

01177
//



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

FACULTAD DE INGENIERIA

**DIGESTION ANAEROBIA NO CONVENCIONAL DE
LODOS COMBINADOS, UTILIZANDO UN REACTOR
TIPO UASB**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERIA
(A M B I E N T A L)
P R E S E N T A :
URIEL MANCEBO DEL CASTILLO STERNENFELS

DIRECTOR DE TESIS DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES

JURADO: DRA. GEORGINA FERNANDEZ VILLAGOMEZ
M. EN C. MARICELA BERNAL GONZALEZ
DRA. FRIDA MARIA LEON RODRIGUEZ
ING. ENRIQUE HERAS HERRERA



MEXICO, D. F.

2006

MARZO 2001



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 esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

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

A Brenda Mendoza González

*Por todo el apoyo, la ilusión y la felicidad que me das;
por que construir a tu lado es un privilegio, y tu amor
hace que éste y cualquier esfuerzo valga la pena.*

Te amo

A mi mamá, Lourdes Sternenfels Davidovich:

Por tu cariño, por tu amor y por que me has enseñado que aunque las cosas no se vean fáciles, con empeño y con valor se puede salir adelante.

A mi papá, D. Uriel Mancebo del Castillo y Mancebo del Castillo (†):

Siempre vivirás en mi mente.

A mi hermana, Gaby:

Por todo lo que hemos aprendido juntos (y por lo que nos falta).

A mi abuelita Georgina:

Por escucharme y por que siendo tan luchona, no nos dejas otra mas que seguir tu ejemplo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por haberme dado la oportunidad de estudiar primero la licenciatura y después la maestría; por ser una institución que a lo largo de los años ha forjado su identidad a partir de su gente, y que a pesar de ser víctima de tantas circunstancias ajenas a su naturaleza, sigue siendo una opción de superación para el pueblo.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM, por todo el apoyo académico, técnico y económico que a lo largo de cinco años me ha proporcionado.

A la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH) del Gobierno del Distrito Federal, por facilitar el terreno, las instalaciones y el apoyo económico para el desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles, por su dirección en el desarrollo de este trabajo, y por toda la confianza que depositó en mí.

Al M. en B. Santiago Ortega Charleston, por lo valioso de su asesoría durante la totalidad del desarrollo de este trabajo y por ser tan buen amigo.

A mi amigo y compañero en este proyecto, Jaime Alejandro Pérez García, por que entre los dos lo difícil lo hicimos fácil, y en lo imposible, nos tardamos un ratito.

Al personal de la zona de plantas piloto de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella, muy especialmente Marcelo, Martín y Williams, por que gracias a su asesoría y ayuda, nos sacaron de muchos problemas a la hora de trabajar, y por los partidos que jugamos cuando fue hora de la cáscara. A Doña Amalia, le agradezco sinceramente todas sus atenciones.

Al Ing. Enrique Heras Herrera, por su apoyo, por su amistad y por que sus enseñanzas fueron muy importantes para que yo me inclinara por la Ingeniería Ambiental.

A los miembros del H. Jurado, por su revisión y comentarios a este trabajo.

Al MI Gabriel Moreno Pecero, por su invaluable amistad y apoyo en todo momento.

A la QA Margarita Cisneros Jiménez, por su disposición para que las cosas siempre salgan lo mejor posible.

A todas las personas que laboran en el Instituto de Ingeniería cuyo trabajo contribuyó para que yo pudiera hacer el mío.

A mis profesores y compañeros de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM.

A mis compañeros en la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería.

CONTENIDO

	Página
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABLAS	vii
NOMENCLATURA	viii
RESUMEN	x
OBJETIVOS	xi
CAPÍTULO 1	
INTRODUCCIÓN	
1.1 Problemática actual en materia de manejo de lodos de desecho en plantas de tratamiento de aguas residuales	1
1.2 Marco normativo	2
1.3 Estructura del trabajo	6
CAPÍTULO 2	
TRATAMIENTO DE LODOS BIOLÓGICOS DE DESECHO	
2.1 Características de los lodos biológicos de desecho	7
2.2 Procesos de tratamiento para lodos biológicos de desecho	8
2.2.1 Espesamiento	8
2.2.2 Estabilización	11
2.2.3 Acondicionamiento	16

2.2.4	Deshidratación	17
2.2.5	Disposición final	22
2.3	Digestión anaerobia	22
2.3.1	Aspectos bioquímicos y microbiológicos	23
2.3.2	Aspectos fisicoquímicos	25
2.3.3	Formación de biomasa	30
2.4	Digestores anaerobios de lodos	34
2.4.1	Diseño de digestores anaerobios de lodos	37
2.4.2	Geometrías de digestores anaerobios convencionales de lodos	39
2.4.3	Equipos de proceso	42
2.4.4	Producción y manejo de biogás	48

CAPÍTULO 3

DESARROLLO EXPERIMENTAL

3.1	Descripción del prototipo	49
3.2	Parámetros de control y respuesta	54
3.2.1	Arranque	54
3.2.2	Operación estable	55
3.3	Metodología de muestreo	56
3.4	Técnicas analíticas	57

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

4.1	Arranque	58
4.2	Operación estable	59
4.2.1	Influente	59
4.2.1.1	Sólidos suspendidos	59
4.2.1.2	Carga másica alimentada	61

4.2.1.3 Demanda química de oxígeno	62
4.2.2 Lodos contenidos en el digestor	62
4.2.2.1 Sólidos suspendidos	63
4.2.2.2 Alcalinidad, ácidos grasos volátiles y pH	65
4.2.2.3 Demanda química de oxígeno	67
4.2.2.4 Actividad metanógena	67
4.2.2.5 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación	67
4.2.3 Sobrenadante	69
4.2.3.1 Sólidos suspendidos	69
4.2.3.2 Alcalinidad y pH.	71
4.2.3.3 Demanda química de oxígeno	72
4.2.4 Purga	73
4.2.5 Balance de masa	74
4.2.5.1 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos con base a concentraciones promedio	77
4.2.5.2 Producción teórica de biogás	78
4.2.6 Concentración de patógenos en influente y en la cama de lodos	78
4.2.6.1 Coliformes fecales	79
4.2.6.2 Huevos de helminto	81

CAPÍTULO 5

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1 Estabilidad del proceso	83
5.2 Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos	85
5.3 Potencial de reuso de los biosólidos producidos por el digestor con base a su eficiencia en la eliminación de patógenos	86

CAPÍTULO 6**CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

6.1 Conclusiones	89
6.2 Recomendaciones	90
BIBLIOGRAFÍA	91
ANEXO 1	
MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS	93
ANEXO 2	
TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS EN LABORATORIO	96
ANEXO 3	
LOCALIZACIÓN DEL DIGESTOR Y DIAGRAMA DE TUBERÍA E INSTRUMENTACIÓN	103
ANEXO 4	
ANEXO FOTOGRÁFICO	106

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura No.</i>	<i>Descripción</i>	<i>Página</i>
2.1	Perfil de concentración de sólidos en un espesador por gravedad	9
2.2	Filtro de vacío	18
2.3	Filtro banda	19
2.4	a) Corte de platos y b) Filtro prensa	20
2.5	Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia	24
2.6	Gráfica del efecto del nutriente limitante sobre la razón específica de crecimiento	32
2.7	Curva de crecimiento bacteriano en función de la masa de microorganismos con respecto al tiempo	33
2.8	Digestores anaerobios, a) tasa baja y b) tasa alta	34
2.9	Digestor anaerobio convencional	35
2.10	Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos	36
2.11	Geometría clásica	40
2.12	Geometría americana	40
2.13	Geometría europea	41
2.14	Geometría en forma de huevo	41
3.1	Arreglo en planta y principales dimensiones del digestor	49
3.2	Diagrama de un corte transversal del digestor (corte A-A')	50
4.1	Contenido de sólidos suspendidos en el influente del digestor	60
4.2	Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en el influente del digestor	60

Figura No.	Descripción	Página
4.3	Carga másica alimentada al digestor durante el periodo de operación estable	61
4.4	Demanda Química de Oxígeno en el influente	62
4.5	Contenido de sólidos suspendidos en los lodos contenidos en el digestor	63
4.6	Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en los lodos contenidos en el digestor	64
4.7	Concentración de SST con respecto a la profundidad del digestor	64
4.8	Perfil de velocidades ascendentes en el digestor	65
4.9	Relación de alcalinidades (α) en los lodos contenidos en el digestor	66
4.10	pH en los lodos contenidos en el digestor	67
4.11	Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor	68
4.12	Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digestor	69
4.13	Contenido de sólidos suspendidos en el sobrenadante del digestor	70
4.14	Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante del digestor	70
4.15	Relación de alcalinidades (α) en el sobrenadante del digestor	71
4.16	pH en el sobrenadante del digestor	72
4.17	Demanda Química de Oxígeno en el sobrenadante del digestor	73
4.18	Flujo de sólidos suspendidos volátiles en el digestor	74
4.19	Coliformes fecales en el influente	79
4.20	Coliformes fecales en los lodos contenidos en el digestor	80

LISTA DE TABLAS

Tabla No.	Descripción	Página
2.1	Eficiencias de distintos procesos de estabilización en cuanto a la calidad de los lodos producidos	14
2.2	Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados	37
2.3	Efecto de la concentración de sólidos y el tiempo de retención sobre la carga orgánica en digestores anaerobios	38
2.4	Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga	38
3.1	Parámetros analizados para el monitoreo del funcionamiento del digestor	57
4.1	Parámetros de monitoreo en los lodos contenidos en el digestor empleados durante el periodo de estabilización	59
4.2	Resultados obtenidos para la purga durante la primera semana de operación	73
4.3	Número más probable de coliformes fecales en el influente y en los lodos contenidos en el digestor	79
4.4	Huevos de helminto en el influente	81
4.5	Huevos de helminto en los lodos contenidos en el digestor	81

