del IVL es alto, con base a su norma éste se toma como un parámetro indicador de que el lodo no sedimenta. Se señala además, que el abultamiento de lodos se asocia con un número excesivo de bacterias filamentosas en los flóculos, los cuales adquieren baja densidad y compactividad y por lo tanto no sedimenta.

La EPA⁽²⁴⁾ en la Tabla 6, reporta Q_r , requeridos para mantener el nivel de los SSVLM a 2,000 mg/L para varios valores de IVL y X_r .

Tabla 6, Relaciones del IVL, X_r y Q_r .

IVL, mL/g	(X_r) , mg/L	Q_r , % DE GASTO DEL INFLUENTE
50	20,000	11.1
100	10,000	25
200	5,000	66.7
250	4,000	100
400	2,500	400
500	2,000	INFINITO

Ramallo⁽⁷⁾ menciona una relación de F/M con el IVL y velocidad de sedimentación por zonas (VSZ) donde en la mayoría de las aguas residuales este valor óptimo está dentro de los siguientes ámbitos $0.6 > F/M > 0.3$. Esta relación nos indica el tipo de sedimentación del lodo a presentarse. Por ejemplo: si $F/M < 0.3$, predomina la respiración endógena resultando flóculos dispersos, que presentan características pobres para sedimentar; en cambio cuando $F/M > 0.6$, indica crecimientos de microorganismos de tipo filamentosos, lodos abultados, que permanecen en suspensión. Lo óptimo es que estén dentro de su ámbito, para la obtención de un buen lodo floculante.

Horan⁽⁶⁾ hace referencia a un nuevo término, llamado "carga del flóculo". Este término se usa raramente, pero se aplica en plantas donde la sedimentación de lodos en el clarificador es pobre (carga de flóculo = 100 Kg/Kg SSVLM). Y se define, como la indicación de la concentración del sustrato instantáneo en el punto de mezcla del lodo y SSVLM:

$$\text{Carga del Flóculo, Kg DBO/Kg SSVLM} = \frac{\text{Masa DBO}_{\text{mezclado}}}{\text{Masa SSVLM}_{\text{mezclado}}}$$

Donde la diferencia con la relación de F/M es que no contiene unidades de tiempo.

2.5 Transferencia de Oxígeno

Al introducir oxígeno al tanque de aireación ocurre una transferencia de masa entre fases (en este caso particular es de una fase gaseosa, oxígeno, a una líquida, licor mezclado) en la cual una difusión molecular ocurre mediante la formación de una

interfase entre éstas. La interfase presenta resistencia a la transferencia de masa, generando en cada fase un gradiente de concentración hasta lograr un equilibrio. Donde en la fase gaseosa el gradiente es la presión parcial y en la fase líquida el gradiente es la concentración.

2.5.1 *Fundamento de transferencia de oxígeno*

Eckenfelder⁽²³⁾ señala que la transferencia de oxígeno se explica por la "teoría de la película de un líquido estacionario", que ocurre en tres fases:

Fase I

Las moléculas de oxígeno se transfieren a la superficie del líquido, resultando una saturación en condiciones de equilibrio a la interfase. Esta difusión es muy rápida, ya que tiene un espesor pequeño con propiedades únicas.

Fase II

La molécula puede pasar a través de la película por difusión molecular.

Fase III

El oxígeno se mezcla en la masa líquida por difusión y convección.

Lo anterior permite establecer que, en mezclado de baja energía (condiciones de flujo laminar), la velocidad de absorción del oxígeno se controla por la tasa de difusión molecular a través de la película del líquido perturbado (fase II); en mezclado intenso (condiciones de flujo turbulento), la película se perturba y se remueve. Esta puede considerarse como la frecuencia con que un fluido, con una concentración del gas en la masa del líquido (C) se reemplaza por el fluido de la interfase con una, concentración de saturación del gas del líquido de acuerdo a la Ley de Henry (C_s) definida con la siguiente ecuación.

$$C_s = H \cdot P \quad (32)$$

Donde:

H = constante de Henry, la cual es proporcional a la temperatura y es influenciada por la presencia de sólidos, y_2 .
P = presión parcial del oxígeno en la fase gas, F.L.

En la Fig. 7, se muestra dicho proceso en condiciones de que el espesor de la película ($\gamma_t = \gamma_f$) es pequeño.

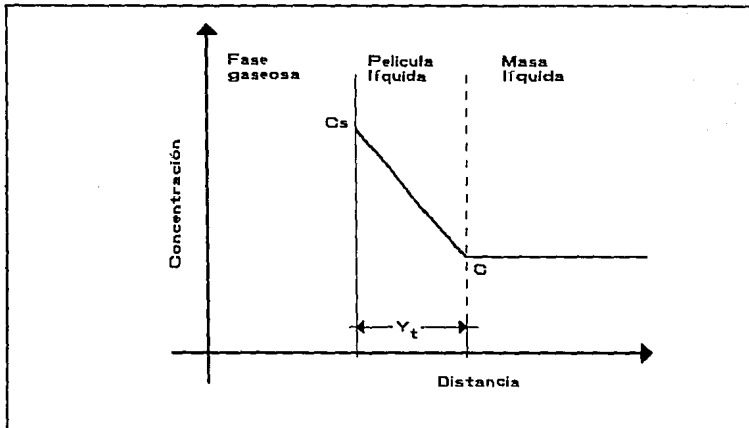


Fig. 7, Representación esquemática de la transferencia de un gas a través de una película estacionaria.⁽²⁵⁾

Benfield y Randall⁽²²⁾ ejemplifican la teoría de la **doble película** (teoría de la película de un líquido estacionario), en lo referente al comportamiento que presentan los diferentes gases, con relación a su grado de solubilidad; alta, baja e intermedia, en medio líquido, siendo estos los siguientes:

- para gases de gran solubilidad en la fase líquida (por ejemplo, absorción de SO_2), la mayor resistencia la presentan la película gaseosa,
- para gases de baja solubilidad en fase líquida (en este caso particular oxígeno para un agua residual), la resistencia limitante está en la película del líquido, y
- para gases de solubilidad intermedia ambas películas pueden ofrecer una resistencia significativa.

Para lograr una transferencia adecuada, ésta dependerá de las características del gas y del líquido, de la temperatura, del gradiente de concentración y de la sección transversal en donde se efectúa la difusión molecular (fluido laminar) de ambos. Este proceso está definido por la "Ley de Fick".^(22,9)

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -D_L A \frac{\partial C}{\partial Y} \quad (33)$$

Donde:

- $\partial M / \partial t$ = tasa de transferencia de masa, $M.T^{-1}$
 A = área de la sección transversal a través de la cual ocurre la difusión, L^2
 $\partial C / \partial Y$ = gradiente de concentración perpendicular al área transversal, $M.L^{-3}.L^{-1}$
 D_L = coeficiente de difusión a través de la película del líquido, $L^2.T^{-1}$

Aplicando la Ec. 33, al proceso de transferencia, planteado anteriormente se obtiene la siguiente ecuación.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -D_L A \frac{\partial C}{\partial Y_f} \quad (34)$$

Cuando la película del líquido es pequeña (existencia de moléculas densas), es posible estimar las diferentes cantidades con una aproximación lineal:

$$\frac{\partial C}{\partial Y_f} = \frac{C_s - C}{Y_f} \quad (35)$$

Se sustituye Ec. 34 por la Ec. 35 y esta cambia de una ecuación diferencial en tiempo y espacio, a una ecuación diferencial ordinaria:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -D_L A \frac{C_s - C}{Y_f} \quad (36)$$

Dividiendo ambos lados de la Ec. 36, por V y reorganizando constantes, finalmente la ecuación será:

$$\frac{dC}{dt} = -K_L \frac{A}{V} (C_s - C) \quad (37)$$

Donde:

$$1/V (\partial M / \partial t) = dC/dt, \text{ M.L}^{-3} \cdot \text{T}^{-1}$$

$K_L = D_L / Y_f =$ coeficiente de transferencia del gas, L.T^{-1}

La Ec. 37, representa el cambio en concentración y se puede expresar como difusión de moléculas de una región de concentración alta a una región de concentración baja.

También la concentración decrece con el tiempo, cuando la concentración se incrementa con el tiempo, durante el proceso de aireación, el signo es negativo y la Ec. 37, queda:

$$\frac{dC}{dt} = -K_L \frac{A}{V} (C_s - C) \quad (38)$$

En muchos casos, el área interfacial de contacto, A, es difícil determinar; para resolver este problema se coloca una segunda constante, a, que involucra la relación, A/V.

$$\frac{dC}{dt} = -K_L a (C_s - C) \quad (39)$$

Donde:

$K_L a =$ coeficiente de transferencia del gas global total. Esta se puede considerar como una conductancia global, el inverso es la resistencia global, T

Cuando la resistencia de transferencia del gas es muy grande, K_L , disminuye y viceversa. Integrando la Ec.39, y reorganizando, se obtiene la Ec. 40, correspondiente a una línea recta, $Y = mX + b$

$$\ln \frac{(C_s - C_0)}{(C_s - C)} = K_L a t \quad (40)$$

Donde:

$$Y = \ln ((C_s - C_0) / (C_s - C)); m = K_L a ; X = t.$$

2.5.2 Factores que afectan la transferencia de Oxígeno

De la Ec. 38, se observa que la tasa de cambio en la concentración de oxígeno disuelto, durante la aireación, es directamente proporcional al área interfacial de contacto y al déficit de oxígeno ($C_s - C_o$), y es inversamente proporcional al espesor de la película del líquido, Y_f . Algunos factores que afectan a este parámetro se mencionan a continuación.

a) Efecto de la salinidad

La concentración de saturación del oxígeno depende de la salinidad, temperatura y presión parcial del oxígeno en contacto con el agua. En la literatura se presenta un factor, β , para la corrección de la presencia de sales disueltas, definiéndose como:

$$\beta = \frac{C_{sr}}{C_s} \quad (41)$$

Donde:

β = relación de concentración de saturación en el agua residual y en el agua de la llave,

C_{sr} = concentración de saturación en el agua residual, $M.L^{-3}$

C_s = concentración de saturación en el agua de la llave, $M.L^{-3}$

b) Efecto de la Temperatura

El coeficiente de transferencia de oxígeno se modifica de acuerdo a la siguiente expresión, propuesta por Eckenfelder⁽⁹⁾:

$$K_L\beta(T) = (K_L\beta)_{20} \cdot (1.020)^{T-20} \quad (42)$$

Donde:

T = representa la temperatura del agua en, °C

c) Efecto del agua residual

El factor de corrección, α , que relaciona el coeficiente global de transferencia, $K_L a$, de las aguas residuales, con el del agua de la llave, está dado por la siguiente relación:

$$\alpha = \frac{K_{La} \text{ del agua residual}}{K_{La} \text{ del agua de la llave}} \quad (43)$$

Este factor es introducido para compensar los efectos de agentes tensoactivos.

d) Efecto del grado de turbulencia

Eckenfelder y Ford⁽¹¹⁾ indican que el grado de turbulencia en el tanque de aireación influye en el valor de, α , como sigue.

1. Sobre condiciones cerca de reposo (grado bajo de turbulencia) el movimiento del fluido tiene un efecto sobre, α , porque la resistencia de la masa de aire a difundirse sobre la masa del líquido es grande, resistiendo la película.
2. Incremento de la agitación del fluido a un moderado grado, decrece la resistencia de la masa de aire a difundirse en la masa del líquido, también la resistencia a la película, controla la tasa de difusión. A este punto, α , disminuye a un valor mínimo.
3. Además, a un incremento en la agitación del fluido se produce un grado alto de turbulencia y se rompe la película; sobre estas condiciones, α , se aproxima a la unidad.

2.5.3 Tasa de transferencia de oxígeno

El coeficiente global de transferencia se emplea como una constante de evaluación para los equipos de aireación, siendo importante el planteamiento de ecuaciones de corrección para la determinación de éste, como son: efecto de salinidad, β ; efecto de temperatura, T ; efecto del agua residual, α , y efecto de turbulencia. ^(5,7 y 22) Se toma como referencia Ec. 39:

$$\frac{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{actual}}}{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{referencia}}} = \frac{(K_{La})_{T,T}}{(K_{La})_{20^{\circ}C}} \frac{CS-C}{9.2} \quad (44)$$

Donde:

9.2 = valor correspondiente, a la concentración del oxígeno disuelto en condiciones estándar, T , y, P .

La incorporación de los factores que afectan la tasa de transferencia de oxígeno involucra la sustitución de la Ec.44, con las Ecs. 41, 42 y 43, se obtienen las siguientes expresiones.

$$\frac{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{actual}}}{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{estandar}}} = \frac{(K_L a)_{T=20^\circ\text{C}} \cdot 1.024^{(T-20)} \frac{C_{sR}-C}{9.2}}{(K_L a)_{20^\circ\text{C}}} \quad (45)$$

$$\frac{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{actual}}}{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{estandar}}} = \alpha_{20^\circ\text{C}} \cdot 1.024^{(T-20)} \frac{C_{sR}-C}{9.2} \quad (46)$$

$$\frac{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{actual}}}{\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{estandar}}} = \alpha_{20^\circ\text{C}} \cdot 1.024^{(T-20)} \beta \frac{(C_{sR}-C)}{9.2} \quad (47)$$

Donde:

C_{sR} = concentración de saturación del agua residual, aplicable para aireadores mecánicos o para difusores, M.L

2.5.4 Determinaciones de, $K_L a$, y valores de, α .

Para la determinación de las constantes, $K_L a$, y α , se calcula en estado estacionario y no estacionario y con las características de equipos de aireación en condiciones de proceso. Se plantea la Ec.39, como una ecuación global y se considera R_r , obteniendo la expresión:

$$\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{global}} = K_L a (C_s - C) - R_r \quad (48)$$

En estado estacionario $(dC/dt)_{\text{global}} = 0$. Las condiciones de la tasa de transferencia de oxígeno en el sistema de aireación es igual a la tasa de utilización de oxígeno por la biomasa, obteniendo la siguiente ecuación:

$$K_L B = \frac{F_r}{(L_s - C)} \quad (49)$$

Stukenberg et al⁽²⁴⁾ recomienda los puntos de muestreo, en estado estacionario, para la determinación de, K_a , α , γ , β . Los dos últimos pueden ser determinados con el empleo de las Ecs. 41 y 43. Menciona además algunos valores típicos de plantas de lodos activados de mezcla completa, correspondiente, a, α , con valores aproximadamente de 0.3 a 0.8. γ , β , de 0.9.

2.5.5 Diseño de sistemas de aireación

La fabricación de un dispositivo de aireación es cotizado por su tasa de transferencia de oxígeno, en términos de la masa de oxígeno que el aireador pueda introducir dentro del agua/potencia de entrada*unidad de tiempo (Kg de O_2 /Kw*h o lb de O_2 /HP*h), en condiciones estándar, para concentraciones de oxígeno disuelto inicial⁽²²⁾.

Los dispositivos más empleados en sistemas de aireación son:

- Difusión de aire comprimido, y
- Aireadores Mecánicos

Como una guía de selección, Stukenber et al⁽²⁵⁾ sugieren que la aireación por difusión no se debe usar con tasa de utilización de oxígeno de 40 mg/L.h. Los aireadores superficiales de velocidad baja son aceptados cuando la tasa de utilización de oxígeno sea menor de 80 mg/L.h; sin embargo, cuando la tasa de utilización de oxígeno excede de 80 mg/L.h es recomendable turbinas de aireación. Además, en áreas donde la temperatura es baja y periodos de invierno largos, los aireadores de turbina sumergida y difusores se prefieren.

Emde y Schopper⁽²⁶⁾ mencionan la relación existente entre la transferencia de oxígeno y consumo de energía (potencia de entrada), de varios aireadores, en especial los aireadores mecánicos superficiales, donde el oxígeno al ser suministrado se controla a través del consumo de energía. Este parámetro está involucrado indirectamente en el contenido de oxígeno disuelto en el tanque de aireación y concentración de lodos en el licor mezclado.

2.5.5.1 Difusión de aire comprimido

La introducción de aire comprimido al tanque de aireación en la forma de burbuja de aire es la operación más común y flexible en la transferencia de oxígeno, para el tanque de lodos activados. El equipo consiste en sopladores (centrifugos ó rotatorios de

desplazamiento positivo). Es importante para su diseño dar el tamaño del motor y capacidad del soplador y tuberías que conducen el aire a presión hasta los difusores, diseñándose ésta con base en la velocidad del aire.

Los tipos de difusores se identifican por el tamaño de burbuja, ya sean de burbuja fina (2 - 2.5 mm), caracterizados por tener área de transferencia superficial alta, obteniendo una buena eficiencia de transferencia de oxígeno, o los de burbuja grande (25 mm); su ventaja es que requieren menos mantenimiento.

Ramalho⁽⁷⁾ con base a la R_r , evalúa la potencia real requerida, para la obtención de una eficiente transferencia de oxígeno y, con el empleo de la Ec.47, determina la transferencia de oxígeno real y la potencia requerida real mediante la siguiente ecuación.

$$HF = \frac{R_r V}{(T.R)_{actual} f_c} \quad (50)$$

Donde:

HP = caballos de fuerza del soplador

$(T.R)_{actual} = (dC/dt)_{actual}$ = tasa de transferencia de oxígeno real, Kg/Kw.h

f_c = fracción de conversión correspondiente (lb/Hp.h = 0.608 Kg/Kw.h)

La tasa de transferencia de oxígeno de un sistema de aireación por difusión generalmente ⁽²²⁾ es de 1.5 y 2.5 lb de O_2 / HP.h (0.912 y 1.52 Kg/Kw.h).

El caballaje de potencia real o al freno (caballos de fuerza totales del soplador), se obtiene de la siguiente expresión.

$$BHP = \frac{HP}{e} \quad (51)$$

Donde:

e = eficiencia del soplador, para sopladores de centrifugación son de 0.7- 0.8, con un flujo de aire de 15,000 m³/min; para sopladores rotatorios de desplazamiento positivo es de 0.67 - 0.74 y flujo de aire menos de 15,000 m³/min. ⁽²²⁾

2.5.5.2 Aireadores Mecánicos

Los aireadores mecánicos comunes están divididos en dos grupos y están basados en su diseño y características de operación. Estos son aireadores verticales axiales (superficiales) y aireadores horizontales axiales (aireación por turbinas sumergidas).^(5,3)

a) Aireadores Superficiales

Los aireadores superficiales se clasifican en baja velocidad y velocidad alta o de motor. La diferencia de aireadores superficiales y difusores es que estos primeros dispositivos transfieren el oxígeno de la atmósfera al licor, mezclado por la agitación causada a la superficie del líquido.⁽³⁾

Benefield y Randall⁽²²⁾ argumentan que los aireadores superficiales de velocidad baja, oxigenan el líquido por medio de bombeo y el volumen del líquido sobre la aireación es una consideración importante, expresado generalmente como la potencia de entrada por un volumen dado (HP/volumen).

Al igual que los difusores, el requerimiento de caballos de fuerza es mediante la aplicación de la Ec. 47, pero con la diferencia de que los caballos de fuerza totales se expresan por volumen y se calcula con la siguiente ecuación:

$$HP = \frac{R_r \cdot V}{(T \cdot R)_{actual} \cdot FC} \quad (52)$$

La tasa de transferencia de oxígeno de aireadores mecánicos es de 2-4 lb de O₂/HP.h (1.22 - 2.43 Kg/Kw.h).⁽³⁾

Los caballos fuerza de entrada del volumen del tanque de aireación, PL, es dado por la siguiente ecuación:

$$PL = \frac{HP}{V} \quad (53)$$

En la literatura^(3,5,7,11 y 22,) se presentan tablas para verificar los ámbitos promedios de potencia de entrada por volumen(1000m³), de este sistema de aireación.

b) Aireación por turbina sumergida

Muchos aireadores mecánicos son de tipo flujo ascendente, que es el caso de los de turbina, donde raramente la agitación es violenta en la superficie y el suministro de aire se lleva a cabo

para efectuar la transferencia de oxígeno. El sistema se basa en la introducción de aire comprimido a través de tuberías localizadas debajo de uno o dos impulsores sumergidos, en el cual, a la salida del aire las burbujas se dispersan a través del tanque de aireación y se rompen en fragmentos pequeños por el movimiento del aspa del impulsor. El aire se puede también introducir por aireadores radiales de flujo descendentes.^(3,22)

Benefield y Randall⁽²²⁾ mencionan que el grado de mezclado se controla por el poder de entrada de las turbinas y es independiente del flujo de aire comprimido, no limitando la geometría de los tanques, relación profundidad - ancho, relaciones parecidas a los difusores.

Eckenfelder y Ford⁽¹¹⁾ indican que la tasa de transferencia de oxígeno óptimo ocurre cuando la relación de caballos de fuerza de la turbina a caballos de fuerza del soplador, P_d , es aproximadamente uno:

$$P_d = \frac{(HP)_T}{(HP)_S} \quad (54)$$

Donde:

$(HP)_T$ = caballos de fuerza de la turbina

$(HP)_S$ = caballos de fuerza del soplador

Eckenfelder⁽⁹⁾ menciona el mismo procedimiento para el cálculo de los, $(HP)_S$, que es a partir del cálculo de la potencia de los difusores. Una vez calculado éste, con el empleo de la Ec. 54, es posible calcular la potencia de la turbina y el nuevo valor de transferencia de masa de oxígeno $(T.R)_{actual}$:

$$(T.R)_{actual} = \frac{R_r * V}{(HP)_T + (HP)_S} \quad (55)$$

Benefield y Randall⁽²²⁾ mencionan ámbitos aproximados de transferencia de masa, donde señalan que de $K_L a = 1.5-2$ lb/HP.h (0.91-1.22 Kg/Kw.h), estos sistemas pueden dar de 2.5-3 lb/HP.h (1.52-1.82 Kg/Kw.h).

Ganczarezyk⁽³⁾ menciona este tipo de aireación pero, ya no dentro de la clasificación empleada, si no como **aireación combinada**, que consiste en la combinación de difusión de aire y/o aireadores superficiales y hace referencia a otros tipos de aireadores; aireadores tipo estáticos, tipo jet, de tubería con flujo de aire descendente y de inducción mecánica.

En la literatura reciente^(3,5,6 y 9) se presenta al mercado una variedad de aireadores, en especial difusores, recomendados para la construcción de nuevos sistemas de tratamiento.

2.5.6 *Consideraciones de mezclado*

Para mantener la biomasa en suspensión, se requiere de un buen grado de mezclado, así como la distribución del oxígeno a través del volumen líquido. Sin embargo, el grado de mezclado requerido para dispersión de oxígeno es considerablemente menor que el requerido para mezcla completa.

Benefield y Randall⁽²²⁾ mencionan que para un poder específico de entrada, el punto medio de la zona de dispersión del oxígeno es mayor que la zona de mezcla completa.

Metcalf y Eddy⁽⁵⁾ hacen referencia que es muy importante el tamaño y forma del tanque de aireación, en la obtención de un mezclado efectivo, en los sistemas de difusión. Estos pueden ser cuadrados o rectangulares. En lo que se refiere a los aireadores mecánicos, mediante una tabla que señala la bibliografía se obtiene la profundidad y ancho requerido con sólo conocer el tamaño del aireador o viceversa.

2.6 Manejo de lodos

2.6.1 *Tratamiento de lodos*

La literatura^(7,27) menciona que una fracción importante de las sustancias contaminantes que se separan en los procesos de tratamiento de aguas residuales se encuentran finalmente en los lodos. Para el caso de lodos primarios, entre un 30% y 50% de la DBO del influente se separa en los lodos del clarificador primario como DBO insoluble. En las plantas de lodos activados, alrededor de 2/3 de la DBO soluble separada corresponde a compuestos orgánicos oxidados para producir la energía requerida por los microorganismos, pero el 1/3 restante corresponde a células microbianas que se encuentran en el lodo, en exceso de las purgas, siendo necesario para su disposición un tratamiento adecuado previo.

Ramalho⁽⁷⁾ plantea tres procesos de tratamiento, por: digestión de lodos, espesamiento y desecado. Las funciones más importantes de cada uno son las siguientes:

- digestión de lodos; se reducen las cantidades de compuestos orgánicos y volátiles, conocidos como lodos estabilizados. El objetivo principal del proceso es la reducción o eliminación de olores molestos, reducción del volumen de líquido o peso de sólidos a tratar en operaciones sucesivas y reducción de los microorganismos patógenos en los lodos.
- Espesamiento y desecado; consiste en aumentar el contenido de sólidos del lodo antes de su disposición final, por medio de una serie de procesos.

En la Fig. 8, se indican algunas alternativas para tratamiento de los lodos. Además, se muestra que para lodos de difícil secado se hace necesario aplicar pretratamientos especiales, que incluyen coagulación química y tratamientos térmicos. Posterior al tratamiento se proporciona la disposición final; los métodos considerados son dos: aplicación al terreno e incineración.

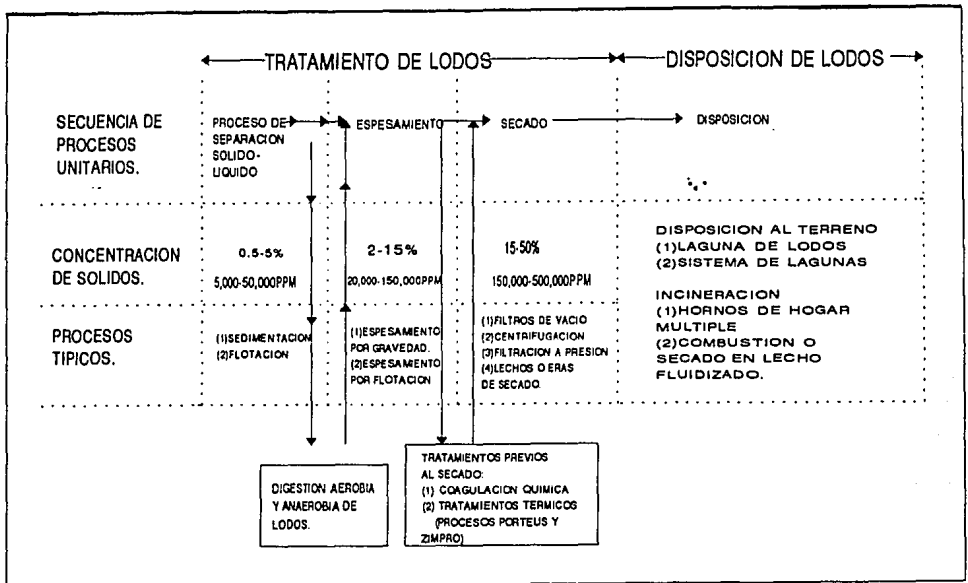


Fig. 8, Diagrama de alternativas de proceso y operación para tratamiento y disposición de lodos.

La EPA⁽²⁸⁾ menciona en la parte 503 de su legislación cinco procesos con una reducción significativa de patógenos (PRSP), así como las características, aplicaciones y su disposición final de cada uno de los procesos y estos son los siguientes:

- digestión aerobia,
- digestión anaerobia,
- secado en aire,
- composta, y
- estabilización con cal.

La disposición final de los lodos ya tratados, se aplican en tierras de agricultura, en sitios de contacto público, en zonas forestales o en sitios de recuperación (disposición superficial).

2.6.2 *Legislación en el manejo de lodos*

El manejo de lodos residuales en México se menciona en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, promulgada en 1988 por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología "SEDUE" (actualmente, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología "SEDESOL"), particularmente en lo referente a la disposición de materiales y residuos peligrosos (Gaceta Ecológica número 1, Vol. 1).

Actualmente se publicaron en el **Diario Oficial de la Federación**, del 22 de octubre de 1993 las Normas Oficiales Mexicanas, referente a residuos peligrosos y el listado de las mismas es el siguiente:

- | | |
|---------------------|---|
| NOM-CRP-001-ECOL/93 | Establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. |
| NOM-CRP-002-ECOL/93 | Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. |

En la Norma Oficial Mexicana, NOM-CRP-001-ECOL/93 específicamente la tabla cuatro del anexo tres, se determina que los **lodos de tratamiento de aguas residuales, son residuo peligroso**. Se corrobora mediante pruebas de caracterización como la Corrosividad, Reactividad, Explosividad, Toxicidad, Inflamabilidad y/o Biológico infecciosas (CRETIB) citada en el inciso 5.5 de la norma.

Vigueras⁽²⁹⁾ revisa los criterios y normas que la Agencia para la Protección del Ambiente (EPA), ha determinado para el manejo y uso del lodo y composta, de los EUA donde encuentra que su legislación es más estricta, en lo referente al uso de los lodos residuales en suelos agrícolas. Los logros obtenidos son los siguientes: a partir de la ley para el control de substancias tóxicas de 1976, autorizó a la EPA, hacer pruebas en la industria sobre determinadas substancias químicas y regularlas si son peligrosas. Esta ley, en combinación con otra, ayuda a disminuir la cantidad de contaminantes descargados al sistema de drenaje municipal por procesos industriales, y otro avance también importante es el prohibir la disposición de lodos residuales a las costas de algunas ciudades cercanas a las costas de New York, Philadelphia y New Jersey.

La EPA⁽³⁰⁾ subsecuentemente ha estado revisando los programas de lodos a nivel nacional. Recientemente apareció la legislación referente a la serie 503 de regulaciones sobre lodos en febrero de 1993. Esta consiste en el requerimiento de límites de contaminantes en el manejo de lodos de aguas residuales, para su reúso, disposición o incineración que incluyen: metales pesados; coliformes fecales y salmonelas; virus entérico y huevos de helminto; y sólidos volátiles. Se hace mención también de los métodos aceptados por la EPA, los criterios para su colección, alternativas de reducción y los ensayos necesarios en caso de requerirse.