NOMENCLATURA

g	Aceleración de la gravedad (9.81 ms^{-2}).
AGV	Ácidos grasos volátiles (mgL^{-1}).
Ae	Actividad metanógena específica ($\text{gCH}_4\text{-DQOg}^{-1}\text{SSV por día}$).
Alc	Alcalinidad ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$).
A_P	Área transversal de la tubería de purga (m^2).
BAPH	Bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno.
H_P	Carga hidráulica sobre el eje de la tubería de purga (m).
C_d	Coefficiente de descarga (adimensional).
CF	Coliformes fecales ($\text{NMP g}^{-1}\text{ST}$).
CBPA-II	Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM.
[SSV_D]	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (kgm^{-3}).
[SSV_P]	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la purga (kgm^{-3}).
[SSV_S]	Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante (kgm^{-3}).
DQO_s	Demanda química de oxígeno soluble (mgL^{-1}).
DQO_t	Demanda química de oxígeno total (mgL^{-1}).
s	Desviación estándar
DGCOH	Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del Gobierno del Distrito Federal.
U.S. EPA	Environmental Protection Agency of the United States of America (Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos de América).
Q_P	Gasto de lodos evacuado a través de la tubería de purga del digestor (m^3s^{-1}).
HH	Huevos de helminto (HHg^{-1}ST).
IVL	Índice volumétrico de lodos ($\text{mLg}^{-1}\text{SST}$).
SSV_A	Masa de sólidos suspendidos volátiles alimentados (kgd^{-1}).
SSV_B	Masa de sólidos suspendidos volátiles transformada a biogás (kgd^{-1}).
SSV_D	Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (kg).
SSV_P	Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en la purga (kgd^{-1}).
SSV_S	Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en el sobrenadante (kgd^{-1}).
SSV_{Df}	Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo f (final) (kg).
SSV_{Di}	Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo i (inicial) (kg).

\bar{X}	Media
SM	Método estandarizado (APHA, 1995)
N	Número de muestras
NMP	Número más probable.
PTAR-CE	Planta de tratamiento de aguas residuales del Cerro de la Estrella
pH	Potencial de hidrógeno.
PFRP	Procesos to Further Reduce Pathogens (Proceso específico para la reducción de patógenos).
α	Relación de alcalinidades (adimensional).
SEMARNAP	Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
SST	Sólidos suspendidos totales (mgL^{-1}).
SSV	Sólidos suspendidos volátiles (mgL^{-1}).
SSF	Sólidos suspendidos fijos (mgL^{-1}).
ST	Sólidos totales (g).
T	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$).
T_p	Tiempo de apertura de la válvula de purga (s).
TRC, θ_c	Tiempo de residencia celular (d).
TRH	Tiempo de residencia hidráulica (d).
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos).
V_{sed}	Velocidad de sedimentación (mh^{-1}).
V_D	Volumen del digestor (m^3).
V_P	Volumen de lodo evacuado diariamente en la purga (m^3d^{-1}).
V_S	Volumen de sobrenadante evacuado diariamente del digestor (m^3d^{-1}).

RESUMEN

En México, la ausencia de una regulación en torno al manejo de los lodos producidos durante el tratamiento de las aguas residuales, propició que casi la totalidad de las plantas de tratamiento que se construyeron hasta la mitad de la década de los 90's, se edificaran sin instalaciones de tratamiento de lodos. Ante esta problemática, el Gobierno Mexicano se encuentra actualmente elaborando el proyecto para la Norma Oficial Mexicana que regulará la disposición y el reuso de los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales. Para el cumplimiento de dicha normatividad, se deberán considerar todas las alternativas técnicas existentes y desarrollar otras nuevas, determinando su aplicabilidad para cada planta de tratamiento, con la finalidad de elegir la opción que mejor se adecue en cada caso.

En este trabajo, se desarrolla a nivel prototipo una alternativa para la estabilización de lodos biológicos producidos por el tratamiento de aguas residuales, consistente en un digester anaerobio mesofílico no convencional de manto de lodos y flujo ascendente. La no convencionalidad del diseño se refiere básicamente a tres factores: 1) el empleo de un digester tipo UASB para la digestión de lodos; 2) la recirculación del sobrenadante del digester para controlar la velocidad ascendente del agua en el manto de lodos y con ello incrementar la transferencia de masa; y 3) la geometría del digester, con la que se favorece la compactación de los lodos.

El digester, con un volumen útil de 15.86 m^3 , fue operado a una temperatura de 35°C , con una carga másica promedio de 1 kgSSVm^{-3} por día, alimentada por lotes de 5 a $15 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de lodos predominantemente primarios (0.1 al 1.5% de sólidos suspendidos volátiles). Este trabajo fue realizado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella y en los laboratorios de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM.

Los resultados obtenidos al final de la operación del digester, indican que se logró estabilizar la cama de lodos, mostrando porcentajes de reducción de sólidos suspendidos volátiles, dentro de los intervalos conocidos para digestores anaerobios de alta tasa convencionales. De acuerdo a la concentración de sólidos suspendidos totales obtenida en los lodos contenidos en el digester, se puede afirmar que la geometría del digester empleada, permite que se lleve a cabo la digestión anaerobia de lodos de manera eficiente, prescindiendo de sistemas convencionales de espesamiento.

En cuanto a la presencia de patógenos en los lodos contenidos en el digester, el contenido de coliformes fecales fue de $2.5 \times 10^6 \text{ NMPg}^{-1}\text{ST}$, por lo que el sistema en las condiciones en las que fue operado, no es capaz de cumplir con el valor especificado por la US-EPA para coliformes fecales en biosólidos clase B, $2 \times 10^6 \text{ NMPg}^{-1}\text{ST}$.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar una tecnología anaerobia de tipo no convencional a nivel prototipo para el tratamiento de lodos biológicos de desecho, estableciendo la factibilidad técnica para su funcionamiento a nivel real.

Objetivos particulares

- Evaluar la estabilidad de la cama de lodos del digestor, tomando en cuenta la reducción de sólidos suspendidos volátiles en la cama de lodos con respecto al influente.
- Evaluar al digestor como espesador de lodos considerando su geometría, y estableciendo si cumple con la función de los sistemas convencionales para el espesamiento de lodos.
- Establecer el potencial de reuso de los lodos producidos en el digestor con base en la remoción de patógenos alcanzada por el proceso.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática actual en materia de manejo de lodos de desecho en plantas de tratamiento de aguas residuales.

La creación de una normativa que regula las descargas de aguas residuales a diversos cuerpos receptores y a sistemas de alcantarillado público, ha traído consigo la necesidad de generar la infraestructura necesaria para el tratamiento de aguas residuales. Dicha normatividad consecuentemente ha obligado a las autoridades a tratar por primera vez aspectos sobre el manejo de los lodos residuales generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, aspectos que no habían sido tocados, ya que actualmente, ante la ausencia de un marco normativo que regule este punto, en una gran proporción de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales en funcionamiento, los lodos son dispuestos en forma cruda o semitratada en tiraderos a cielo abierto, en rellenos sanitarios y en el sistema de alcantarillado.

El manejo y disposición de lodos de desecho provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales sin una metodología adecuada, puede generar efectos negativos tanto al medio ambiente como a la salud pública. Este panorama hace necesario el establecimiento de una normatividad para el manejo de los lodos provenientes de un sistema de tratamiento de aguas residuales, con la finalidad de eliminar sus características indeseables, pudiendo ser reutilizados o dispuestos de manera segura.

Establecer un marco normativo que regule el manejo y disposición de lodos de desecho, indudablemente tendrá fuertes repercusiones en la toma de decisiones para la elección de los procesos de tratamiento de aguas residuales. Se estima que para una planta de tratamiento de aguas residuales municipales que cuente con un tren de tratamiento para lodos, el 60% de la inversión se destina para el proceso de tratamiento de agua y el 40% para el de lodos. Por otro lado, la operación, el transporte y la disposición final de lodos pueden influir notoriamente en el costo total por m³ de agua tratada (Noyola, 1998).

De esta manera, para el funcionamiento satisfactorio de una planta de tratamiento de aguas residuales, es importante llevar a cabo una elección correcta tanto del proceso de agua como del de lodos. Para el caso de los procesos de tratamiento de los lodos, actualmente a nivel nacional se cuenta con poca experiencia y con una limitada cantidad de opciones, haciendo necesaria la búsqueda de nuevas tecnologías que brinden resultados aceptables en lo que al proceso de tratamiento se refiere y que sean competitivas en el ámbito económico.

El presente trabajo evalúa el funcionamiento de un sistema de digestión anaerobia no convencional de lodos biológicos de desecho, con el objetivo de establecer una alternativa para el tratamiento de estos residuos.

Las tecnologías de tratamiento biológico por vía anaerobia para lodos, a pesar de requerir una elevada inversión inicial, comparable a la de la propia planta de tratamiento de aguas residuales, presentan ventajas importantes al lograr la conversión y reducción de la masa de lodos de desecho sin la necesidad de agregar insumos, con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos (Noyola, 1998). Otras ventajas de estos sistemas son la recuperación de energía en forma de un gas combustible, como es el metano, y la generación de biosólidos con características adecuadas para su reutilización como mejoradores de suelos.

1.2. Marco Normativo

Como se mencionó anteriormente, los lodos de desecho son un producto del tratamiento de aguas residuales, constituido por un concentrado de contaminantes provenientes del agua tratada, que debido al alto contenido de materia orgánica son inestables, de naturaleza putrecible, con un elevado contenido de patógenos y que deben ser tratados antes de su disposición final.

En México, la mayoría de los lodos biológicos de desecho producidos en el tratamiento de aguas residuales no reciben un tratamiento y disposición final

adecuados, debido a la ausencia de una normatividad que regule dichas actividades.