2.6.3 *Disposición de lodos*

Kiff et al⁽³¹⁾ argumentan que la estrategia para la disposición de lodos está basada generalmente en la cantidad y naturaleza de cada lodo, acoplada con una consideración de geografía, economía y factores ambientales. El tipo de procedimiento, para la disposición de lodos, tiende a gobernar un considerable nivel de formas preliminares de tratamiento de lodos. Prácticas comunes en disposición de lodos incluyen aplicación directa de lodos en la agricultura, disposición en el mar, volteo de tierras en varias formas y el uso de incineración.

Vicent y Critchley⁽³²⁾ mencionan que de los siete millones de toneladas de lodos que se generan anualmente en Europa, son dispuestas de la siguiente forma: un 43 % es empleado en terraplenes o uso de mejoramiento de terrenos, el 37 % es usado en agricultura, el 8 % en incineración, el 7 % es dispuesto en el mar y el 5 % restante no se especifica.

Camperos, Vigueros y Armenta⁽³³⁾ mencionan que de las 400 plantas de tratamiento de aguas residuales que están en operación en México, el 60% son de lodos activados y generan aproximadamente 600 toneladas de lodos por día. El 90% de los lodos producidos no se someten a control y se descargan al drenaje municipal o a cuerpos de aguas superficiales, causando su contaminación y

disminuyendo sus posibilidades de uso, o bien, se disponen en basureros a cielo abierto, sin tomar medidas de protección adecuadas, para evitar la contaminación del suelo y acuífero (si existe).

2.6.4 *Problemas asociados con la disposición de lodos*

Kiff et al.⁽³¹⁾ plantean que el potencial de daños a presentarse en la disposición de lodos, se asocia con la presencia de diferentes cantidades que pudiesen ser liberados de los siguientes componentes; metales pesados, trazas orgánicas y parásitos y microorganismos patógenos:

- metales pesados, la concentración de metales de origen doméstico generalmente no es alto. Los lodos de aguas residuales de industrias conurbadas, pueden contener concentraciones altas de ciertos metales, que dependerán de la naturaleza y escala de la operación industrial. Los metales a presentarse más frecuentemente son: plomo, cinc, cobre, níquel, cromo y cadmio. Estos pueden estar a niveles aproximadamente de exceso de 1000 mg/kg, no siendo apropiado para la disposición en tierras de agricultura;
- sustancias orgánicas a niveles trazas, pueden estar presentes en aguas domésticas; por ejemplo, un amplio ámbito de hidrocarburos se pueden detectar en concentraciones bajas de lodos, los más comunes son compuestos organofosforados y organoclorados (cloraminas y otros derivados del cloro);
- parásitos y microorganismos patógenos, están presentes en los lodos que involucran los agentes que causan la disentería por el agua almacenada, parásitos específicos del hombre y animales domésticos. No se recomienda en tierras de agricultura, ya que se puede presentar una fuente potencial de contaminación.

2.6.5 *Estrategia de disposición de lodos tradicionales*

Kiff et al.⁽³¹⁾ presentan el procedimiento de disposición de lodos empleado más frecuentemente en este tiempo, mostrado en la Fig. 9. Donde el factor más importantes que gobierna es la selección de disposición, resumida como la localización del sitio de tratamiento, volumen de lodos y naturaleza del lodo (proporción y composición de componentes industriales y sitio de disposición).

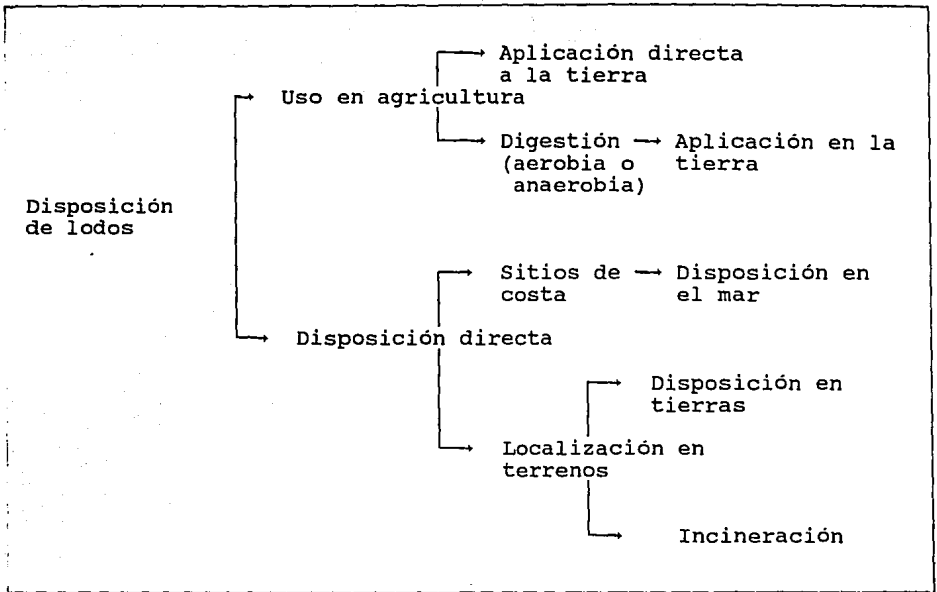


Fig. 9, Alternativas típicas en la disposición en terrenos⁽³¹⁾

3. DESCRIPCION DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO BAJO ESTUDIO

Las aguas residuales que tratan las plantas de tratamiento "La Marina I" y "La Marina II" son de origen municipal, 100 % domésticas. Ambas plantas están alimentadas desde el mismo cárcamo de bombeo, que está manejado con tres bombas de 100 L/s c/u, de capacidad, de las cuales dos están en operación y una de reposición (stand-by); por lo que en un momento dado, este cárcamo puede manejar hasta 200 L/s. La planta "La Marina II" fue diseñada para gasto mínimo, medio y máximo de 50 L/s, 100L/s y 200 L/s, respectivamente. Proyectada para una población de 36,000 hab. con una dotación de 300 L/hab. día que corresponde a una aportación de agua residual de 240 L/hab.día.

Actualmente se cuenta con una población servida de 69,120 hab., correspondiente a una dotación y generación de aguas residuales de 275 l/hab.día y 220 L/s en temporadas altas y 213.5 l/hab. día y 170 L/s en temporadas bajas de afluencias turísticas. Donde el porcentaje de cobertura con respecto a la población y número de personas que atienden es del 95% a 69,120 habitantes y el 5% son áreas irregulares que no cuentan con servicio.

¹CAPAZ, información, proporcionada por la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Zihuatanejo, Gr., septiembre del 93.

3.1 Localización de la zona de estudio

La ciudad de Zihuatanejo Gro., pertenece al municipio Teniente José Azueta, localizada al sur del país en la costa del Pacífico, aproximadamente a 240 km de distancia al noroeste de Acapulco, Gro., como se muestra en la Fig. 10. El municipio está formado por 185 localidades y una población de 69,120 habitantes; tiene una extensión territorial de 1921 Km², que representa el 3.01 % respecto a la superficie total del estado. Colinda al norte con los municipios de Coyuca de Catalán y Coahuayutla, al este con Petatlán, al oeste con la Unión y al sur con el Océano Pacífico⁽⁴⁵⁾.

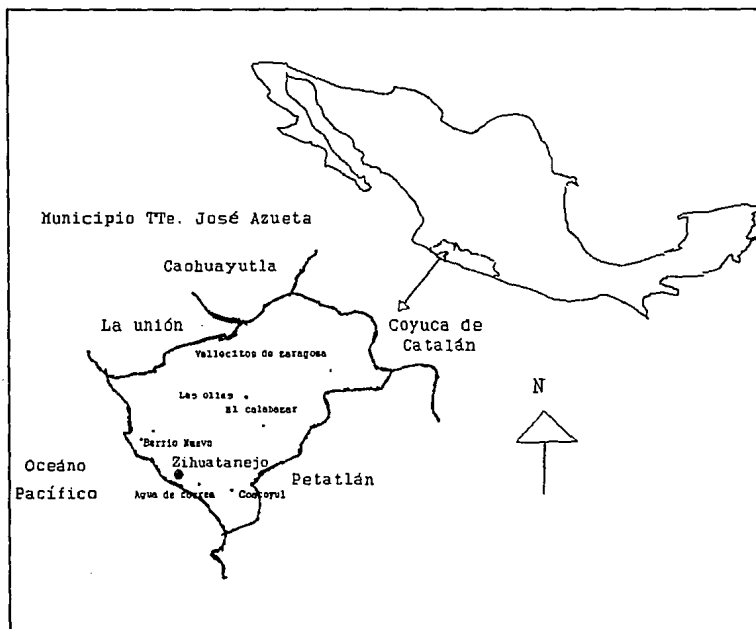


Fig. 10, Localización municipal de Zihuatanejo, Gro.

Zihuatanejo es cabecera municipal y en ella se asienta la población urbana, que da servicio tanto a la zona hotelera como a la de Ixtapa, zona eminentemente turística, donde se ubican hoteles, centros comerciales, lotes y villas residenciales .

3.2 Descripción física del sistema

La planta de tratamiento de aguas residuales "La Marina II", se encuentra situada en el mismo predio de la "La Marina I", la cual está localizada en la Colonia la Marina sobre la avenida Paseo de los Cocotales, tal como se muestra en la Fig. 11.

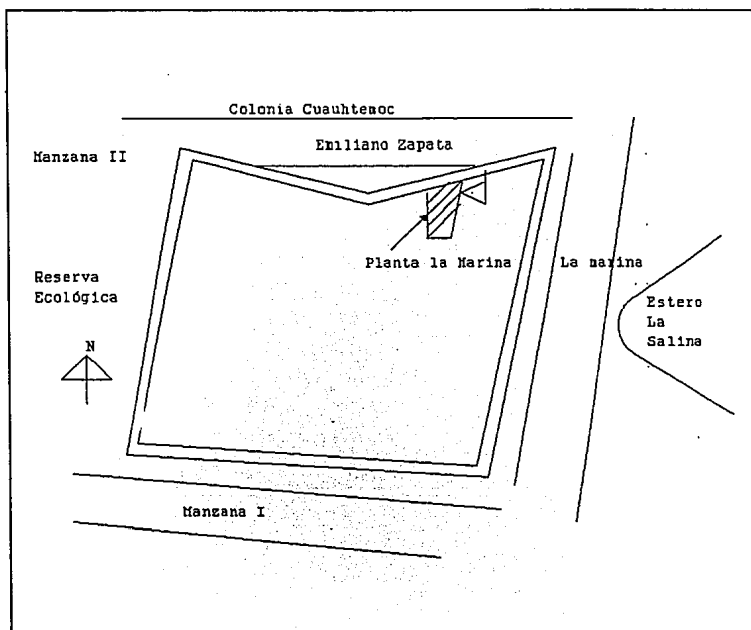


Fig. 11, Croquis de localización de la planta "La Marina II".

El sistema de tratamiento es un proceso de lodos activados completamente mezclado, sin sedimentador primario con cloración en el efluente, tal como se muestra en la Fig. 12. A continuación se plantean las características de **calidad del agua** a la que se diseña y las **unidades básicos** del tren de tratamiento:

Calidad del agua

temperatura del agua residual
DBO₅ del influente
DBO₅ del efluente
eficiencia de remoción de
materia orgánica
concentración de SSVLM (X_a)

20°C
201 mg/L
10 a 20 mg/L
95%
1181 a 2,512 mg/L

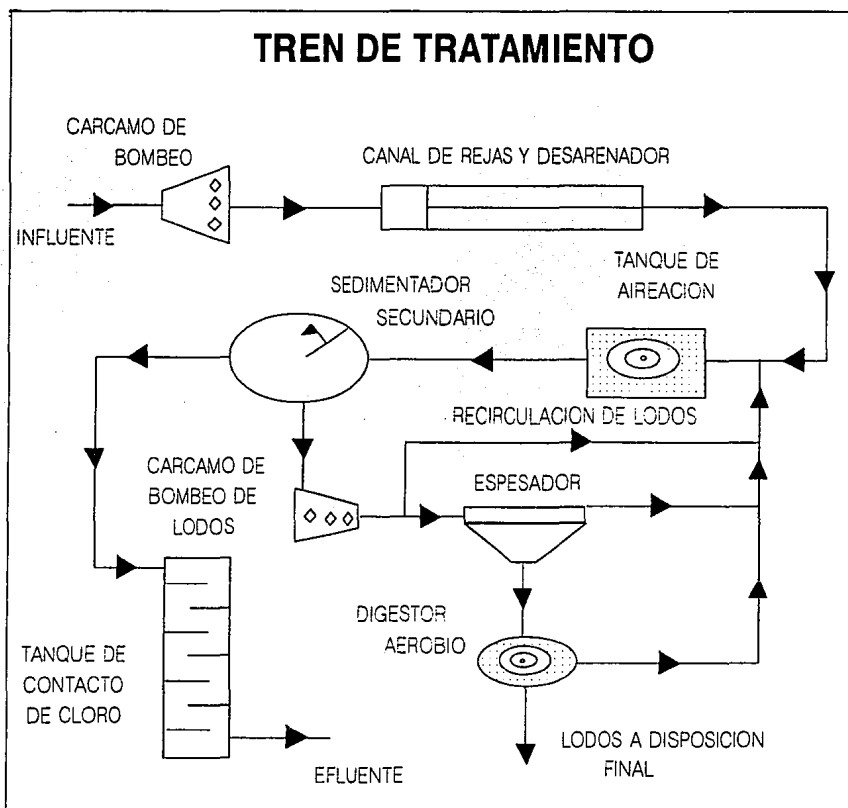


Fig. 12, Diagrama de Flujo del tren de Tratamiento, de la planta "La Marina II".

Unidades básicas

- a) Cárcamo de bombeo,
- b) Tratamiento preliminar (canal de rejjas y desarenador),
- c) Tratamiento secundario (tanque de aireación, sedimentador secundario y cárcamo de bombeo de lodos),
- d) Tratamiento de desinfección (tanque de contacto de cloro), y
- e) Tratamiento de lodos (espesador y digestor aerobio).

a) Cárcamo de bombeo

El cárcamo de bombeo tiene la finalidad de elevar las aguas crudas hasta el tratamiento preliminar. Además, sirve para realizar el desvío de las aguas crudas en caso de que algunas de las dos plantas entren en etapa de mantenimiento o viceversa. El caudal de este cárcamo de bombeo, en un momento dado puede manejar 200 L/s como capacidad máxima a la cual la planta de tratamiento puede operar, especialmente durante etapas de mantenimiento a la planta "La Marina I".

b) Tratamiento preliminar (canal de rejjas y desarenador)

La primera unidad de tratamiento es el canal de rejjas, cuyo principal objetivo es el de retener los sólidos gruesos que se encuentran en las aguas residuales. Estos pueden ser utilizados en forma alterna, debido a que, en la entrada de los mismos se encuentran instalados un par de compuertas de operación manual. Posteriormente, el agua pasa a un desarenador² de sección rectangular conectado al canal de rejjas. Estos son tanques de flujo continuo inducidos, con una velocidad horizontal, (V_h) de $0.3(\pm 20\%)$ m/s y velocidad de sedimentación, (V_s) de 2.7 m/s. A su vez consta de un vertedor proporcional, que regula la velocidad. Las dimensiones del desarenador son las siguientes:

desarenador	
ancho del canal	0.9 m
tirante a gasto mínimo	0.18 m
tirante a gasto medio	0.37 m
tirante a gasto máximo	0.74 m
longitud del canal	13 m

² En la memoria de calculo⁽³⁵⁾ se menciona la justificación de la instalación del desarenador. Donde se argumenta que la construcción de ésta unidad en la planta la Marina I, fue debido a los problemas que se presentaron de eficiencia en las etapas subsecuente de tratamiento. Por lo tanto se consideró conveniente en el diseño de la planta "La Marina II" la instalación de ésta unidad, para evitar los problemas mencionados anteriormente y se menciona además, que esta unidad eliminaría la ventaja de proteger las bombas.

El efluente del desarenador se conduce por medio de un canal de concreto hacia el tratamiento secundario.

c) **Tratamiento secundario (tanque de aireación, sedimentador secundario y cárcamo de bombeo de lodos).**

El efluente proveniente del desarenador descarga en forma directa al **tanque de aireación**. En este tanque se lleva a cabo la biodegradación de la materia orgánica, con un tiempo de retención de diseño de 4 h con 30'24". La introducción de aire al sistema es mediante dos aireadores mecánicos, llamados aireadores superficiales. Estos consisten de dos impulsores parcialmente sumergidos acoplados cada uno con un motor verticalmente montado. Los dos aireadores superficiales son de 40 HP (30 Kw) con una (T.R.)^{estándar}, de 3.6 lb/HP.h (2.28 Kg/Kw.h). Ambos aireadores son de marca Lightnin. A continuación se mencionan las dimensiones del tanque y características. En la Fig. 13, se muestran el corte transversal del tanque de aireación (a) y vista de planta (b).

dimensiones del tanque de aireación

ancho	17 m
largo	34 m
tirante de agua	4m
bordo libre	0.5m
área superficial	540 m ²
volumen del tanque	2197.25 m ³

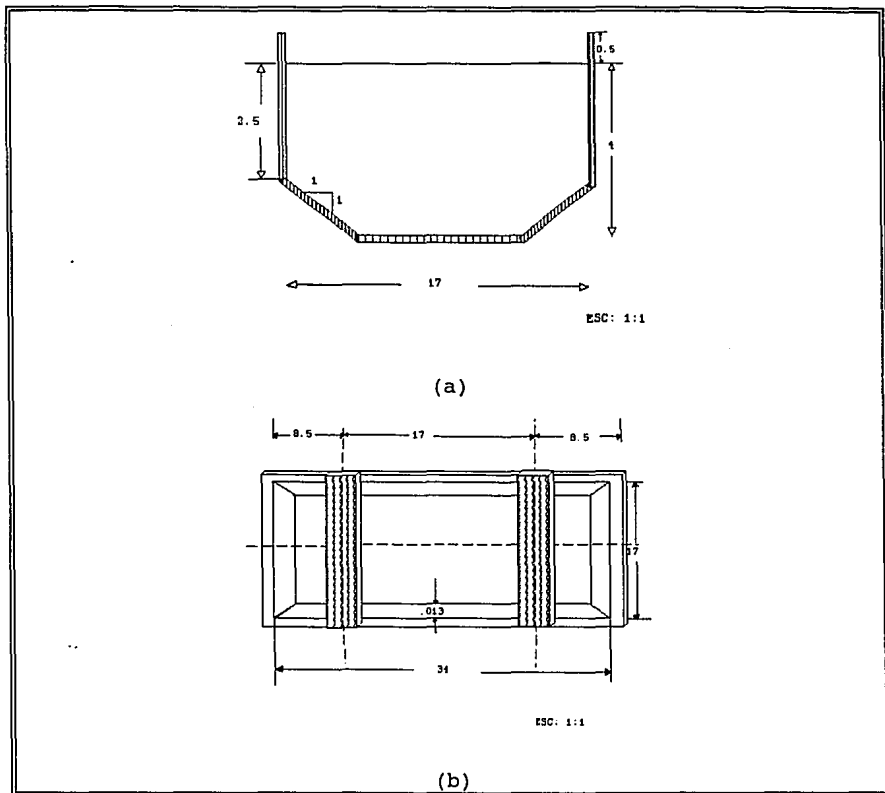


Fig. 13, Corte transversal del tanque de aireación (a) y vista de planta.

características del aireador mecánico

radio de influencia	10.67-25.7m
capacidad de bombeo	3,469.6 L/s
nivel de variación	6.35m
altura de salpiqueo	1.5 m

A continuación, el agua pasa al **sedimentador secundario**, de forma circular con alimentación central. En esta unidad se clarifica el agua, debido al tiempo de retención de la unidad. Se ejerce también cierto porcentaje de remoción de carga orgánica. Los parámetros de

diseño del sedimentador se muestran a continuación, así como un corte transversal del mismo en la Fig. 14.

sedimentador secundario

diámetro	19 m
profundidad	3 m
carga superficial	$30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$
área superficial	288 m^2
pendiente del fondo	8%
tiempo de retención	2.047 a 2.36h
velocidad de las rastras	0.048 rev/min

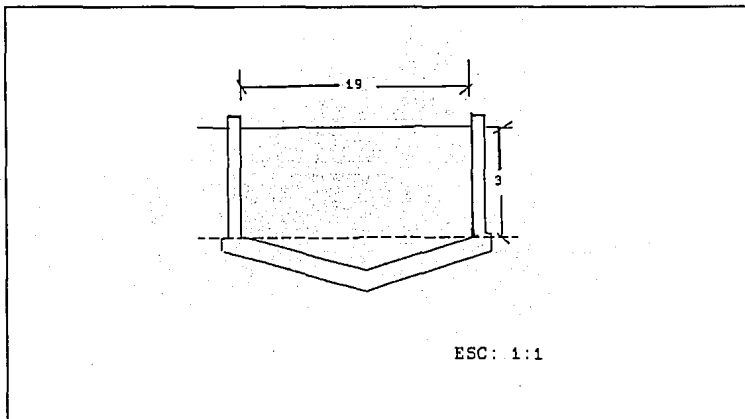


Fig. 14, Corte transversal del sedimentador

Los lodos provenientes del sedimentador secundario llegan por efecto de gravedad a un **cárcamo de bombeo de lodos**, el cual opera con tres bombas de 50 l/s cada una, Marca Impel modelo LGA-104-151 tipo sumergible con una potencia de 10 HP. Por lo que este cárcamo puede manejar en un momento dado 50, 100 y 150 L/s, según sea requerido. Desde este cárcamo pueden ser recirculados los lodos al tanque de aireación o pasarlos al espesador de lodos. Esto se realiza mediante dos válvulas de compuertas que controlan el gasto de recirculación. La tasa de recirculación al tanque de aireación, se plantea con los siguientes parámetros de operación:

cárcamo de retorno de lodos

concentración de SSVLM	2512 mg/L
gasto de recirculación: para Q = 100 L/s	33 L/s

Q = 200 L/s

66 L/s

El gasto de recirculación no es continuo por los periodos de purga y bombeo de 4 a 6 h en intervalos de 30 a 60 min.

d) Tratamiento de desinfección

El efluente del sedimentador secundario se conduce hacia la desinfección, **tanque de contacto de cloro**, pero antes de que entre al tanque de contacto de cloro, se realiza la inyección de la mezcla del cloro con agua, cuyo propósito es crear una mezcla rápida. Este consta de cuatro canales de 1.15 m de ancho y 12 m de largo. El resto de los parámetros de diseño se indican a continuación así como el sistema de cloración y las características de operación:

parámetros de diseño

tiempo de retención	0.35 h
área superficial	150 m ²
volumen	127.24 m ³
profundidad	2.40 m
longitud	12 m

sistema de cloración

manejo de cilindros de cloro	2000 lb (908 Kg)
clorador	Marca Wallace & Tiernaw modelo A 73, de 225 Kg/día
bomba ayuda	Marca Workintong modelo D11/2XJX6, de 5 CP

operación del proceso

dosificación de cloro	de 1 a 5 mg/L
gasto de cloro:	
para 100 L/s	
1 - 5 mg/L	8.62 - 43.2 Kg de Cl/día
para 200 L/s	
1 - 5 mg/L	17.28 - 86.4 Kg de Cl/día

e) Tratamiento de lodos

La fracción que se envía a tratamiento, llega primeramente a un **espesador de lodos**, el agua clarificada es recirculada hacia el

tanque de aireación, el espesador tiene las siguientes características de diseño y operacionales:

características de diseño

carga de lodos primarios	90 - 120 Kg/m ² .día
" " " secundarios	20 - 30 Kg/m ² .día
carga hidráulica	5.9 m ³ /m ² .día
área superficial	23.50 m ²
diámetro	5.50 m

Características de operación del proceso

SSF a descargar	252.37 Kg/día
SSV no biodegradables	279.41 Kg/día
SST a desechar	1409.86 Kg/día

El lodo concentrado es conducido por un sistema de válvulas y tuberías hacia un **digestor aerobio** en donde permanece durante un tiempo de retención de 20 días. El sobrenadante es recirculado hacia el tanque de aireación. A continuación se mencionan los parámetros de diseño y las características de operación.

características de diseño

área superficial	110.25 m ²
volumen útil	400.50 m ³
profundidad	4.00 m
longitud	10.50 m
ancho	10.50 m

Características de operación del proceso

SSF a descargar	252.37 Kg/día
SSV no biodegradables	279.41 Kg/día
SST a desechar	1058.828 Kg/día

Se Tiene un volumen útil del reactor de 400.5 m³, y una transferencia de oxígeno de 2 Kg de O₂/Kg de SSVLM. Cuenta con dos aireadores Marca Ligntnin, con una potencia de 30 HP c/u.

Suponiendo una concentración final del 6% el volumen total de lodos a ser descargados a la pipa es de 17.64 m³/día. Los lodos serán expulsados del sistema de tratamiento mediante una bomba marca IMPEL, con una capacidad suficiente para manejar 8.39 L/s, modelo M3251 y una potencia de 3 HP. Además, se tiene una como reserva en caso de que la otra se encuentra fuera de servicio.

Una vez que el agua ha sido clorada, así como cubierto el tiempo de retención en el tanque de contacto de cloro (éste a su vez sirve

como tanque de almacenamiento), se hace la distribución del efluente; una parte del agua se destina para el riego de áreas verdes de la localidad y el volumen restante se conduce a través de un canal pluvial hasta arribar al estero **Las Salinas**, tal como lo indica el croquis de localización en la Fig. 11. y en el anexo fotográfico.

3.3 Manejo de Lodos

En la memoria de cálculo,⁽³⁵⁾ se menciona que la fracción de lodos enviada para tratamiento llega primero a un espesador y posteriormente los lodos concentrados pasan a un digestor aerobio, Fig. 10. El sobrenadante se recircula hacia el tanque de aireación y los lodos concentrados se deben disponer, pero debido a que el espesador se encontraba en mantenimiento su manejo fue diferente.

Los lodos a disponer se conducen desde un digestor aerobio hasta un decantador, donde permanecen con un tiempo de retención de 20 días. Estos se transportan mediante un carro tanque, con una capacidad de 5 m³. Se realizan dos viajes al día, considerando por lo tanto que el volumen de lodos a disponer es de aproximadamente 10 m³/día.

Finalmente se disponen a un predio asignado por el municipio, como se muestran en el anexo fotográfico donde se observan el basurero municipal en general y el carro tanque vertiendo los lodos a este predio.

4. DESCRIPCION DE LA FASE DE MUESTREO Y RESULTADOS

La fase de muestreo involucra, desde la selección de los parámetros a muestrear en gabinete, así como sus modificaciones, hasta lo realizado en campo. Lo realizado en gabinete fue tomado como referencia a lo planteado por la EPA⁽³⁷⁾ y por criterio personal.

A continuación en la descripción de la fase de muestreo, se da la justificación de los sitios a monitorear y el procedimiento del mismo. Se presentan los resultados obtenidos en el campo y de laboratorio, cubriendo así los objetivos y alcances con respecto a la planta de tratamiento biológico y en particular del proceso de lodos activados.

4.1 Descripción de la fase de muestreo

El muestreo de la planta de tratamiento de Zihuatanejo, Gro., en particular la Marina II, se llevó a cabo mediante un programa y selección de puntos a muestrear. A continuación se hace referencia a la justificación de los puntos a muestrear, frecuencia de los mismos y el procedimiento de la fase de muestreo.

4.1.1 *Justificación de los puntos y frecuencia de muestreo*

Para la justificación de los puntos y la frecuencia de muestreo, se toma como antecedente lo planteado por la EPA,⁽⁴¹⁾. Donde se hace mención al muestreo de cada una de las unidades del proceso de tratamiento biológico y de los análisis necesarios, para su evaluación. Además, establece una relación de la unidad de tratamiento a muestrear y una tabla con las siguientes características:

- parámetro a determinar,
- capacidad de la planta,
- puntos de muestreo,
- frecuencia de recolección de muestra, y
- tipo de muestra.

Cada una de estas características se mencionan a continuación.

- a) Parámetros a determinar, éstos dependerán de la función de cada una de las unidades del proceso de tratamiento biológico.
- b) La capacidad de la planta, estará restringido al parámetro a ser determinado.
- c) La frecuencia de recolección de muestra, dependerá del tiempo, ya que, se podrá realizar la recolección de la muestra durante una determinada hora del día (h), una sola vez al día (d), una sola vez a la semana (S), una sola vez al mes (M) o el registro puede ser continuo (R).
- d) Los puntos de muestreo, se seleccionarán con base a las características de cada unidad de tratamiento.
- e) Tipo de muestra, ésta se podrá representar como muestra compuesta (C), muestra simple (S), registro diario (RD) y monitoreo continuo (MC). Esta estará en función del objetivo del estudio que se quiere realizar.

Con base a lo planteado anteriormente, se dan los criterios de selección de los sitios a muestrear Fig. 15, así como los parámetros, tipos y frecuencia de muestra en la Tabla 7.

Los puntos a muestrear son:

- 1 Interior del cárcamo de bombeo (Influente)
- 2 Salida del canal desarenador
- 3 Interior del tanque de aireación
- 4 Entrada del sedimentador secundario
- 5 Salida del sedimentador secundario
- 6 Interior del tanque de contacto de cloro (Efluente)
- 7 Interior del digestor aerobio

Se hace la aclaración durante los tres días de muestreo, el espesador de lodos estaba fuera de operación, por lo que no fue posible muestrearlo, pero si es incluido en el diagrama de flujo, de la Fig. 15.