La NOM-052-ECOL-1993, clasifica a los lodos residuales provenientes del tratamiento de aguas residuales como residuos peligrosos (SEMARNAP, 1993). Esta situación hace pensar en la necesidad de revisar la NOM-052, dado que el manejo de los lodos residuales como un residuo peligroso, debido a circunstancias principalmente de factibilidad económica, está fuera del alcance de cualquier planta de tratamiento. Por otro lado, debido al contenido de nutrientes presentes en los lodos, éstos pueden tener altos potenciales de reuso si son sometidos a un tratamiento que elimine sus características de peligrosidad, principalmente como mejoradores de suelo.

Es por esto, que las autoridades mexicanas relacionadas con la problemática ambiental y del agua, se encuentran actualmente trabajando en una nueva regulación que de solución a esta problemática. El texto en preparación, regulará la calidad de los lodos residuales ya tratados, denominados *biosólidos*, con la finalidad de poder reutilizarlos o disponerlos de manera segura. En la actualidad, se tiene como referencia la norma para biosólidos (EPA, parte 503) de la Environmental Protection Agency (U.S. EPA), publicada en 1993, la cual establece las características que deben cumplir los biosólidos cuando estos sean reutilizados como mejoradores de suelos para distintos tipos de cultivos, confinados en un sitio para su disposición ó incinerados.

La clasificación de biosólidos (A y B) realizada en la Norma 503 con respecto al nivel del contenido de patógenos, será adoptada por la normatividad mexicana con modificaciones menores. De esta manera, los biosólidos clase A son aquellos que tienen un contenido de coliformes fecales menor a 1000 NMP por gramo de material seco, menos de 3 NMP por cuatro gramos de material seco para el caso de *Salmonella sp* y menos de un huevo de helminto viable por cada cuatro gramos de material seco. Para el caso de los biosólidos clase B la media geométrica del

contenido de coliformes fecales en el análisis de por lo menos siete muestras, deberá ser menor a 2×10^6 NMP por gramo de material seco. En ambos casos, la normatividad mexicana deberá incluir límites máximos para la concentración de huevos de helminto.

La Norma 503 propone algunos procesos para la producción de biosólidos clase A o B, aunque no los restringe. Para el caso de los biosólidos clase A, las concentraciones admisibles de patógenos pueden ser logradas por cualquiera de las siguientes opciones:

- Biosólidos producidos térmicamente.
- Biosólidos producidos a un pH elevado, con altas temperaturas y secados con aire.
- Biosólidos producidos por medio de procesos específicos para la reducción de patógenos (Processes to Further Reduce Pathogens, PFRP).
- Biosólidos producidos en procesos equivalentes a un PFRP, bajo la anuencia de la autoridad correspondiente.
- Biosólidos producidos en otros procesos, previa demostración de que adicionalmente a los límites establecidos para los coliformes fecales y para *Salmonella sp.*, los virus entéricos son reducidos a menos de una unidad formadora por cuatro gramos de material seco, y que la concentración de huevos de helminto se reduce a menos de un huevo por cuatro gramos de material seco.
- Biosólidos producidos por medio de procesos desconocidos o bajo condiciones de operación menos estrictas. En este caso, la determinación de coliformes fecales, *Salmonella sp.*, virus entéricos y huevos de helminto, deberá hacerse al momento de la disposición final o de la reutilización, observando los requerimientos establecidos en la opción anterior.

Para los biosólidos clase B, los niveles de patógenos requeridos se pueden alcanzar mediante cualquiera de las siguientes opciones:

- Biosólidos producidos por medio de procesos que eliminen significativamente patógenos (PFRP).
- Biosólidos producidos por procesos equivalentes a un PFRP, bajo la anuencia de la autoridad correspondiente.

También se establecen restricciones en cuanto la aplicación de biosólidos clase B en suelos destinados a la agricultura, dependiendo del tipo de cultivo que se vaya a llevar a cabo o del nivel de exposición humana que haya en el sitio. El tiempo establecido para permitir la cosecha o el acceso público a terrenos en donde se hayan aplicado estos biosólidos varía de 30 días a dos años.

Los procesos aceptados para la producción de biosólidos clase A son: composteo, secado con calor, tratamiento con calor, digestión aerobia termofílica, radiaciones con rayos beta o gamma y pasteurización. Para el caso de los biosólidos clase B, los procesos de producción aceptados son: digestión aerobia, secado con aire, digestión anaerobia, composteo mediante condiciones de temperatura y control menos estrictas y la estabilización con cal. La digestión anaerobia termofílica no está considerada dentro de la lista de procesos aceptados por la EPA para la producción de biosólidos clase A, pero puede ser aceptada en caso de cumplimiento, después de un monitoreo por la autoridad respectiva.

La publicación de la normatividad mexicana en materia de biosólidos, indudablemente fomentará la generación de la infraestructura necesaria para el tratamiento de lodos residuales provenientes del tratamiento de aguas residuales, y promoverá la reutilización de los lodos ya sea en uso agrícola, áreas recreativas o como mejorador o estabilizador de suelos, ya que es la opción más conveniente tanto en el ámbito económico como en el ecológico.

1.3. Estructura del trabajo

Sobre la base del planteamiento desarrollado en este capítulo, en el capítulo 2, se hace una descripción de las operaciones y procesos empleados para el tratamiento y manejo de los lodos residuales, profundizando en el proceso de digestión anaerobia, del cual se analizan los conceptos básicos para entender su funcionamiento, sus esquemas más comunes y los aspectos de diseño, arranque y control.

En el capítulo 3, a partir de la descripción de las características del funcionamiento del digester anaerobio de flujo ascendente no convencional, se establecen las variables de control y de respuesta del proceso, planteando el proceso de arranque del digester y los procedimientos de muestreo y monitoreo necesarios para la fase experimental de este trabajo.

De acuerdo a los resultados obtenidos durante la operación del digester, en el capítulo 4 se hace una evaluación del comportamiento del proceso de digestión anaerobia observado durante la operación.

En el capítulo 5 se lleva a cabo el análisis y discusión de los resultados obtenidos durante la operación del digester, y finalmente en el capítulo 6, se establecen las conclusiones del presente estudio y se agregan algunas recomendaciones derivadas de la operación del digester.

2. TRATAMIENTO DE LODOS BIOLÓGICOS DE DESECHO

2.1. Características de los lodos biológicos de desecho

Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales son generados en distintos puntos del tren de tratamiento y se forman de acuerdo a los procesos que se apliquen durante el mismo. Existen procesos fisicoquímicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales, es por ello que se puede hacer la siguiente clasificación:

1. Los que se generan en los procesos biológicos:

- a) Lodos primarios: procedentes de la sedimentación primaria (partículas fácilmente sedimentables de naturaleza orgánica e inorgánica).
- b) Lodos secundarios o biológicos: procedentes de la sedimentación secundaria, consisten fundamentalmente en biomasa en excedente.
- c) Lodos combinados: producto de la mezcla de lodos primarios y secundarios.

2. Los generados en procesos fisicoquímicos:

- a) Lodos de hidróxido generados por la coagulación y sedimentación de las aguas y desechos industriales.
- b) Lodos de precipitación de las plantas de ablandamiento y del tratamiento de desechos industriales.

Para el caso de este estudio, debido a que el prototipo con el que se trabajó se localiza en la planta de tratamiento de aguas residuales del Cerro de la Estrella (PTAR-CE), y por las características de los lodos producidos en ésta instalación, son de interés lodos biológicos combinados, los cuales suelen ser líquidos, con concentraciones de sólidos suspendidos que, dependiendo de las operaciones y

procesos de tratamiento empleados, pueden variar del 0.5 al 1.5% en base seca (Metcalf & Eddy, 1991).

2.2. Procesos de tratamiento de lodos biológicos de desecho

El diseño de un sistema de tratamiento para lodos biológicos de desecho, busca reducir al mínimo el contenido de agua, materia orgánica y de organismos patógenos en ellos para su posterior disposición o reuso. Para este fin se deben considerar las características fisicoquímicas, procedencia y cantidad de sólidos presentes en el lodo.

Entre los principales componentes de los procesos convencionales para el tratamiento de lodos residuales se encuentran:

- Espesamiento.
- Estabilización.
- Acondicionamiento para la deshidratación.
- Deshidratación.
- Disposición final.

2.2.1. Espesamiento

El espesamiento es una operación empleada para aumentar la concentración de sólidos en los lodos a través de la eliminación de parte de la fracción líquida de los mismos, favoreciendo a operaciones y procesos posteriores, como son la digestión, deshidratación y secado, tomando en cuenta los siguientes factores:

- Optimización tanto de los volúmenes de los reactores correspondientes a procesos subsecuentes como de los equipos empleados para el funcionamiento de los mismos.

- Reducción de la cantidad de reactivos químicos necesarios para el acondicionamiento de los lodos.
- Disminución de la cantidad de calor necesario para la digestión termofílica (en caso de ser considerada dentro del proceso de tratamiento).

Los métodos más comunes para el espesamiento de lodos son por gravedad, flotación y centrifugación.