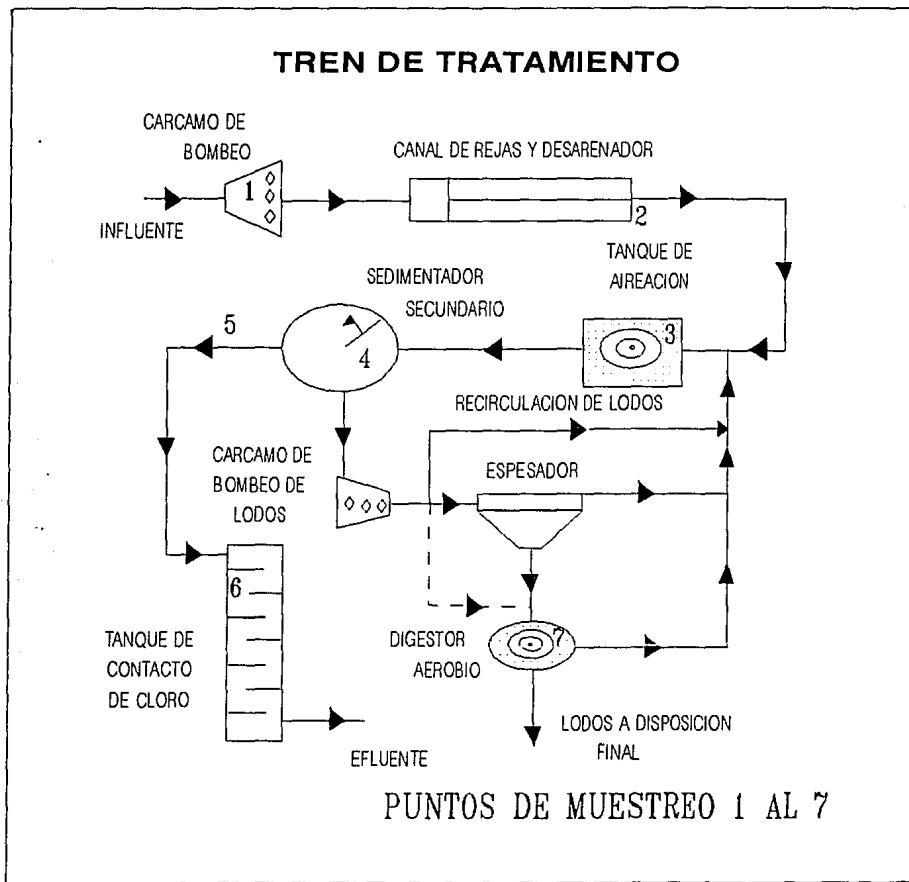


Fig. 15, Puntos de muestreo de la planta de tratamiento "La Marina II".

Tabla 7, Programa de Muestreo de la Planta "La Marina II" Zihuatanejo, Gro

PARAMETROS	SITIOS DE MUESTREO						
	1	2	3	4	5	6	7
Q, L/s		cam					
pH	cam	cam	cam	cam	cam	cam	cam
Temperatura, °C	cam	cam	cam	cam	cam	cam	cam
Turbiedad, NTU	C					C	
Oxigeno Disuelto, mg/L			cam				
DBO ₅ total, mg/L	C	C			C	C	C
DBO ₅ soluble, mg/L	C	C			C	C	C
DQO total, mg/L	C	C			C	C	C
DQO soluble, mg/L	C	C			C	C	C
SST, mg/L	C	C	C	C	C	C	C
SSV, mg/L	C	C	C	C	C	C	C
N-NH ₃ , mg/L	C				C	C	C
N-orgánico, mg/L	C				C	C	C
P-PO ₄ , mg/L	C				C	C	C
Coliformes fecales, NMP/100 mL	SU					SU	
Huevos de helmintos, No./L	SU					SU	
IVL, L/mg			SD	SD			SD
N-NO ⁻² , mg/L	C				C	C	C
N-NO ⁻³ , mg/L	C				C	C	C
conductividad eléctrica, µS/cm	cam					cam	
Metales, mg/L	C					C	
Cloro residual, mg/L						SD	

C = Muestras compuestas proporcionales al gasto de entrada, al final de cada periodo de muestreo; SD = Muestras simples diarias (cada 8 h); SU = Muestras simples únicas; Cam = Parámetros de campo; y los metales a determinar son: Zn, Na, Ca y Mg

4.1.2 Procedimiento de la fase de muestreo

El procedimiento de la fase de muestreo consistió en lo siguiente:

El 9 de agosto de 1993 se inicia el muestreo a las 16:00 h, después de haber organizado el equipo de campo, se instala un laboratorio provisional en cubículos asignados para laboratorio. Esto consistió con equipo tradicional de campo y un laboratorio portátil Hach, así como cristalería de laboratorio, recipientes para la recolecta de muestra, hieleras para conservación de muestras, reactivos y material de apoyo.

Se organizan los tres días para muestrear del 9 de agosto a las 16:00 h y terminar el 12 de agosto a las 8:00 h. Se asigna a los responsables para la recolección de las muestras y los que van a trabajar en el laboratorio.

El muestreo se efectuó cada 8 h con horario 8, 16 y 24 h, durante tres días consecutivos de la semana del 9 al 12 de agosto (lunes a jueves) de 1993.

Las muestras se recolectan en recipientes de plásticos de 2 L. APHA⁽¹²⁾ recomienda volumen mínimo de muestra simple entre 1 y 2 L, suficiente para la determinación de los parámetros físicos y químicos en campo y en laboratorio, presentados en la Tabla 7. Excepto las muestras simples únicas (SU) recolectadas en frascos de vidrio esterilizados de 500 mL que corresponden a parámetros microbiológicos y patógenos.

Siguiendo el diagrama de flujo de la planta, Fig. 15, se procedió a la recolecta de las muestras de cada uno de las unidades del tren de tratamiento, con sus respectivos recipientes, en función de los parámetros a muestrear, tal como se señala en la Tabla 7.

Las muestras recolectadas se transportan inmediatamente al laboratorio provisional, para su análisis y preservación en caso de requerirse. En la preservación de muestras se sigue lo indicado por la Tabla 8 y se colocan en una hielera adaptada para las condiciones pedidas.

Posteriormente, las muestras preservadas serían analizadas en tres diferentes laboratorios, como son: el de calidad del agua del IMTA en Cuernavaca, Mor.; el regional de la CNA en Acapulco, Gro.; y el regional de la CNA en Puebla, Pue.

Los parámetros in situ se analizan inmediatamente, tal como lo indica la Tabla 7, de acuerdo a las especificaciones de preservación de la Tabla 8.

Tabla 8, Recomendaciones para preservación de muestras⁽¹²⁾

DETERMINACION	CONTENIDAS	TAMAÑO DE MUESTRAS MINIMA, mL	PRESERVACION	TIEMPO MAXIMO RECOMENDADO/ REGULADO POR LA EPA
DBO ₅	P,G	1,000	refrigerar	6/48 h
cloro residual	P,G	500	análisis inmediato	0.5/2 h
conductividad	P,G	500	refrigerar	28/28 días
metales	P(A),G(A)	-	añadir HNO ₃ a pH< 2 y refrigerar	6/6 meses
N-NH ₃	P,G	500	añadir HSO ₄ a pH< 2 y refrigerar	7/28 días
N-NO ₃	P,G	100	refrigerar	2/2 días
N-NO ₃ + N-NO ₂	P,G	200	añadir HSO ₄ a pH< 2 y refrigerar	0/28 días
N-orgánico	G	500	añadir HSO ₄ a pH< 2 y refrigerar	7/28 días
Oxígeno disuelto	G, botella de DBO	300		
electrodo			análisis inmediato	0.5/1 h
winkler			acidificación	8/8 h
pH	P,G	-	análisis inmediato	2/2 h
fosfato	G(A)	100	para fosfatos disueltos , filtrar inmediatamente y refrigerar.	2/2 días
sólidos	P,G	-	refrigerar	7/7-14 días
temperatura	P,G	-	análisis inmediato	-/-
turbiedad	P,G	-	almacenar en un recipiente obscuro	1/2 días

refrigerar= 4°C; P = plástico; G= vidrio; P(A) o G(A) = se añade 1 mL de HNO₃

4.2 Resultados de campo y de laboratorio

Los resultados obtenidos fueron a partir de cuatro laboratorios:

- laboratorio provisional en la planta, con equipo de campo tradicional y un laboratorio portátil Hach¹³⁸⁾;
- laboratorio de calidad del agua del IMTA en Cuernavaca, Mor.;
- laboratorio regional de la CNA, en Acapulco, Gro.;
- laboratorio regional de la CNA, en Puebla, Pue.

Los resultados de campo y de laboratorio se presentan a continuación, a partir de una breve descripción del procedimiento de análisis de los parámetros involucrados en los resultados.

4.2.1 Resultados de campo

Los parámetros determinados en campo, tal como se plantean en el programa de muestreo de la Tabla 7, fueron: temperatura, pH, turbiedad, conductividad eléctrica, cloro residual, dosificación de cloro, gasto y oxígeno disuelto.

La medición del gasto, para cada muestreo, se tomó en el interior del desarenador, mediante la técnica de velocidad con el empleo de un molinete. Este es el parámetro que permite determinar el volumen de la alicuota de la muestra compuesta.

La temperatura ambiental se mide al inicio de recolectar la muestra. El pH, temperatura del agua, turbiedad y la conductividad eléctrica, se determinan con el laboratorio instalado provisionalmente.

El cloro residual se analizó in situ, mediante la recolección de una pequeña muestra del interior del tanque de contacto de cloro, siguiendo la técnica colorimétrica. En lo que se refiere a la dosificación del cloro, se leía directamente del dosificador.

El oxígeno disuelto fue un parámetro importante para la obtención de la tasa de utilización de oxígeno, (Rr). Se siguió la técnica dada por el APHA⁽¹²⁾ adaptada ésta a las condiciones de campo. Su análisis fue cerca de la unidad del tanque de aireación, con el siguiente procedimiento: se tomaba un volumen de muestra, en el sitio de mayor mezclado. Inmediatamente después con un medidor de oxígeno (marca VSI), con su correspondiente sensor, se registraban las lecturas del oxígeno disuelto una vez estabilizado. Las lecturas se realizaban cada 10 min y la información obtenida se analiza, se procesa y se reportan los resultados en el subcapítulo 5.4.

a) *Primer día de muestreo*

El primer día de muestreo abarca el periodo del lunes y martes, correspondiente al día 9 de agosto, de las 16:00 h hasta las 08:00 h del día siguiente, con el objeto de obtener las muestras compuestas como se señalan en la Tabla 7. Los resultados están reportados en las Tablas 9 a la 11.

Tabla 9, Resultados de campo de las 16:00 h

Gasto: 93.70 L/s **Temp. ambiente : 34°C**

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA, °C	pH	TURB. NTU	CONDU. ELECT. μ S/cm
1	9/08/93	16:15	30.4	6.51	114.5	1,100
2	"	16:40	30.5	6.71		
3	"	16:45	30.2	7.15		
4	"	16:50	30.4	7.15		
5	"	16:55	30.2	7.17		
6	"	17:00	30.7	6.89	23.3	1,000
7	"	17:05	30.5	7.42		

Cloro residual en el punto 6 = 1.5 mg/L

Dosificación de Cloro = 105 Kg/24 h

Tabla 10, Resultados de campo de las 24:00 h

Gasto : 91.80 L/s **Temp. Ambiente: 28°C**

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	COND. ELECT. μ S/cm
1	9/08/93	24:00	30.3	6.86	94.3	900
2	"	24:40	30.2	6.92		
3	"	24:45	30.0	7.14		
4	"	24:50	29.8	7.17		
5	"	24:55	29.8	7.21		
6	"	1:00	29.9	7.07	21.6	820
7	"	1:00	30.0	7.45		

Cloro residual en el punto 6 = 2.0 mg/L

Dosificación de Cloro = 105 Kg/24 h

Tabla 11, Resultados de campo de las 08:00 h
Gasto: 95.06 L/s Temp. ambiente: 26°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB* NTU	CONDU. ELECT μ S/cm
1	10/08/93	8:00	29.3	6.87		
2	"	8:10	29.2	6.93		
3	"	8:17	29.1	7.32		
4	"	8:23	29.2	7.30		
5	"	8:30	28.9	7.28		
6	"	8:37	29.1	6.97		
7	"	8:45	28.2	7.62		

Cloro residual en el punto 6 = 2.50 mg/L
Dosificación de Cloro = 180 Kg/24 h

b) Segundo día de muestreo

El segundo día de muestreo abarca el periodo del martes y miércoles del día 10 de agosto de las 16:00 h hasta las 08:00 h del día siguiente, con el objetivo de obtener las muestras compuestas como se señalan en la Tabla 7. Los resultados están reportados en las Tablas 12 a la 14.

Tabla 12, Resultados de campo de las 16:00 h
Gasto: 89.98 L/s Temp. Ambiente: 32°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU. ELECT μ S/cm
1	10/08/93	16:00	31.3	6.81	119.8	1,100
2	"	16:13	30.9	6.73		
3	"	16:17	30.5	7.21		
4	"	16:24	30.4	7.27		
5	"	16:34	30.5	7.21		
6	"	16:44	30.8	6.79	15.91	900
7	"					

Cloro residual en el punto 6 = 1.50 mg/L
Dosificación de Cloro = 180 Kg/24 h

Tabla 13, Resultados de campo de las 24:00 h
 Gasto: 95.74 L/s Temp. Ambiente: 30°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU ELECT μ S/cm
1	10/08/93	24:00	29.9	7.06	83.7	1000
2	"	0:40	29.5	6.86		
3	"	1:10	29	7.23		
4	"	1:30	29	7.26		
5	"	1:40	29	7.32		
6	"	1:50	29.9	7.12	15.28	1000
7	"	02:00		7.50		

Cloro residual en el punto 6 = 2.0 mg/L
 Dosificación de Cloro = 105 Kg/24 h

Tabla 14, Resultados de campo de las 08:00 h
 Gasto: 94.49 L/s Temp. Ambiente: 30°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU ELECT μ S/cm
1	11/08/93	8:00	29.8	6.76	139	1000
2	"	8:15	28.0	6.80		
3	"	8:18	28.0	7.33		
4	"	8:25	28.6	7.32		
5	"	8:35	29.3	7.39		
6	"	8:40	29.8	7.49	23.5	900
7						

Cloro residual en el punto 6 = 1.50 mg/L
 Dosificación de Cloro = 150 Kg/24 h

c) Tercer día de Muestreo

El tercer día de muestreo abarca el periodo del miércoles y jueves del día 11 desde las 16:00 h del día siguiente hasta las 08:00 h, con el objetivo de obtener las muestras compuestas como se señalan en la Tabla 7. Los resultados se reportan en las Tablas 15 a la 17.

Tabla 15, Resultados de campo de las 16:00 h

Gasto : 145.5 L/s

Temp. Ambiente: 34°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU ELECT μ S/cm
1	11/08/93	16:09	32.2	6.90		1210
2	"	16:19	32.2	6.81		1200
3	"	16:24	32.1	6.78		1200
4	"	16:33	32.2	7.53		1090
5	"	16:40	31.9	7.54		1090
6	"	16:48	32.1	7.19		1100
7	"	16:55	32.2	7.67		1210

Cloro residual en el punto 6 = 2 mg/L

Dosificación de Cloro = 180 Kg/24 h

Tabla 16, Resultados de campo de las 16:00 h

Gasto : 121.79 L/s Temp. Ambiente: 28.2°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU ELECT μ S/cm
1	11/08/93	24:00	30.5	6.81		1080
2	"	24:13	30.2	6.90		1090
3	"	24:17	29.9	7.31		1050
4	"	24:28	29.7	7.28		1050
5	"	24:35	29.5	7.31		1050
6	"	24:39	29.4	7.21		1010
7	"	24:55	28.7	7.65		1610

Cloro residual en el punto 6 = 2 mg/L

Dosificación de Cloro = 100 Kg/24 h

Tabla 17, Resultados de campo de las 24:00 h
 Gasto: 113.51 L/s Temp. Ambiente: 30°C

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	HORA	TEMP. DEL AGUA °C	pH	TURB. NTU	CONDU ELECT μ S/cm
1	12/08/93	8:05	30.2	6.79	125.2	950
2	"	8:12	30.4	6.83		
3	"	8:20	29.8	7.29		
4	"	8:28	29.8	7.34		
5	"	8:35	29.6	7.30		
6	"	8:47	29.6	7.08		1000
7	"	8:55	29.6	7.66		

Cloro residual en el punto 6 = 3 mg/L
 Dosificación de Cloro = 150 Kg/24 h

4.2.2 Resultados de laboratorio

Los parámetros se analizaron de la siguiente forma:

a) Demanda bioquímica de oxígeno de cinco días, soluble y total, (DBO_{sol} y DBO_{total}), en la Tabla 8, se describen las condiciones de preservación de muestras para posteriormente almacenarlas en la hielera como muestra, SD. Al final de cada periodo de muestreo se obtenía la muestra compuesta, C. Esta se transporta inmediatamente al laboratorio de CNA, de Acapulco, Gro., en cada uno de los periodos de muestreo (una compuestas por periodo).

En lo que respecta a la demanda química de oxígeno soluble y total, (DQO_{sol} y DQO_{total}), nitrógeno de nitrato y amoniacal, ($N-NO_3$ y $N-NH_3$) y fósforo de fosfato, ($P-PO_4$). Se tuvo el mismo tratamiento que las muestras anteriores, excepto de que se analizaron en el laboratorio portátil Hach.

Los resultados de los cuatro parámetros mencionados anteriormente se muestran en la Tabla 18, así como los datos de DBO corregidos de acuerdo a la Fig. 16 con modificaciones de corrección de la DBO. Esto fue necesario debido a que la DBO obtenida del laboratorio de Acapulco no era confiable, ya que no correspondía a los valores típicos de DBO de un agua municipal. Por este motivo se procedió a las siguientes condiciones de corrección:

- se cita en la literatura⁽⁵⁾ a la DBO débil y fuerte de un agua municipal de 110 a 220 mg/L y 250 a 500 mg/L, respectivamente.
- se tenía como antecedente de **CAPAZ** de que las únicas industrias que existían eran hoteles.

Con base a lo anterior, se concluyó que los resultados del laboratorio estaban arriba de los ámbitos de norma. Por lo tanto la DBO total y soluble se corrigió mediante una regresión lineal⁽³⁹⁾, con datos históricos⁽³⁵⁾ referida a la caracterización de las aguas residuales que se utilizó en el diseño de la planta "La Marina II", bajo el siguiente procedimiento:

- se toma como base a la DQO, obtenida en laboratorio portátil Hach (método aceptado por la EPA) y se obtiene un coeficiente de correlación (r) de 0.9967 con su respectiva ecuación de $DBO = 0.656 DQO - 15.7$, y
- se consideró que la relación de $DBO/DQO = 0.656$, se encontraba dentro de los ámbitos de un agua municipal, donde la literatura⁽¹²⁾ reporta ámbitos de $DBO_5/DQO = 0.4$ a 0.8.

En la Fig. 16, se muestra la relación de DBO VS DQO.

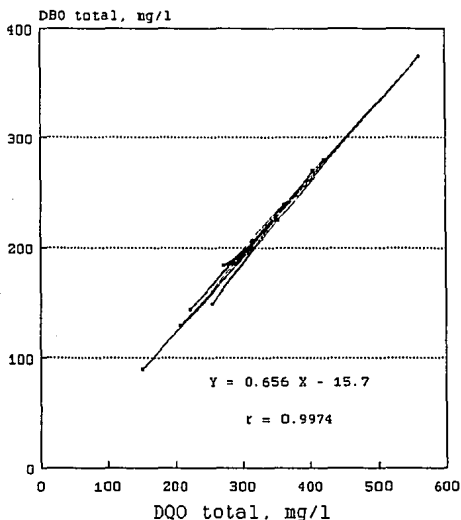


Fig. 16, Relación de DBO VS DQO

Tabla 18, Resultados de Laboratorios de Parámetros químicos

Fecha y puntos de muestreo	DBO ₅ tot mg/L (c)	DBO ₅ sol mg/L (c)	DOO tot mg/L (a)	DOO sol mg/L (a)	SST mg/L (b)	SSV mg/L (b)	SS* ml/L	P-PO, mg/L (b)	N-NH ₃ mg/L (b)	N-Org mg/L (b)	N-NO ₃ mg/L (b)	N-NO ₂ mg/L (b)
10/08/91												
1	176	148	292	226	355	230		8	14.2	5.62	0.0016	0.59
2	203	121	334	184	133	88						
3					1716	1461	50					
4					1340	988	36					
5	44	56	91	82	9	2		3.7	9.8	2.36	0.0007	0
6	51	64	102	95	17	8		5.9	10.1	2.66	0.0098	3.1
7	7900	209	4210	472	4910	4190	1000	120	525	1560	0.0042	4
11/08/91												
1	247	138	401	210	332	232		8	15.3	5.32	0.0021	0.44
2	243	138	395	210	60	8						
3					2809	1843	60					
4					410	180	68					
5	49	61	99	90	27	17		4.5	9.8	1.65	0.0009	0.44
6	41	48	87	70	20	14		4.3	8.5	2.11	0.011	4.8
7	6260	446	4480	610	8005	5340	1000	625	520	1826	0.0063	8.8
12/08/91												
1	270	135	435	205	255	79		4.3	19.1	6.48	0.0017	0.44
2	256	138	414	210	170	43						
3					1740	1139	95					
4					166	80	90					
5	42	28	96	49	23	11		2.7	12.3	1.96	0.00070.	0.44
6	36	36	79	62	18	7		1.7	11.3	2.86	02	3.5
7	9100	914	4220	407	5922	4002	1000	433	370	1760	0.0038	44

(a) Parámetro determinado con el equipo portátil Hach

(b) Parámetro determinado en el laboratorio de calidad del agua del INTA en Cuernavaca, Mor.

(c) Parámetro determinado por el laboratorio regional, CMA Acapulco, Gro.

* parámetro determinado en campo

b) En lo referente a los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno de nitrito y orgánico (N-NO₂ y N-Orgánico), las muestras se preservaron como SD, de acuerdo a lo indicado en la Tabla 8 y se colocaban en una hielera para ser transportada al laboratorio de Cuenavaca, Mor.

Se hace la aclaración que el valor de SSVLM, en el interior del tanque (X_a), no fue el esperado, por lo que se consideró necesario realizar un balance de masa de las líneas 4, 5 y de recirculación, como se ilustra en la Fig. 15. Se tomó como base para el balance, lo planteado por la literatura, en lo referente a la Fig. 2, siendo importante la determinación de X_a, por ser parámetro involucrado en la determinación de las constantes cinéticas. La ecuación obtenida en el balance fue la siguiente:

$$X_a = \frac{Q_r \cdot X_e + Q_r \cdot X_r}{Q_0}$$

Donde:

X_e = corresponde al punto 5,
X_r = corresponde al punto 7

Los SST también se calcularon mediante el mismo procedimiento y los resultados se muestran en la Tabla 18.

c) En lo referente a coliformes fecales y huevos de helmintos, se recolectaron en frascos de vidrio de 500 mL cada una, como muestras, SU, al final de cada periodo. El primer parámetro se analizó en el laboratorio portátil Hach y el segundo en el laboratorio regional de CNA, de Puebla, Pue. Los resultados se muestran en la Tablas 19 y 20 respectivamente.

Tabla 19, Resultados de Coliformes fecales^(a) (NMP/100 ml)

Fecha	Hora	Influente	Efluente
10/08/93	16:00	46.0 x 10 ⁶	1500
11/08/93	24:00	46.0 x 10 ⁵	430
12/08/93	08:00	15.0 x 10 ⁵	230

(a).- Parámetro determinado con el equipo portátil Hach.

Tabla 20, Determinación de Helmintos*^(c)

FECHA	HORA	INFLUENTE		EFLUENTE	
		NUMERO DE ESPECIE PARÁSITOS/L	ESPECIE PREDOMINANTE	NUMERO DE ESPECIE PARÁSITOS/L	ESPECIE PREDOMINANTE
9/08/93	16:00	0	-	0	-
10/08/93	24:00	0	-	0	-
12/08/93	8:00	0	-	3	<u>Trichuris-trichuria</u>

(c) Parámetro determinado por el laboratorio regional, CNA Puebla, Pue.

* Técnica Faus y Rirchie

d) Los metales, como Zn, Na, Ca y Mg, se sometieron al mismo procedimiento que los parámetros anteriores y a lo indicado en las Tablas 7 y 8. Posteriormente, se almacenaron en una hielera y transportaron al laboratorio al final del periodo de muestreo. Estos se analizaron en el laboratorio de calidad del agua del IMTA en Cuernavaca, Mor. En lo referente a los detergentes (SAAM), éstos se analizaron en el laboratorio portátil Hach. Los resultados se muestran en la Tabla 21.

La justificación a la selección de los cuatro parámetros, fue tomando uno de los cinco criterios de calidad fisicoquímica de las aguas residuales tratadas utilizadas para riego de cultivos, dados por la FAO, para calidad del agua. Este es la relación de adsorción sodio, utilizado como una medida del peligro de desfloculación del suelo y de toxicidad a los cultivos y se define como radio de adsorción del sodio (RAS), dado por la siguiente expresión:

$$RAS = \frac{Na}{\frac{Ca+Mg}{2}}$$

Donde:

Na = concentración del sodio en el agua tratada, meq/L
 Ca = concentración del calcio en el agua tratada, meq/L
 Mg = concentración del magnesio en el agua tratada, meq/L

Se tienen los siguientes valores promedios del efluente.

Na= 78.3 mg/L =34.04 meq/L; Ca= 86.5 mg/L =4.32 meq/L; y
Mg= 36.87 mg/L =3.03 meq/L

Obteniendo un valor de RAS, de 23.15 tomando en cuenta una conductividad promedio de 885.5 μm y empleando la gráfica de clasificación de las aguas para riego (manual No. 60 del departamento de agricultura de los Estados Unidos), se tiene un agua C3-S4, que presenta peligro de salinidad con concentraciones altas de sodio. Agua no recomendable para todo tipo de cultivo.

En lo referente al Zn, se determinó para observar si existía alguna influencia de industrias metal mecánica.

Tabla 21, Resultados de Laboratorio de SAAM y Metales^(b)

Fecha de muestreo	SAAM mg/L	Zn mg/L	Na mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L
10/08/93					
1	0.389	0.02	83.60	86.20	36.40
6	0.066	0.01	78.20	80.20	34.90
11/08/93					
1	0.402	0.02	89.40	101.00	38.70
6	0.082	0.02	77.10	81.30	34.70
12/08/93					
1	0.246	0.02	94.10	94.90	38.30
6	0.208	0.01	79.60	98.00	41.00

(a).- Parámetro determinado con el equipo portátil Hach.

(b).- Parámetro determinado en el laboratorio de calidad del agua del IMTA en Cuernavaca, Mor.

5. EVALUACION Y DISCUSION DE RESULTADOS

La evaluación y discusión de resultados, cubre el comportamiento que se tuvo los tres días del muestreo de campo del proceso, la eficiencia de remoción global de contaminantes del influente al sistema de tratamiento de la planta "La Marina II", tanto de la DBO, DQO y otros parámetros y la consideración particular y específica que se plantean en el objetivo y alcance de esta evaluación.

5.1 Eficiencias de la planta de tratamiento

En lo referente a los resultados de campo de los tres días de muestreo, se observa en las Tablas 9 a la 17 lo siguiente:

La turbiedad, se mantiene dentro de un ámbito de 77.65% al 86.72% de remoción, siendo lo contrario para la conductividad eléctrica que fue alta, esto se le atribuye a la presencia de iones de Na, Mg y Ca en el influente, tal como se muestra en la Tabla 23. En lo que respecta al pH y temperatura, se encuentra dentro del óptimo señalado por criterio de diseño de $6.5 < \text{pH} < 8.5$ y de $12^{\circ}\text{C} < T < 32^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Más adelante se discutirán los parámetros faltantes.

Con base en los resultados obtenidos de la Tabla 18, se analizan los siguientes parámetros que indican el comportamiento global de la planta de tratamiento biológico:

Se encontró que en los tres días de muestreo, las eficiencias de remoción de DBO están debajo de su diseño (95%), pero de acuerdo a sugerencias personales son eficiencias aceptables, ya que, no existe una norma que delimite los resultados obtenidos de la Tabla 22. De la información dada por CAPAZ, se reportan en las características particulares del efluente, concentraciones de DQO de 86 mg/L, parámetro que esta ligeramente abajo del obtenido en campo (89 mg/L de DQO). Actualmente se recibe una sobrecarga del 20.5 % de materia orgánica, que resulta arriba de la carga media de diseño de 1,740 Kg/día.

Tabla 22, Remoción de, DBO, y, DQO

Fecha de muestreo	Eficiencia de remoción de		Eficiencia de remoción de	
	DQO _{Total}	DQO _{sol.} %	DBO _{Total}	DBO _{sol.} %
10 de agosto de 1993	65.07	57.97	70.9	56.66
11 de agosto de 1993	78.3	66.66	83.4	65.07
12 de agosto de 1993	81.84	69.76	86.35	73.18

Se observa una remoción de coliformes de cinco ciclos logarítmicos, verificándose el resultado en la Tabla 23. Esta información se compara con la Tabla 2, que reporta para una remoción de dos ciclos logarítmicos una eliminación del 66 al 87 % de DBO y de DQO del 57 al 63 % de sustrato, en la presencia de ciliados. Argumentando lo anterior, en ausencia de ciliados, el número de bacterias viables en el efluente es de 106 a 160 X 10⁶/mL.

La remoción de los metales, Na, Ca, y, Mg, fue mínima de 6.45 %, 6.96% y 4.12%, respectivamente, comparada con el, Zn, que se obtuvo del 50%, tal como se muestra en la Tabla 23.