El *espesamiento por gravedad* generalmente se lleva a cabo en un tanque cuyo diseño es similar al de un tanque de sedimentación convencional. Los sólidos en un tanque espesador de este tipo se separan en tres zonas distintas mostradas en la **figura 2.1**. En la zona superior se tiene un líquido relativamente claro; posteriormente se tiene una zona de sedimentación seguida de la zona de compactación, en donde las partículas de lodo se aglomeran

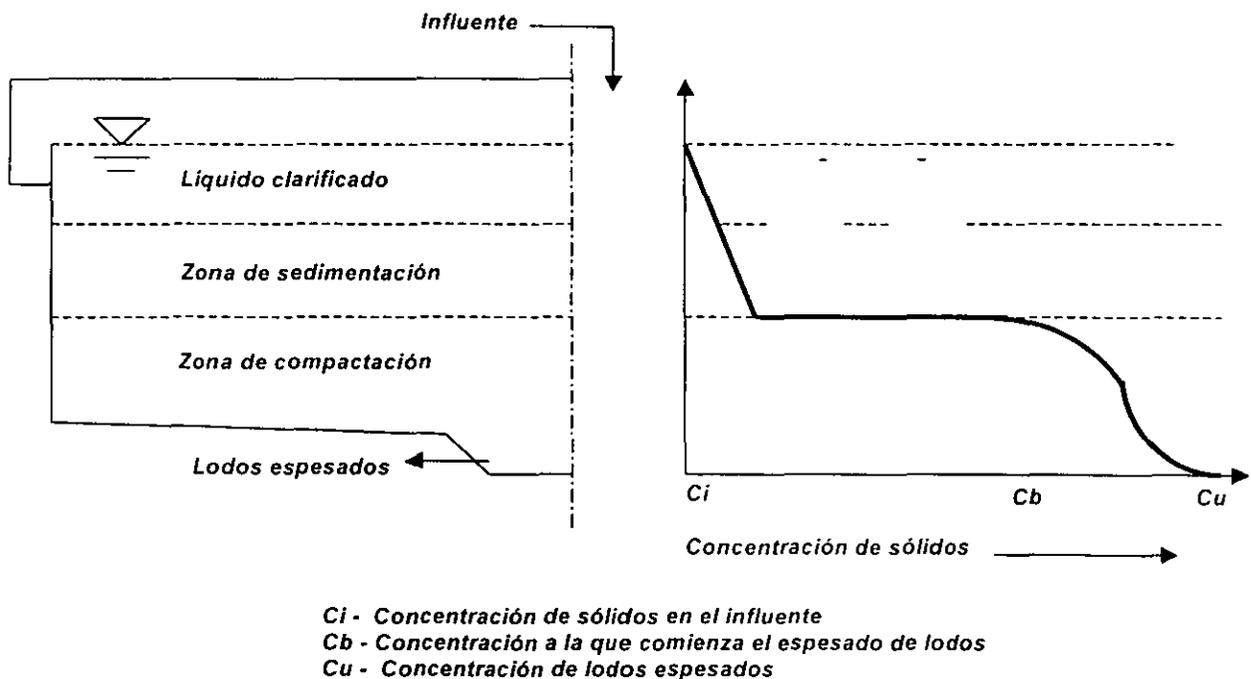


Figura 2.1 Perfil de concentración de sólidos en un espesador por gravedad (Qasim, 1994)

El sobrenadante del espesador es retornado al sedimentador primario de la planta. Con la finalidad de tener una buena operación, se debe mantener una cama de lodos permanentemente, para lo que se define la Relación de Volumen de Lodos (RVL) como el volumen de lodos retenido en el espesador dividido entre el volumen de lodos removido por día, cuyos valores oscilan entre 0.5-2 d (Qasim, 1994). Tiempos de retención excesivos en el espesador pueden provocar la gasificación y la flotación de los lodos.

El espesamiento por gravedad, es empleado para espesar lodos primarios, lodos de purga provenientes del sistema de lodos activados, lodos de filtros percoladores, lodos combinados y lodos químicos. Dependiendo de la procedencia de los lodos, a partir de esta operación se pueden obtener grados de espesamiento que varían entre 2 y 5 veces la concentración en los lodos en el influente del tanque, presentando eficiencias menores para el caso de lodos de purga provenientes del sistema de lodos activados y para lodos químicos. La concentración máxima de sólidos que se puede obtener en un espesador por gravedad es del 10% (Qasim, 1994).

El *espesamiento por flotación* logra la separación de los sólidos por medio de la introducción de burbujas de aire en el agua, las cuales se adhieren a la materia particulada haciendo que ésta flote hasta la superficie, en donde es recolectado por un sistema diseñado especialmente para este fin. La principal ventaja que presenta el espesamiento por flotación, es su capacidad para remover sólidos de baja sedimentabilidad, por lo que su uso es recomendable para espesar lodos provenientes de sistemas crecimiento suspendido, como el sistema de lodos activados. Dependiendo de la procedencia de los lodos, a partir de esta operación se pueden obtener grados de espesamiento que varían entre 2 y 8 veces la concentración de sólidos en el influente al tanque. Las concentraciones máximas que se pueden obtener en un espesador de flotación varían entre el 4 y el 5% (Qasim, 1994).

En el *espesamiento por centrifugación*, el espesado de los lodos se lleva a cabo bajo la influencia de fuerzas centrifugas, su aplicación es muy limitada y se emplea principalmente para espesar lodos de purga provenientes del sistema de lodos activados. Generalmente este tipo de sistemas son prefabricados. Las concentraciones máximas que se pueden obtener en un espesador de flotación varían entre el 5 y el 8% (Qasim, 1994).

Cuando dentro del tren de tratamiento para lodos se vayan a estabilizar éstos por medio del proceso de digestión anaerobia, el espesamiento de los lodos no debe pasar del 7% en sólidos totales (70 gL^{-1}), considerándose como óptima una concentración entre el 3 y el 6%, con objeto de no afectar las propiedades reológicas del lodo y sus consecuencias en bombas, tuberías y mezcladores (Noyola, 1998).

2.2.2. Estabilización

La *estabilización de lodos* se realiza con la finalidad de reducir la concentración de patógenos, eliminar olores indeseables e inhibir, reducir o eliminar el potencial de putrefacción de los mismos. Entre los procesos más comunes para lograr los objetivos mencionados se encuentran; la estabilización con cal, digestión anaerobia y digestión aerobia.

La *estabilización con cal* consiste esencialmente en aplicar al lodo dosis suficientes de cal para elevar el pH a valores de 12 o mayores en el residuo, durante el tiempo de contacto necesario para crear un medio fuertemente alcalino, desfavorable para la actividad biológica de los microorganismos. Su aplicación hace que el lodo estabilizado presente condiciones favorables para su disposición ya sea en relleno sanitario, en suelos forestales, e inclusive a suelos no alcalinos destinados al cultivo (Lue-Hing, 1992).

La *digestión anaerobia* es, fundamentalmente, un proceso de degradación que convierte materia orgánica en metano y dióxido de carbono en ausencia de oxígeno.

En comparación con otros procesos de estabilización de lodos, la vía anaerobia presenta las siguientes ventajas (Noyola, 1998):

- Reducción de la masa y el volumen de la porción orgánica del lodo mediante su conversión a metano, dióxido de carbono y agua. Esta reducción se encuentra entre el 25 y el 45% de los sólidos totales.
- El biogás producido, si contiene metano como mayor constituyente, es combustible y convierte a la digestión anaerobia en un proceso productor neto de energía. Ésta energía se puede utilizar para mantener la temperatura en digestores de alta tasa, además de que el exceso puede emplearse en la producción de energía eléctrica para la planta de tratamiento de aguas.
- Los lodos digeridos, por su estabilidad y características fisicoquímicas, pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos.

Por otro lado, sus principales desventajas son:

- Costos de inversión inicial altos.
- Características inadecuadas del sobrenadante, por lo que tiene que retornarse al inicio del proceso de tratamiento de agua, lo cual implica una carga adicional al sistema. Sus principales contaminantes son materia orgánica suspendida y soluble, nitrógeno amoniacal, sulfuros, además de ausencia de oxígeno disuelto.

- En el caso particular de México, prácticamente es nula la experiencia en el diseño, construcción y operación de los digestores anaerobios para los lodos de purga.

La *digestión aerobia* consiste en la degradación de residuos biológicos en presencia de oxígeno. En este proceso, por medio de la manipulación del tiempo de residencia celular, se propicia la eliminación del sustrato exógeno, lo que obliga a los microorganismos a consumir su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para llevar a cabo sus funciones, es decir, se lleva la biosíntesis del sistema hasta la fase endógena (Qasim, 1994).

En comparación con la digestión anaerobia, la digestión aerobia presenta las siguientes ventajas (Qasim, 1994):

- La reducción de los sólidos volátiles es prácticamente igual a la obtenida en un sistema de digestión anaerobia.
- Produce un sobrenadante con menor concentración de materia orgánica.
- No produce malos olores y genera un producto final biológicamente estable y de gran potencial como mejorador de suelos.
- Su operación es relativamente sencilla.
- Los costos de inversión inicial son relativamente bajos.

Las principales desventajas de este proceso son:

- Elevados costos de operación asociados a la energía requerida para el abastecimiento de oxígeno.

- Los lodos producidos son difíciles de deshidratar por medios mecánicos.
- El proceso es muy sensible a la temperatura, ubicación geográfica y al material del que esté fabricado el tanque.

En la **tabla 2.1**, de acuerdo a algunos parámetros útiles en la evaluación de los sistemas de estabilización de lodos, se muestran las eficiencias de los procesos descritos y de otros de uso no común.

Tabla 2.1 Eficiencias de distintos procesos de estabilización en cuanto a la calidad de los lodos producidos (adaptado de Vesilind & Hartman, 1988)

<i>Método</i>	<i>Reducción de olor</i>	<i>Eficiencia en la destrucción de patógenos</i>	<i>Remoción de tóxicos</i>	<i>Facilidad para deshidratación</i>	<i>Reuso de lodos</i>
Digestión anaerobia					
Mesófila	+	+	+	+	+
Termófila	+	++	+	+	++
Digestión aerobia					
Mesófila	+	+	0	-	+
Termófila	+	++	0	-	++
Tratamiento con Ca(OH) ₂	+	+	++	+	+
Tratamiento con CaO	+	++	0	+	+
Composteo	+	+	0	NA	+
Lagunas	0	+	0	+	NA
Cloración	+	++	0	+	-
Irradación	0	++	0	+	+
Pasteurización	-	++	0	+	+
Secado	++	++	0	NA	+
Incineración	++	++	0	NA	+

- efecto negativo, 0 no eficiente, + eficiente, ++ muy eficiente, NA no aplicable

De acuerdo con las eficiencias mostradas en la **tabla 2.1**, se observa que las características de los lodos estabilizados por medio de la digestión anaerobia mesófila y termófila tienen una mejor calidad que los producidos a partir de las demás opciones. La limitante que se tiene para la aplicación de este proceso son

los altos costos de inversión inicial, los cuales hacen que este proceso no sea económicamente recomendable para plantas de tratamiento de aguas residuales que operen con gastos menores a 200 Lps (WEF, 1993).