Tabla 23 Resultados de eficiencia de remoción de metales

Parámetro	Influente	Efluente	Eficiencia, %
Zn (mg/l)	0.02	0.01	50
Na (mg/l)	83.60	78.20	6.45
Ca (mg/l)	86.20	80.20	6.96
Mg (mg/l)	36.40	34.90	4.12
Coliformes fecales, NMP/100 ml	31.16x10 ⁶	230	99.99

El sistema presenta una remoción de detergentes en los dos primeros días de muestreo del 83% y 79.6%, respectivamente. En el tercer día se removió aproximadamente el 15.45%, resultado mostrado en la Tabla 21. Este comportamiento no es confiable, ya que, por antecedente se conoce que los detergentes son biodegradables. Lo anterior se le atribuye a la oxidación por la sobredosis de cloro de 13 a 16 mg/l, encontrándose arriba de su criterio de diseño de 3 a 8 mg/L.

La remoción P-PO₄ observada en los dos primeros días de muestreo presentó una relación de aproximadamente de 1: 1.8, 1: 1.9 en el efluente tanto para P-PO₄, como N-NH₃. El tercer día la relación fue alta de 1:4.44, acercándose a la reportada en literatura⁽⁵⁾, de N:P de 1:5. Además, se observa en la Tabla 18, que el tercer día la remoción del material orgánico aumento.

En el tanque contacto de cloro, se produjo nitrificación. Con base a los resultados de laboratorio, se reporta un aumento de concentración de NO₂ y NO₃ y remoción del N-NH₃ y N-orgánico, característico del proceso de nitrificación. La literatura⁽⁵⁾ denomina a este proceso como **cloración en el punto de quiebre**, que es empleado en el tratamiento avanzado de aguas residuales.

5.2 Determinación de las constantes cinéticas

Para comparar las constantes cinéticas, por criterio de diseño, con lo observado en campo, se procedió a aplicar las Ecs. 7, 5, 14, y 16, del subcapítulo 2.2. Se calcularon las constantes con el empleo de los resultados de campo y laboratorio, usando la DQO como parámetro de medición de la concentración de la materia orgánica, del agua residual a tratar. Las constantes cinéticas seleccionadas fueron: Sn, k, y, K; las constantes de crecimiento, a, y, b; y las constantes de oxígeno, a', y, b'.

A partir de la Tabla 24, se obtiene la Fig. 17, que muestra el comportamiento de la variación del sustrato, con un factor de correlación (r) de 0.118 que presenta una concentración, Sn, de 31.11 mg/L y una constante de biodegradación de 20 día⁻¹. El factor de correlación es bajo para la interpretación de los resultados; este comportamiento se puede atribuir al bajo tamaño estadístico de la muestra. También el factor de recirculación afectó, debido a que, en los dos días de muestreo, la recirculación se mantuvo constante, del orden del 54%, no siendo así el tercer día que fue del 39%. Se observan variaciones bruscas de los SSVLM, parámetro que afecta a los resultados dados en la Tabla 27, como es la constante de proporcionalidad, con un 45% abajo de su criterio de diseño.

Tabla 24, Cálculo para la determinación del sustrato no biodegradable, S_n , constante de proporcionalidad, k , y constante de biodegradabilidad, K .

Cálculo de las constantes, S_n , k , y K . Planta de tratamiento de Zihuatanejo, Gro. "La Marina II"													
Fecha	Hora	T agua °C	Q_{11} L/s	Q_{12} L/s	Q_{13} L/s	R^{**}	S_{11} mg/L	S_{12} mg/L	S_{13} mg/L	S_{14} mg/L	X_{11} mg/L	t_1 días	$(S_0 - S_1)/K_1 t_1$
09/08/93	16:00	30.2	93.70										
	24:00	30.0	91.80										
10/08/93	8:00	29.1	95.06										
Promedio		29.77	93.52	50	143.52	0.54	334	91	249	91	1461	.177	.612
10/08/93	16:00	30.5	89.98										
	24:00	29.0	95.74										
11/08/93	8:00	28.0	94.49										
Promedio		29.17	93.40	50	143.40	0.54	395	99	292	99	1843	.177	.590
11/07/93	16:00	32.0	145.42										
	24:00	29.9	121.79										
12/08/93	8:00	29.8	113.51										
Promedio		30.57	126.91	50	176.91	0.39	414	96	324	96	1139	.144	1.393

**= recirculación

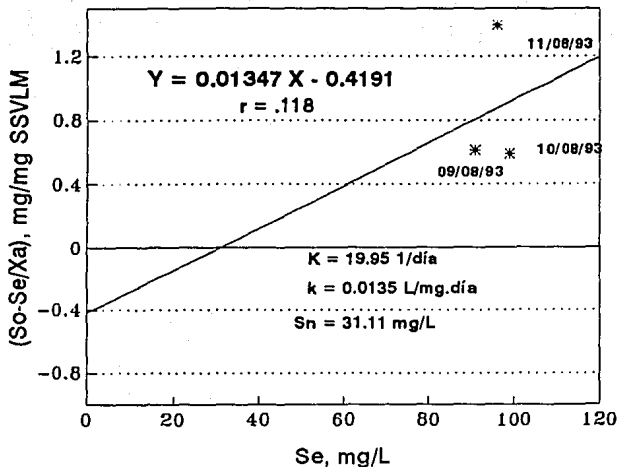


Fig. 17, Variación del sustrato en la determinación de, S_n , k , y , K .

En lo que se relaciona a la obtención de las constantes, a , y , b , mediante la variación de los SSVLM, se muestra el cálculo y resultados en la Tabla 25. Se obtuvo la Fig. 18, gráfica que no es la esperada, comparada con la Fig. 4, del subcapítulo 2.2. Esto se le atribuye a lo argumentado en el párrafo anterior. Como consecuencia los parámetros de criterio de diseño, reportados en la Tabla 27, no coinciden con los valores basados en DQO_T.

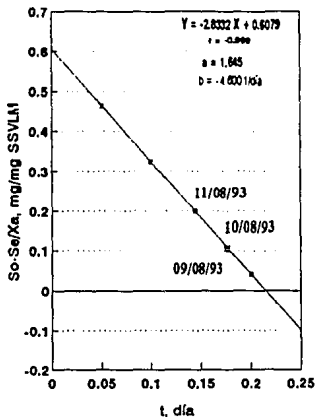


Fig. 18, Variación de la biomasa en la determinación de, a , y , b .

Tabla 25, Cálculo para la determinación de los parámetros de crecimiento, a, y, b.

Cálculo de las constantes "a" y "b" Planta de tratamiento de Zihuatanejo, Gro. "La Marina II"			
Fecha	Hora	$(S_0 - S_e)/X_a$	t, días
9/08/93	16:00		
	24:00		
10/08/93	8:00		
Promedio:			
		0.108	0.177
10/08/93	16:00		
	24:00		
11/08/93	8:00		
Promedio:			
		0.105	0.177
11/08/93	16:00		
	24:00		
12/08/93	8:00		
Promedio:			
		0.200	0.144

La determinación de los parámetros, a', y, b', se puede interpretar con una confiabilidad alta, ya que el factor de correlación logrado es del 98 %, observado en la Tabla 26. El valor para, a', es del 90.3% en su valor de diseño, a diferencia del valor de, b', que se encuentra un 18% arriba de su criterio de diseño. La gráfica de la Fig. 19, es la esperada por literatura.

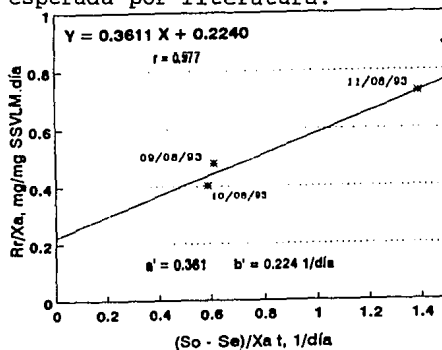


Fig. 19, Determinación de los parámetros de utilización de oxígeno, a', y, b'.

Tabla 26, Cálculo para la determinación de los parámetros de utilización de oxígeno, a' , y , b' .

Cálculo de las constantes "a'" y "b'" Planta de tratamiento de Zihuatanejo, Gro. "La Marina II"												
Fecha	Hora	R_r , mg/L. día	r^*	X_a , mg/L	R_r/X_a , mg/mg SSV.día ⁻¹	$(S_0-S_e)/X_a t$, día ⁻¹						
9/08/93	16:00	473	0.889	1461	0.481	0.612						
	24:00	648	0.893									
10/08/93	8:00	990	0.926									
Promedio:		703										
10/08/93	16:00	684	0.845				1843	0.402	0.590			
	24:00	590	0.876									
11/08/93	8:00	947	0.907									
Promedio:		740										
11/08/93	16:00	381	0.801							1139	0.726	1.393
	24:00	1043	0.785									
12/08/93	8:00	1057	0.924									
Promedio:		827										

*=factor de correlación de la velocidad de consumo de oxígeno

El comportamiento de los resultados, de la tabla 27, se le atribuye a los pocos SSVLM en el reactor. Estos se encontraban a un 25.4% (porcentaje promedio), abajo de su valor de diseño de 1,181 mg/L (valor mínimo de diseño, SSVLM).

Tabla 27, Comparación de las Constantes Cinéticas, con valores observados y de criterio de diseño.

Constantes Cinéticas	Unidades	Ambitos ^(a)	Valores basados en DQO _T	Valores de diseño
k	l/mg.día	0.017-0.03 ⁽⁷⁾	0.0135	0.03
a		0.73 ⁽⁷⁾	1.64	0.4
b	l/día	0.075	-4.66	
a'		0.48-0.77 ⁽²⁷⁾	0.3611	.4
b'	l/día	0.049-0.15 ⁽²⁷⁾	0.224	0.19

a= Valores reportados por la literatura

5.3 Parámetros operacionales del tanque de aireación

Tal como se reporta en la literatura⁽³⁹⁾ cuando la relación F/M es alta, con un valor superior a 0.6, tal como se observa en la Tabla 28, se mencionan las siguientes características:

- no se tienen suficientes microorganismos en el tanque de aireación,
- no hay amortiguamiento para recibir cargas fuertes,
- hay un posible incremento de DBO en el efluente final, y
- se presenta una creciente tasa de consumo de oxígeno (Rr/Xa).

Lo anterior se puede verificar en la Tabla 18, de resultados de laboratorio, en lo referente a SSVLM y DBO que se obtuvo este comportamiento. En lo que se relaciona a Rr/Xa en la Tabla 28, se observa que al incremento de F/M hay una proporcional de Rr/Xa. No fue posible determinar el índice volumétrico de lodos, por falta de datos de campo. Este parámetro nos podría indicar si el clarificador está operando bien; pero, con base al análisis de remoción de sólidos suspendidos, obtenido en esta unidad, indica que se obtuvo una remoción del orden del 92 al 95 %.

Tabla 28, Comparación de los parámetros operacionales, con valores observados y de criterio de diseño.

FECHA DE MUESTREO	IVL, L/mg	Ambito IVL (a)	F/M	Ambito F/M (a)	Rr/Xa, mg/g SSV. h	Ambito Rr/Xa (a)
10/08/93	29.14	<100	0.963	0.20-6 ⁽²⁷⁾ 0.2-0.4 0.3-0.6 ⁽⁷⁾	20	8-20
11/08/93	21.36	<100	0.895		16.7	80-20
12/08/93	54.60	<100	0.991		30.2	80-20

a= Valores reportados por la literatura

En lo relacionado a la θ_c , se emplea la Ec. 22, para su calculo, siendo esta la siguiente:

$$\theta_c = \frac{VX_0}{(Q_w X_r + Q X_0)}$$

Donde:

$$\begin{aligned} X_0 &= 121 \text{ mg/L} \\ X_r &= 4,510.7 \text{ mg/L} \\ V &= 2,197.25 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Para la determinación del parámetro Q_w , se plantea un balance de masa en el clarificador secundario de la Fig. 2, y se obtiene la Ec, 56, y se sustituye con valores promedios, que corresponden a los tres días de muestreo.

$$Q_w = \frac{Q X_a - Q_r (X_r - X_a)}{X_a} \quad (56)$$

Donde:

$$\begin{aligned} Q &= 154.61 \text{ L/s} \\ X_a &= 1,481 \text{ mg/L} \\ Q_r &= 50 \text{ L/s} \\ X_r &= 4,510.7 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

Se obtiene una $\hat{t}_c = 13$ días y $Q_w = 52$ L/s, en lo que respecta al tiempo de retención celular, este se encuentra dentro de su ámbito de diseño de 5 a 15 días (Metcalf y Eddy⁽⁵⁷⁾).

5.4 Tasa de transferencia de oxígeno

Con base en la recolección de información, dada en la memoria de cálculo⁽³⁵⁾, se procedió a la selección de los parámetros y se aplicaron las Ecs. 47 y 52 del subcapítulo 2.5, así como las consideraciones particulares mencionadas en este subcapítulo. Se presenta la modificación de la Ec. 47, a continuación.

$$(T.R)_{actual} = (T.R)_{estandar} + 1.2043 \frac{(7.6 - C)}{9.2} \quad (57)$$

Donde:

(T.R) estándar = 3.6 lb/HP.h

Los valores de α y β son tomados de la bibliografía⁽⁵⁾:

$$\alpha = 0.6 - 1.2$$

$$\beta = 0.7 - 0.98$$

$$T_{prom} = 30^\circ C$$

$$C_{1atm, 30^\circ C} = 7.6 \text{ mg/L}$$

El cálculo de la potencia requerida para efectuar la transferencia de oxígeno al agua es mediante Ec. 58.

$$HP = \frac{R_r}{(T.R)_{actual} * f_c} \quad (58)$$

Donde:

$$f_c = 0.608 \text{ (Kg/ Kw h) / (lb/HP. h)}$$

$$V = 2.197 \times 10^6 \text{ L}$$

$$H_p = 0.7457 \text{ KW}$$

$$\text{mg/L. día} = 0.09154 \text{ Kg/h}$$

Como se menciona en los resultados de campo, la información obtenida de oxígeno disuelto es analizada y reportada en la Tabla 29. Se muestra un ámbito de 29.46 a 75 HP, encontrándose dentro del ámbito de diseño de la potencia de mezclado de 80 HP. Con el empleo de la Ec. 15, del subcapítulo 2.2, se calcula R_r , con los resultados de campo y de laboratorio, que corresponden a las siguientes condiciones:

$$R_r = a'(S_0 - S_e)Q + b \text{ NaV}$$

Donde:

los valores para cada uno de los parámetros, son los siguientes:

Q = 105 L/s

a' = 0.366

b' = 0.224 día⁻¹

S₀ = 381 mg/L, de DQO_{total}

S_e = 89.33 mg/L₅, de DQO_{total}

V = 2,197.25 m³

sustituyendo en la ecuación dada anteriormente, con sus correspondientes conversiones, se obtiene la tasa de utilización de oxígeno, R_r, con un valor de 1,697.37 Kg/ día, encontrada dentro de su ámbito de diseño de 1,692.5 a 1,746.29 Kg/día.

Tabla 29, Resultados de potencia requerida para efectuar la transferencia de oxígeno al agua.

Fecha	(T.R)actl b/Hp. h	C, mg/L	R _r ,		KW	HP
			Kg/h	Kg/día		
9/8/93	3.238	0.73	43.25	1,038	21.97	29.46
9/8/93	2.790	1.69	59.32	1,424	34.97	46.90
10/8/93	3.114	1.01	90.6	2,174	47.85	64.17
Promedio	2.970	1.143	64.39	1,545	35.66	47.82
10/8/93	2.916	1.42	63.14	1,515	35.61	47.75
10/8/93	3.150	0.92	53.98	1,296	28.18	37.79
11/8/93	2. '54	1.75	86.66	2,080	51.75	69.40
Promedio	2.941	1.36	67.76	1,626	37.89	50.81
11/8/93	3.240	0.72	34.84	836.2	17.69	23.72
11/8/93	2.808	1.66	95.48	2,292	55.93	75.00
12/8/93	2.844	1.55	96.67	2,321	55.91	74.98
Promedio	2.970	1.31	75.66	1,816	41.90	56.19

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de los objetivos planteados para la evaluación de la planta de tratamiento biológica, se logró cubrir el 100% de los alcances planteados, limitados éstos por los problemas operacionales encontrados en el proceso de lodos activados. A continuación se menciona lo más relevante de estas conclusiones, así como sus respectivas recomendaciones.

6.1 Conclusiones

La bibliografía, dada en el capítulo 2, sirvió de apoyo para el planteamiento de la metodología de muestreo y procesamiento de información, obtenida en campo y de laboratorio, en particular los subcapítulos 2.2 y 2.5.

Planta en general

1. El sistema de tratamiento actualmente está operando con un gasto de influente promedio de 105 L/s, que supera ligeramente al gasto medio de diseño de 100 L/s. Además la concentración de DBO de diseño es de 201 mg/L y actualmente recibe 231 mg/L, por lo cual le esta llegando una sobrecarga del 20.4 % de materia orgánica, que resulta arriba de la carga media de diseño de 1,740 Kg/día.

2. La planta presenta una eficiencia de remoción de materia orgánica como DBO_{total} de 70.9 a 86.6%, que está ligeramente dentro del ámbito de diseño de 85 a 95%. Pero la DBO supera la concentración de diseño (10 a 20 mg/l) de 2.5 a 3 veces, sin embargo, la calidad del efluente (36 a 51 mg/L) es aceptable para ser descargado en aguas recreativas sin contacto primario.
3. En lo referente a coliformes fecales se tiene un promedio de 720 NMP/100mL (ámbito de los tres días es de 230 a 1500 NMP/100 mL). y al igual que el punto anterior, es aceptable para ser descargado en aguas recreativas sin contacto primario.

Tanque de aireación

3. Por el pequeño tamaño de la muestra y la baja concentración de **SSVLM**, no fue posible determinar confiablemente los parámetros, **k**, **a**, **y**, **b**. En cambio se observó que los parámetros de utilización de oxígeno, **a'**, **y**, **b'**, se encuentran, aproximadamente dentro del ámbito de diseño de 0.4 y 0.19 día, respectivamente.
4. En lo referente a los parámetros operacionales **F/M** y **Rr/Xa**, se concluye que por la falta de **SSVLM**, se presentó un incremento de **F/M** arriba del ámbito aceptado para diseño (0.3 a 0.6), a su vez afectando a la tasa de consumo de oxígeno. Se observa que al incrementar la **F/M** la relación **Rr/Xa** disminuye y viceversa (tabla 28). El τ_c , se encontró dentro de su ámbito normal⁽⁵⁾ (5 a 15 días) de 13 días y el Q_r , de lodos fue información proporcionada directamente por el operador que correspondía a 50 L/s, (50% de Q), ámbito aceptado como criteriol⁽⁵⁾, de 25% a 100% de Q.
5. Se calculó la potencia de los aireadores necesaria para suministrar el oxígeno requerido por los microorganismos. Donde se observa un comportamiento promedio de los tres días de muestreo en el aerador aproximadamente de un 60% a un 70.24 % abajo de su potencia de diseño de 80 HP. Además, se considera que el aire suministrado es el apropiado para el efecto de capacidad de transferencia de masa y el restante para el efecto de mezclado de 30 HP, como lo reporta Metcalf & Eddy⁽⁵⁾. Obteniendo una tasa de utilización de oxígeno de 1,692.5 Kg/día, correspondiente a su ámbito de diseño, que es de 1,544 a 1,816 Kg/día.

Unidades de la planta de tratamiento biológica

Con base a una comparación de parámetros de diseño, de literatura y valores obtenidos en campo para sus diferentes unidades de tratamiento⁽⁵⁾, se concluye lo siguiente.

Reactor biológico

Los ámbitos de pH y temperatura del licor mezclado en el reactor están entre 8 a 7.33 y 26 a 34 °C, respectivamente. Lo anterior es adecuado para propiciar el crecimiento de los microorganismos, especificado como normal, con pH de 6.5 a 8.5 y temperatura entre 12°C y 32°C. Por otro lado **SSVLM** observados fueron de 1,139 a 1,843 mg/L, lo cual no cumple con el ámbito recomendado por Metcalf⁽⁵⁾ de 2,000 a 3,000 mg/L. Aunque sí cumple con el ámbito de diseño, correspondiente a 1,181 a 2,512 mg/L.

La concentración promedio de oxígeno disuelto, durante los tres días de muestreo, fue de 1.14 a 1.35 mg/L, presentándose eventualmente valores menores a 1 mg/L.

El tiempo de retención(4 h con 35 min), está dentro del ámbito recomendado en la literatura de 4 a 8 h.

Clarificador

De acuerdo con la Tabla 20, de los resultados de laboratorio, se observa que la eficiencia del clarificador está dentro de un ámbito de remoción de SST entre 91% a 97.5%, respectivamente, (255 a 355 mg/L).

Tanque de Contacto de Cloro

Se considera que está diseñado y operado correctamente, ya que el tiempo de retención hidráulica (0.35 h) y concentración del cloro residual (1 a 5 mg/L) observado se encuentra dentro de criterio de diseño (0.33 a 0.5 h y 1 a 5 mg/L, respectivamente). Además, se observa una sobredosis de cloro de 13 a 16 mg/L. Se le atribuye esto a la demanda requerida para la oxidación del N-NH₃ y N-orgánico.

6.2 Recomendaciones

En general, la planta presenta problemas operacionales en el tanque de aireación; las demás unidades como el desarenador, clarificador y el tanque de contacto de cloro, están operando correctamente. Se dan las siguientes recomendaciones:

1. Aumentar la concentración de **SSVLM**, en el reactor, considerando que el valor máximo recomendable es de 2,500 a 3,000 mg/L, para un proceso de lodos activados convencional completamente mezclado mediante el aumento del gasto de purga de lodos (Qw).

2. Se recomienda limpiar el desarenador con más frecuencia a lo acostumbrado, con el propósito de evitar reducciones en el área hidráulica, debido a que esto parece provocar incrementos en la, DBO como las observadas en la Tabla 18, de resultados de laboratorio.
3. Es necesario poseer un laboratorio bien equipado, que permita identificar rápidamente fallas de operación. Este laboratorio de proceso daría servicio a ambas plantas de tratamiento.
5. Además, conviene una caracterización adecuada de lodos, debido a que éstos aparecen reportados en el **Diario Oficial de la Federación** del 22 de octubre de 1993, como un **residuo peligroso**.
6. En lo relacionado al destino del efluente de la planta de tratamiento, si se dispone para riego, está restringida por la características que presenta y éstas son las siguientes:
 - a) Existe peligro de salinidad a alto contenido de sodio; no siendo un agua propicia para todo tipo de cultivos⁽⁴⁶⁾.
 - b) Por los resultados presentados en la Tabla 19, el tercer día de muestreo se identificaron helmintos. Con base a esto, el tipo de riego está restringido de acuerdo a su criterio⁽⁴⁷⁾.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- 1.- Water Pollution Control Federation (1991). Activated Sludge Microbiology.
- 2.- Water Pollution Control Federation (1977). Wastewater Treatment Plant Design, Manual of practice No. 8, pp. 217-276.
- 3.- Ganczarezyk, J.J. (1988). Activated Sludge Process Theory and practice. Editorial Marcel de Ker, Inc, New York, pp. 1-13.
- 4.- Dart R.R. and Stretton R.J. (1980). Microbiological Aspects of Pollution Control. Second Edition, Scientific Publishing Company, pp. 123-128.
- 5.- Metcalf and Eddy, Inc (1991). Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. Tercera edición, McGraw Hill, Inc.
- 6.- Horan N. J. (1990). Biological Wastewater Treatment Systems, Theory and Operation. John Wiley & Sons, pp. 55-57 y 99-73.
- 7.- Ramalho R. S. (1991). Tratamiento de Aguas Residuales. Segunda edición, editorial Reverte, S.A.
- 8.- Vasicek R.P. (1982). "Use of a Kinetic Study to Optimize the Activated Sludge Process". Journal of the Water Pollution Control Federation. 54 (8), pp. 1176-1184.
- 9.- Eckenfelder, W.W., Jr. (1989). Industrial Water Pollution Control. Segunda edición. Mc.Graw Hill International, pp. 110-135.
- 10.- Goodman L.B. and Englande A.J., jr. (1974). "A Unified Model of the Activated Sludge Process". Journal of the Water Pollution Control Federation. 46 (2), pp. 312-332.
- 11.- Eckenfelder, W.W., Jr. and Ford L.D (1970). Water Pollution Control: Experimental Process Design. The Pemberton Press Jenkins, Publishing Company, Austin and New York, pp. 132-155.
- 12.- APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, (1985). Washington, 16 Edition, pp. 37-44 y 127-129.
- 13.- Suchka J. and Ferreira E. (1986). "Activated Sludge Respirometric Measurements". Water Research. 20 (2), pp. 137-144.
- 14.- Montgomery J. M. (1985). Water Treatment Principles and design. Editorial A Wiley-Interscience Publication, pp. 104-105.
- 15.- Water Pollution Control Federation (1987). Activated Sludge, Manual of Practice No. OM-9.1973.

- 16.- Lara A. E. (1985). Manual de Laboratorio de Operaciones Unitarias, DEPMI, pp. 34-43.
- 17.- Peavy, H. S., et al (1985). Environmental Engineering. Editorial McGraw Hill.
- 18.- Degrémont (1979). Manual Técnico del Agua. Editorial Artes Gráficas Grijalba, pp. 361-362.
- 19.- Cashion S. R and Keinath M.T. (1983). "Influence of thee factors on Clarification in the Activated Sludge Process". Journal of the Water Pollution Control Federation. 55 (11), pp. 1331-1337.
- 20.- Stukenberg J.R., et al (1983). "Activated Sludge Clarifier Desing Improvement". Journal of the Water Pollution Control Federation. 55 (4), pp. 341-348
- 21.- Niku S. and Schroeder E.D. (1981). "Factors Affecting Effluent Variability from Activated Sludge Processes". Journal of the Water Pollution Control Federation. 53 (5), pp. 546-559.
- 22.- Benefield D.L. and Randall W.C. (1980). Biological process Desing for Wastewater Treatment. Editorial Prentice - Hall, Inc, Englewood Cliffs.
- 23.- Eckenfelder, W.W., Jr. (1991). Principles of Water Quality management. Krieger Publishing Company Malabar, Florida, pp. 199-248.
- 24.- EPA -625/1-77-009 (1977). Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities. Process Desing Manual
- 25.- Stukenberg, J. R., Wahbeh V.N. and McKinney R.E. (1977).* "Experiences in Evaluating and Specifying Aeration Equipment" . Journal of the Water Pollution Control Federation. 49 (66) pp.
- 26.- Emde W.V. and Schopp.er U.(1972). "Control of Activated Sludge* Plants". Water Research. 6 (), pp 447-449.
- 27.- G. Hamer (1989). "Treatment of Sewage Sludge". En Bruce M. A. et al. Editorial elsevier applied science, London and New York, pp 2-5.
- 28.- Epa 1625/R.92/013 (1992). Control of Pathogens and Vector attraction of Sludge. Enviromental Regulation and Technology, pp 49-58.
- 29.- Vigueras C. L. (1993). Elaboración de composta a partir de lodos residuales. Tesis de grado de la Facultad de Ciencias, UNAM.
- 30.- CFR (Código federal de Reglamento de Estados Unidos) (1993). Parte 503, fracción 329240, tomo 40. Febrero 19, pp. 3-7.

- 31.- Kiff J. R. et al (1984). "Sewage Sludge Stabilisation and Desinfection". En Bruce M.A. Editorial Water Research Centre. pp 576-580.
- 32.- Vicent J.A. and Critchley R.F. (1984). "Sewage Sludge Stabilisation and Desinfection". En Bruce M.A. Editorial Water Research Centre. pp 550 - 563.
- 33.- Camperos R.E., Vigueras C. L. y Armenta L.S. (1991). Estudio de factibilidad para el montaje de una planta de composteo. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, informe interno.
- 34.- SEDUE (1985). Análisis de Factibilidad e Ingeniería Básica de los Sistemas de Tratamiento de Agua residuales de Zihuatanejo, Gro.
- 35.- DIPLASA (1990). Proyecto Ejecutivo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Marina II".
- 36.- IPESA (1990). Proyecto ejecutivo para rehabilitación y adecuación de los sistemas de agua potable y alcantarillado de la Ciudad de Zihuatanejo, Gro.
- 37.- EPA (1979). Inspectors Guide for Evaluation of Municipal Wastewater Treatment Plants
- 38.- Hach Company (1990). Laboratory Instrument Drele/20100 Portable Laboratory.
- 39.- SARH (1983). Manual del Curso, "Estudio de Calidad del Agua".
- 40.- INEGI (1980). Censo General de Población y Vivienda, del Edo. de Guerrero.
- 41.- INEGI (1990). Censo General de Población y Vivienda, del Edo. de Guerrero.
- 42.- Norma oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL (1993). Límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen Urbano o Municipal para su disposición mediante riego agrícola". Diario Oficial de la Federación, lunes 18 de octubre, pp. 120
- 43.- Norma oficial Mexicana NOM-CCA-033-ECOL (1993). "Condiciones bacteriológicas para el uso de aguas, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas". Diario Oficial de la Federación, lunes 18 de octubre, pp. 124.

ANEXO FOTOGRAFICO

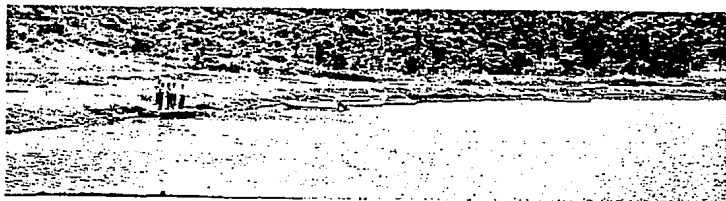


Fig. 1, Descarga del agua tratada (efluente), mediante un tubo de conducción al estero la salina. Localizado en la parte izquierda y debajo del lugar donde se localizan las personas que aparecen en la fotografía.



Fig. 2 Panorámica del estero la Salina.



Fig. 3 Panorámica del basurero Municipal, observando en la parte izquierda el carro tanque que contiene los lodos residuales.



Fig. 4 Descarga de los lodos residuales, por el carro tanque al predio asignado por el municipio.