La estabilización con cal, si bien logra eliminar en gran medida las características indeseables de los lodos, su aplicación implica que el volumen de lodos por disponer aumenta debido a la dosificación de cal, la disposición de éstos en suelos alcalinos no es conveniente y la eventual disminución en el valor del pH en lodos tratados por este medio produce malos olores y crecimiento biológico (WEF, 1993).

La estabilización por medio de la digestión aerobia, si bien produce lodos de calidad menor a los producidos por medio de la estabilización con cal, tiene la ventaja de tener una reducción en la masa de lodo similar a la obtenida por medio de la digestión anaerobia, y aunque éstos presentan inconvenientes para su deshidratación, por medio de un acondicionamiento adecuado de los lodos, se puede solucionar este problema. Debido a que este proceso no es aplicable para la remoción de compuestos tóxicos, su aplicación queda restringida prácticamente a la estabilización de lodos producidos por el tratamiento de aguas residuales de origen municipal. Aunque su costo de inversión inicial es bajo, debido a sus altos costos de operación no es económicamente recomendable para plantas que operen con gastos mayores a 200 Lps (WEF, 1993).

La aplicación de otros métodos eficientes para el tratamiento de lodos de desecho, como la incineración y la irradiación, está restringida por su alto costo de inversión inicial y de operación. Para el caso del secado, si bien es un proceso con el que se obtienen resultados aceptables, requiere de grandes extensiones de terreno para su aplicación.

Cuando se trata una mezcla de lodos primarios y secundarios, es importante considerar que los primeros, aunque de naturaleza primordialmente orgánica, contienen poca biomasa activa y por lo tanto, constituyen una fuente importante de

sustrato exógeno para los microorganismos contenidos en los lodos secundarios. En estos casos es necesario proporcionar mayores tiempos de retención celular.

2.2.3 Acondicionamiento

Los lodos son acondicionados con la finalidad de mejorar su proceso de deshidratación. Los métodos más comunes para el acondicionamiento son la adición de sustancias químicas y el tratamiento por calor.

El acondicionamiento por medio de la *adición de sustancias químicas* está asociado a sistemas de deshidratación como el filtro de vacío, filtro prensa, filtros banda y centrifugado. El acondicionamiento químico se logra mediante la adición de compuestos inorgánicos y orgánicos.

Los compuestos inorgánicos más empleados en el acondicionamiento de lodos son el cloruro férrico (FeCl_2) y la cal. El cloruro férrico actúa como quelante, formando complejos de hierro cargados positivamente, los cuales neutralizan los sólidos de los lodos, generalmente electronegativos, provocando la formación de conglomerados. La cal se emplea generalmente acompañada de sales de hierro. El CaCO_3 producido en la reacción de la cal y el bicarbonato genera una estructura granular que propicia el aumento de la porosidad de los lodos y disminuye su compresibilidad.

Los polímeros orgánicos (polielectrolitos) son compuestos químicos orgánicos de cadena larga, solubles en agua y de altos pesos moleculares. Éstos se disuelven en el agua formando soluciones de distintas viscosidades, y se adhieren a la superficie de las partículas de lodo, induciendo la desorción del agua en la superficie de las partículas, la neutralización de cargas y finalmente, la aglomeración de partículas.

El acondicionamiento *por medio de calor*, se logra mediante el calentamiento de los lodos hasta una temperatura de 140-240°C en un depósito a una presión de 1720 kNm⁻² en periodos de 15 a 40 minutos. El calor coagula los sólidos, generando un producto estéril, prácticamente inodoro y deshidratable sin la necesidad de emplear reactivos químicos.

Las principales desventajas al acondicionamiento por medio de calor son:

- Altos costos de inversión y operación.
- El proceso genera productos con elevadas concentraciones de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y gases olorosos.

2.2.4 Deshidratación

El deshidratado es una operación unitaria que tiene como principal finalidad reducir el contenido de humedad de los lodos con los siguientes objetivos:

- Facilitar el manejo y disminuir los costos de transporte de los lodos hasta su sitio de disposición final o reuso.
- Evitar un exceso de humedad que favorezca la formación de malos olores.
- Minimizar la producción de lixiviados en caso de que los lodos sean dispuestos en una celda o relleno sanitario.

La selección del método de deshidratación está determinada por el tipo de lodo que se va a tratar, del producto deseado y del espacio disponible para su aplicación.

Algunos lodos, especialmente los digeridos por medio de digestión aerobia, presentan notorias dificultades para ser deshidratados por medios mecánicos. Los principales procesos existentes para el deshidratado de lodos son los filtros de vacío, filtros banda, filtros prensa, centrifugas, lechos de secado y lagunas (Qasim, 1994).

Los *filtros de vacío* (figura 2.2) funcionan a base de un cilindro cubierto con una fibra sintética que sirve de medio filtrante, el cual gira lentamente sumergido parcialmente en los lodos. Dentro del cilindro se genera un vacío, el cual hace que el agua contenida en los lodos circule a través del medio filtrante, dejando en la superficie de éste una capa de lodos con concentraciones de sólidos, que dependiendo de la procedencia de los lodos, varían entre el 18 y el 45% (Metcalf & Eddy, 1991).

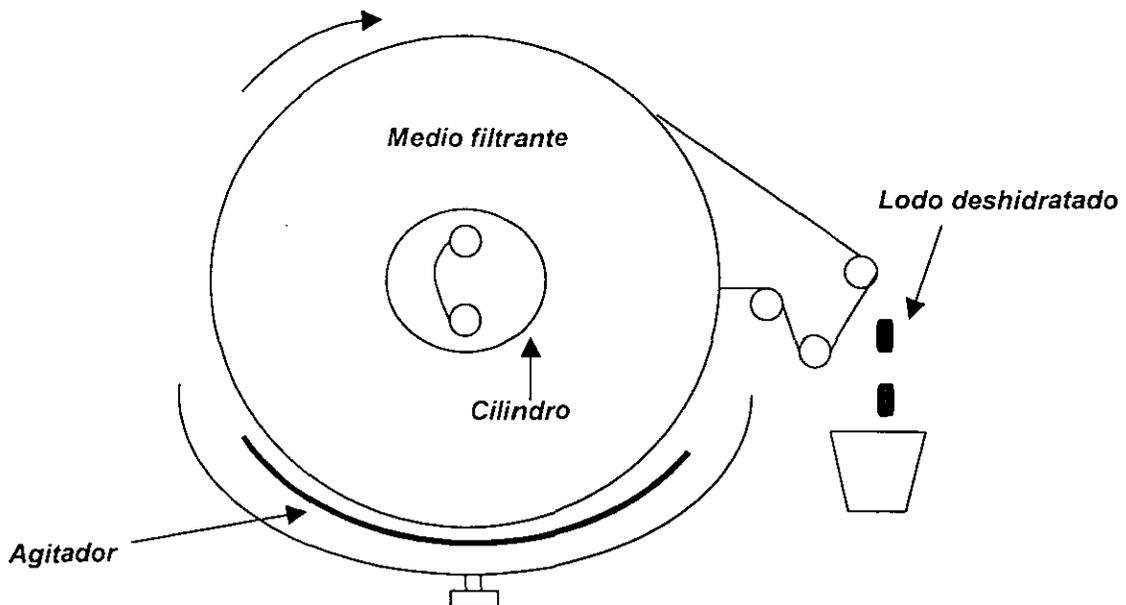


Figura 2.2 Filtro de vacío (Qasim, 1994)

Los *filtros banda* (figura 2.3) emplean una o dos bandas móviles en las cuales la alimentación y deshidratación de lodos se lleva a cabo de manera continua, con una concentración de sólidos del producto final hasta del 50%, que junto con sus bajos requerimientos de energía, representan las ventajas más notorias de este

proceso (Metcalf & Eddy, 1991). Las principales desventajas asociadas a este proceso son su corta vida útil y su sensibilidad a la operación con distintos tipos de lodos. El funcionamiento de este proceso implica la adición de un acondicionador químico, drenaje por gravedad y la aplicación de presión mecánica a los lodos a deshidratar.

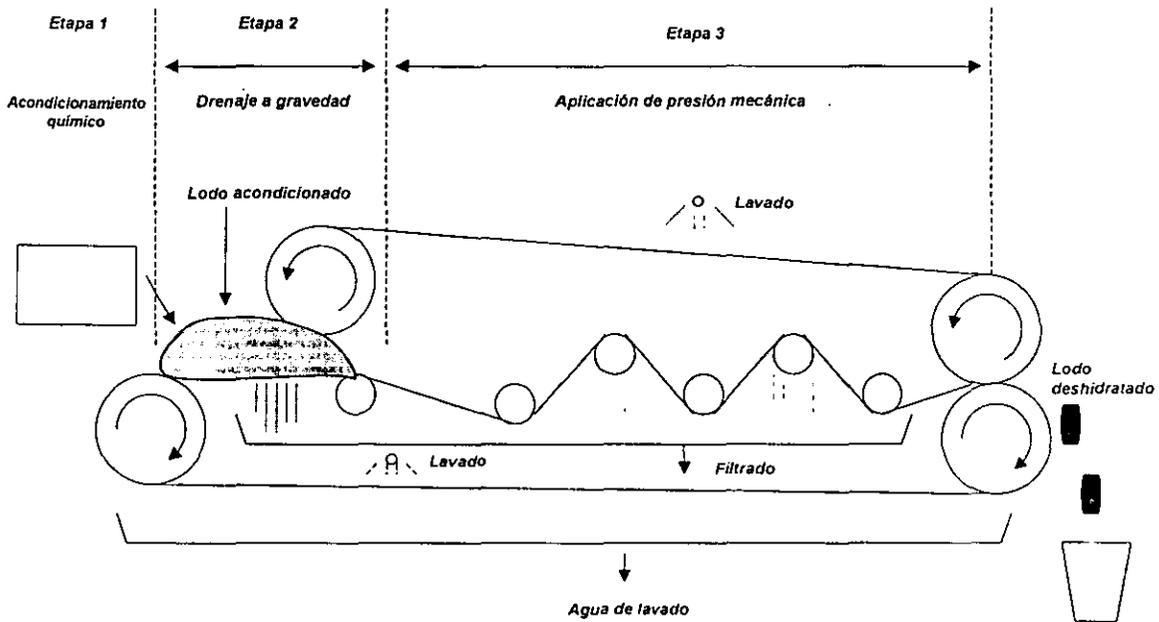


Figura 2.3 Filtro banda (Metcalf & Eddy, 1991)

Los *filtros prensa* (figura 2.4) logran la deshidratación de los lodos por medio de altas presiones. Los filtros prensa funcionan con base a una serie de platos circulares o rectangulares ahuecados en ambas caras, fabricados con membranas flexibles, de tal manera que cuando éstos son presionados uno contra otro, se forma un hueco entre ellos. La superficie de cada plato está cubierta con una membrana filtrante, de tal manera que cuando se aplican las presiones de trabajo, $350\text{-}1575\text{ kNm}^{-2}$, el agua pasa a través de la membrana mientras que los sólidos quedan atrapados en el hueco formado por los platos (Qasim, 1994). Las pastillas de lodo formadas a partir de este proceso tienen un espesor que varía entre los 25 y los 38mm, con una humedad del 48 al 70% en ciclos de filtrado que duran entre

2 y 5 horas (Metcalf & Eddy, 1991). La principal ventaja de este proceso es la alta concentración de sólidos en los lodos deshidratados. Sus desventajas son su complejidad mecánica, altos costos de acondicionadores químicos, su operación discontinua y la corta vida útil del medio filtrante empleado.

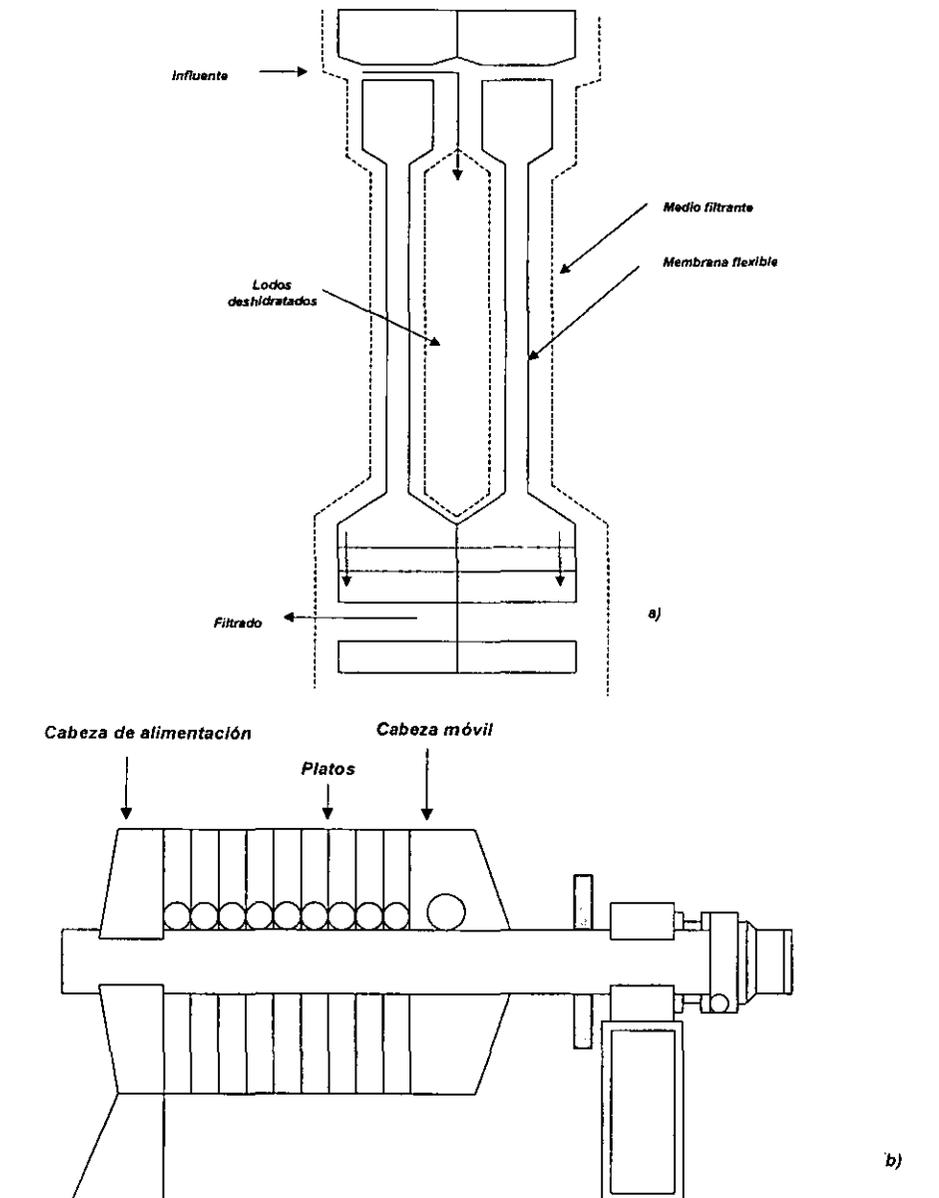


Figura 2.4 a) Corte de platos y b) Filtro prensa (Qasim, 1994)

La deshidratación por medio de *centrífugas* se logra a partir de la compactación de los lodos lograda por medio de fuerzas centrifugas, empleando velocidades de

rotación de 1600 a 2000 rpm. El porcentaje de sólidos obtenido en los lodos deshidratados mediante este sistema varía entre el 20 y el 35%, con una captura de sólidos de entre el 85 y el 90% (Qasim, 1994). Entre las ventajas que este tipo de sistemas ofrecen se tiene que ocupan muy poco espacio y generalmente son totalmente cerrados, lo que reduce la emisión de olores. Por otro lado, el uso de este tipo de sistemas tiene desventajas como la complejidad de su mantenimiento, problemas de abrasión y el líquido producto de la deshidratación de los lodos tiene una alta concentración de sólidos suspendidos.

Los *lechos de secado* son el método más antiguo para la deshidratación de lodos y su uso aún es notable en la actualidad, principalmente en plantas de tamaño pequeño y medio. Generalmente los lechos de secado tienen una capa de arena de 15 a 25 cm de espesor, soportada por una cama de arena graduada dentro de un cajón abierto, generalmente de concreto. El lodo se pone en capas de 20 a 30 cm sobre la arena y se deja secar. Los periodos de secado duran entre 10 y 15 días, obteniéndose lodos con un porcentaje de humedad entre el 60 y el 70% (Qasim, 1994). Este método no es recomendable para lodos no digeridos, ya que se pueden generar problemas debidos a malos olores. Las principales ventajas que presenta esta operación de deshidratación, son su bajo costo tanto de inversión inicial como de operación y la concentración de sólidos obtenida en los lodos deshidratados.

Las *lagunas de secado* son una alternativa al empleo de los lechos de secado. Este es un método aplicable cuando se tiene disponibilidad de terreno y solo recomendable para lodos estabilizados para evitar problemas de malos olores. El lodo es aplicado en capas de 0.7 a 1.4 m (Qasim, 1994), y el deshidratado dependerá básicamente de la evaporación del agua contenida en los lodos, por lo que la aplicación de este método es restringida a zonas en donde las condiciones climáticas favorezcan este efecto. El lodo deshidratado, se remueve mecánicamente. Dependiendo de las condiciones climáticas, se alcanzará una

concentración aproximada de sólidos en los lodos entre el 20 y el 40% después de 3 a 6 meses de exposición.

2.2.5 Disposición final

La disposición en *relleno sanitario* consiste en depositar los residuos en sitios debidamente controlados y operados, ubicados en áreas alejadas de lagos, estanques, ríos, pozos para suministro de agua, carreteras, aeropuertos y zonas habitadas, compactándolos y cubriéndolos con tierra. En este caso es importante que los lodos estén bien deshidratados para evitar que propicien la formación de lixiviados.

El uso de los lodos tratados como mejoradores de suelos, es una alternativa que actualmente está tomando gran importancia, debido a su contenido de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, además de otros micronutrientes tales como manganeso, cobre, molibdeno, hierro y zinc. A pesar de que los nutrientes no se encuentran en la proporción de cualquier fertilizante balanceado, la mayoría de los cultivos agrícolas responden favorablemente a la aplicación del lodo.

De acuerdo con las características del lodo se determina la operación unitaria o proceso de tratamiento que más convenga, en función del tipo de disposición o reuso que se le deba dar. Los parámetros regulatorios determinan si el lodo puede ser reutilizado o se le da un confinamiento final.

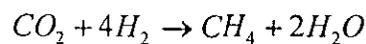
2.3 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia se lleva a cabo en ambientes caracterizados por la ausencia total de oxígeno, en donde se llevan a cabo una serie de procesos bioquímicos complejos a través de los cuales numerosos grupos de organismos anaerobios y facultativos asimilan y degradan la materia orgánica, generando como productos finales materia celular, metano y dióxido de carbono.

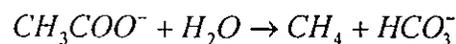
2.3.1 Aspectos bioquímicos y microbiológicos

La degradación de sustrato en un proceso anaerobio en ausencia de iones inorgánicos como nitrato, sulfato, ion férrico o mangánico, sigue una secuencia como la mostrada en la **figura 2.5**, en donde se indica como los compuestos de alto peso molecular, generalmente proteínas, carbohidratos y lípidos, son hidrolizados por medio de enzimas extracelulares a compuestos más simples y asimilables por las bacterias, como son aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Posteriormente, los aminoácidos y los azúcares sirven de sustrato a organismos fermentadores, mientras que los ácidos grasos son asimilados por los oxidadores anaerobios. Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno y productos intermedios como el propionato y el butirato. Los productos intermedios, son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias llamadas bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno (BAPH). El acetato e hidrógeno producidos son verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, las cuales se dividen en dos grupos tróficos:

Bacterias metanogénicas hidrogenofilicas, que utilizan el hidrógeno producido por las BAPH para reducir el CO_2 en CH_4 :



Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que transforman el acetato en CH_4 . Estas bacterias contribuyen con el 70% del metano producido en los digestores:



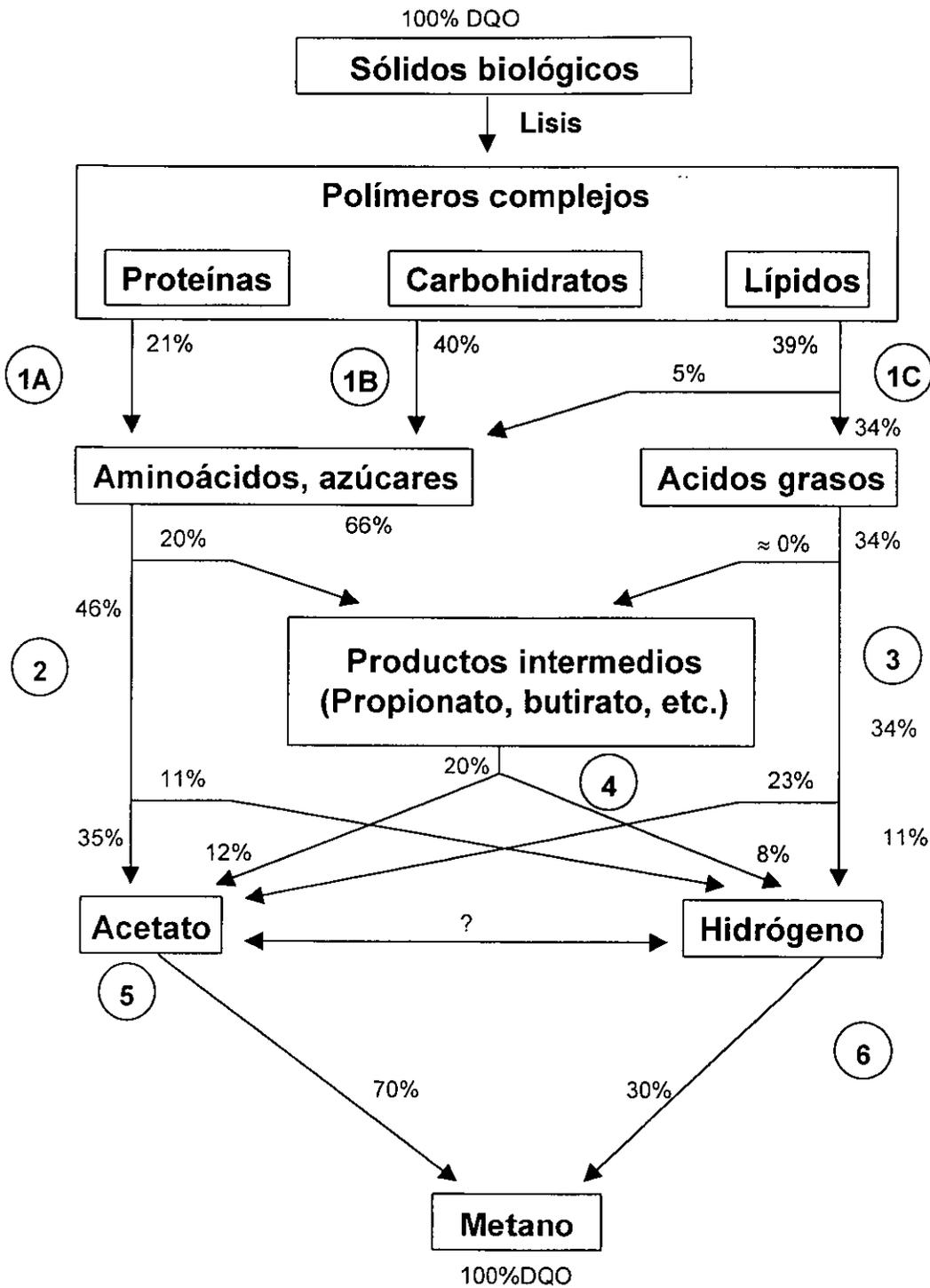


Figura 2.5 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia (Gujer & Zehnder, 1983)

De acuerdo a la **figura 2.5**, son seis los procesos de conversión que tienen lugar durante la digestión anaerobia:

- 1) Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos).
- 2) Fermentación de aminoácidos y azúcares.
- 3) β -oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.
- 4) Oxidación anaerobia de productos intermedios, como ácidos volátiles y alcoholes (excepto acetato).
- 5) Conversión de acetato a metano; metanogénesis acetoclástica.
- 6) Producción de metano a partir de H^+ y CO_2 ; metanogénesis reductora .

Cabe señalar que el desarrollo del grupo bacteriano BAPH y de los β -oxidantes anaerobios, se puede inhibir ante la existencia de presiones parciales elevadas de H_2 (producto de su metabolismo), definiéndose una relación sintrófica de dichos microorganismos con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que al ser consumidoras de hidrógeno, mantienen las concentraciones de dicho gas a niveles adecuados para que la producción de acetato e hidrógeno se pueda llevar a cabo de manera adecuada (Noyola, 1998).

2.3.2 Aspectos fisicoquímicos

En la formación de biomasa anaerobia y el consecuente buen funcionamiento de un sistema anaerobio, influyen factores ambientales que se relacionan con parámetros de control del proceso, cuyo conocimiento permitirá evitar fallas de operación o tomar medidas correctivas que se verán reflejadas en la remoción de materia orgánica y en la producción de biogás.

Los principales factores a tomar en cuenta para el funcionamiento de un proceso anaerobio son:

- *Temperatura*: los procesos en los que intervienen microorganismos son sensibles a la temperatura del medio en que se desarrollan. se ha visto que existen dos intervalos de temperatura para su crecimiento; el mesofílico, con una temperatura de 37°C (Noyola, 1998) y el termofílico, con temperaturas que varían entre los 55 y 60°C (Malina, 1992).
- *pH*: la digestión anaerobia puede llevarse a cabo dentro de un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8, siendo el óptimo entre 7.0 y 7.2. Fuera del rango señalado como óptimo, el proceso puede funcionar, aunque con menores eficiencias. A un pH de 6.2, las bacterias metanogénicas se empiezan a ver afectadas severamente (Noyola, 1998) y a niveles de pH alcalinos, se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas (Malina, 1992).
- *Alcalinidad*. Debido a que las bacterias acidogénicas poseen una mayor actividad que las bacterias metanogénicas, ante sobrecargas orgánicas son capaces de provocar la acidificación del reactor, lo que puede evitarse manteniendo en el digester una óptima capacidad amortiguadora (buffer). La alcalinidad útil para fines de amortiguamiento, en valores de pH típicos de operación, es la debida al ión bicarbonato, en tanto que la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles es una forma indirecta de medir su concentración, la cual se debe mantener en el nivel más bajo posible. Un criterio para verificar si la carga orgánica suministrada al digester es adecuada para el proceso anaerobio, es la relación α de la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total; la primera se calcula mediante un procedimiento de titulación de una muestra de lodo, midiendo el consumo de ácido (H_2SO_4 0.2 N) hasta un pH de 5.75 y la segunda, es la cantidad de ácido utilizado hasta un valor de pH de 4.3 (Jenkins, 1983).

$$\alpha = \frac{Alc(HCO_3^-)_{5.75}}{Alc(total)_{4.3}}$$

El valor de α durante el arranque deberá mantenerse arriba de 0.5. Un valor superior a 0.7 muestra una operación estable, pudiéndose incrementar la carga del digestor (Noyola, 1994).

La relación α con valores superiores a 0.5, indica que existe un equilibrio entre los bicarbonatos, producidos por la descarboxilación del acetato durante la generación de metano por las bacterias metanogénicas acetoclásticas, y de los ácidos grasos volátiles (AGV), producidos durante la etapa de acidogénesis del proceso de digestión anaerobia. Valores de α inferiores a 0.5 son debidos a la acumulación de AGV, lo que indica que el sistema no tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa, debido a que la velocidad de consumo de sustrato de las bacterias fermentativas es mayor que la de las bacterias metanogénicas, consumidoras de AGV.

De tal manera, el valor de α puede emplearse como parámetro para el ritmo de aumento de carga durante el arranque y como indicador cuando el sistema está siendo sobrecargado.

La alcalinidad debida a los AGV se define mediante la siguiente ecuación:

$$Alc(AGV) = Alc(total)_{4,3} - Alc(HCO_3^-)_{5,75}$$

En donde:

$Alc(AGV)$ = Alcalinidad debida a los AGV ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$)

$Alc(total)_{4,3}$ = Alcalinidad total, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 4.3 ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$)

$Alc(HCO_3^-)_{5,75}$ = Alcalinidad debida a los bicarbonatos, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 5.75 ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$)

- *Nutrientes:* para que la biomasa anaerobia se desarrolle de forma adecuada, es necesaria la existencia de N y P. Expresando la concentración de carbón orgánico en el medio en función de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se recomienda una relación de DQO:N entre 400:7 a 1000:7 para cargas orgánicas bajas y altas respectivamente (Malina, 1992). De igual manera se recomienda una relación N:P de 7:1 (Malina, 1992). Adicionalmente, es requerida la presencia a nivel trazas de Fe, Ni, Co, Mg, Ca, Se, Na, Mo y otros (Viñas, 1994).
- *Inhibición:* la inhibición en un proceso anaerobio puede ser consecuencia de una gran variedad de circunstancias, desde la presencia de agentes inhibidores en el influente al digestor hasta la acumulación de productos intermediarios del proceso, como son los ácidos grasos volátiles (AGV).

Uno de los principales agentes de inhibición de la digestión anaerobia es la presencia de nitratos (NO_3^-), debido a que gran parte de las bacterias encargadas de llevar a cabo la hidrólisis de biopolímeros son facultativas, por lo que ante la presencia de un aceptor de electrones como los nitratos, dichas bacterias desarrollarán un metabolismo anóxico, desplazando al anaerobio. Para que en un sistema con metabolismo endógeno se tengan las condiciones para el desarrollo de un medio anóxico se requiere una concentración de $8\text{-}22\text{g NO}_3^- - \text{N g}^{-1} \text{SSV}$. (Metcalf & Eddy, 1991).

Por otro lado, en presencia de sulfatos (SO_4^{2-}), se favorece el crecimiento de las bacterias sulfatorreductoras capaces de reducir en un medio anaerobio sulfatos a sulfuros, es decir, emplean como aceptor final de electrones a los sulfatos. En general, las sulfatorreductoras consumen ácido láctico y ácido pirúvico para su desarrollo, pueden utilizar también acético compitiendo así con las metanogénicas acetoclásticas, siendo desde el punto de vista termodinámico más favorable la reacción de sulfatorreducción. También pueden reducir los sulfatos, utilizando como donador de electrones al

hidrógeno producido por las acidogénicas, compitiendo también con las metanogénicas hidrogenofílicas (Noyola, 1998). Por lo anterior, en presencia de una elevada concentración de sulfatos, la metanogénesis puede ser desplazada. En general, para evitar inhibición por sulfatos se recomiendan relaciones DQO/ SO_4^- mayores a 7.5, evitando el desplazamiento de la metanogénesis y propiciando que el biogás producido sea capaz de arrastrar el H_2S que se alcance a producir (Viñas, 1994).

Los sulfuros producidos a partir de la sulfatorreducción al reaccionar con el hidrógeno producido por las acidogénicas, producen ácido sulfhídrico (H_2S), que en su forma no disociada es altamente tóxico para los microorganismos metanogénicos. Concentraciones superiores a los 200 mgL^{-1} se consideran fuertemente inhibitorias para la digestión anaerobia. Concentraciones de $26-32 \text{ mgL}^{-1}$ de H_2S inhiben a las metanogénicas acetoclásticas y de $64-96 \text{ mgL}^{-1}$ a las hidrogenofílicas (Noyola, 1998).

El amoníaco es un compuesto muy común en aguas residuales, y proviene de la degradación de proteínas y aminoácidos o por su uso en actividades industriales, y que si bien favorece el control del pH, puede llegar a ser inhibidor de la metanogénesis si se tiene un pH neutro y concentraciones entre 200 y 300 mgL^{-1} en su forma no disociada (NH_3). Para el caso de pH alcalinos, la concentración de amoníaco considerada como inhibitoria está entre los 1500 y 3000 mgL^{-1} . Para concentraciones mayores, se tiene un efecto inhibitorio independiente del pH (Noyola, 1998).

La concentración de productos de la fermentación como los AGV, puede llegar a acidificar el digestor propiciando el fallo del proceso. El aumento de la concentración de AGV se puede deber a una sobrecarga de materia orgánica en el digestor o a la inhibición de las bacterias metanogénicas por algún otro agente. Una concentración elevada de AGV puede provocar la destrucción de la capacidad amortiguadora del reactor, disminución del pH e inhibición de las

bacterias metanogénicas. En condiciones normales de operación, la concentración de AGV debe ser menor a 100 mgL^{-1} . Por otro lado, una relación AGV/Alcalinidad superior a 0.3-0.4 es indicadora de fallo inminente (Noyola, 1998).

Se ha demostrado una salinidad cercana a los 0.2 M de NaCl tienen un efecto mínimo sobre la metanogénesis, pero concentraciones mayores, se consideran como inhibitorias del proceso (Malina, 1992).

La presencia de precipitados puede diluir la biomasa y llegar a la anulación de su actividad. La presencia de calcio produce la precipitación de CaCO_3 y algo de CaHPO_4 según el pH. A pH de 6-6.2 el Ca se puede mantener como $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ relativamente soluble. A altas concentraciones de Mg^{+2} y NH_4^+ se puede precipitar estruvita (MgNH_4PO_4). Los $\text{S}^{=}$ precipitan con la presencia de hierro u otros metales (Malina, 1992).

2.3.3 Formación de biomasa

En el proceso anaerobio, la energía para el anabolismo o biosíntesis de material celular es pequeña, ya que gran cantidad de la energía consumida queda en los productos del catabolismo, en particular en la fase gaseosa (CH_4). Por lo anterior, son necesarios altos tiempos de retención celular para obtener las cantidades necesarias de biomasa.

La velocidad de crecimiento de los microorganismos que intervienen en cada una de las etapas del proceso anaerobio, al igual que para todos los que intervienen en cualquier proceso biológico, se puede definir de acuerdo a la siguiente expresión:

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X$$

En donde:

r_g = Relación de crecimiento bacteriano (masa/unidad de volumen x tiempo)

μ = Tasa específica de crecimiento (tiempo⁻¹)

X = Concentración de microorganismos, (masa/unidad de volumen)

En un cultivo, si el sustrato para el crecimiento de microorganismos está en cantidades limitadas, cuando éste se termine, se detendrá el crecimiento. Experimentalmente se ha encontrado que el efecto del sustrato sobre el crecimiento microbiano puede ser definido por la siguiente expresión propuesta por Monod (1949):

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S}$$

En donde:

μ = Tasa específica de crecimiento (tiempo⁻¹)

μ_m = Tasa máxima específica de crecimiento (tiempo⁻¹)

S = Concentración de sustrato limitante en solución (masa/unidad de volumen)

K_s = Constante de velocidad media, definida como la concentración de sustrato a la mitad de la máxima relación de crecimiento.

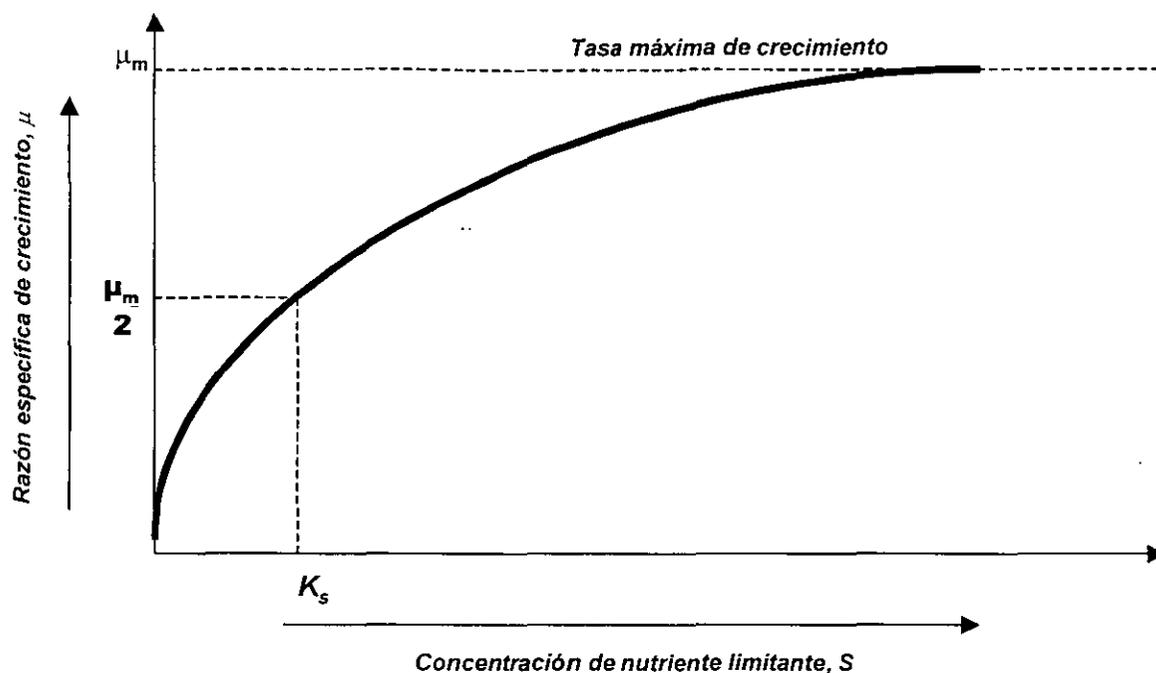


Figura 2.6 Gráfica del efecto del nutriente limitante sobre la razón específica de crecimiento (Metcalf & Eddy, 1991)

En cuanto a la variación de la masa de microorganismos con respecto al tiempo, se tienen cuatro fases bien definidas en todo proceso biológico:

- *Fase de aclimatación (lag)*: la duración de esta fase es básicamente el tiempo que las bacterias requieren para adaptarse a un ambiente.
- *Fase de crecimiento logarítmico (log)*: En esta fase siempre hay un exceso de sustrato, de este modo el ritmo de crecimiento y del metabolismo de los microorganismos dependerá de la habilidad que tengan para degradar el sustrato.
- *Fase de decaimiento*: El ritmo de crecimiento de los microorganismos disminuye debido a la limitación de alimento.

- *Fase endógena*: Ante la escasez de sustrato exógeno, los microorganismos se ven forzados a consumir sus reservas sin remplazo. Esta fase se caracteriza por una notable disminución en la reproducción de bacterias, debido a que el sustrato disponible solo es suficiente para cumplir con funciones catabólicas, sin que se lleven a cabo las anabólicas o de biosíntesis.

En procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, como en algunas variaciones del sistema de lodos activados, se manejan cargas orgánicas que tiendan a ubicar la biosenosis del sistema en esta fase, lo que conduce a una menor producción de lodos en el tratamiento de aguas residuales; para el caso de la estabilización de lodos a partir de la digestión de los mismos, se busca dar tiempos de residencia celular (TRC) tales que se agoten por completo las fuentes de sustrato exógeno y entonces propiciar la fase endógena de crecimiento en los microorganismos, y con ello la eliminación de materia orgánica.

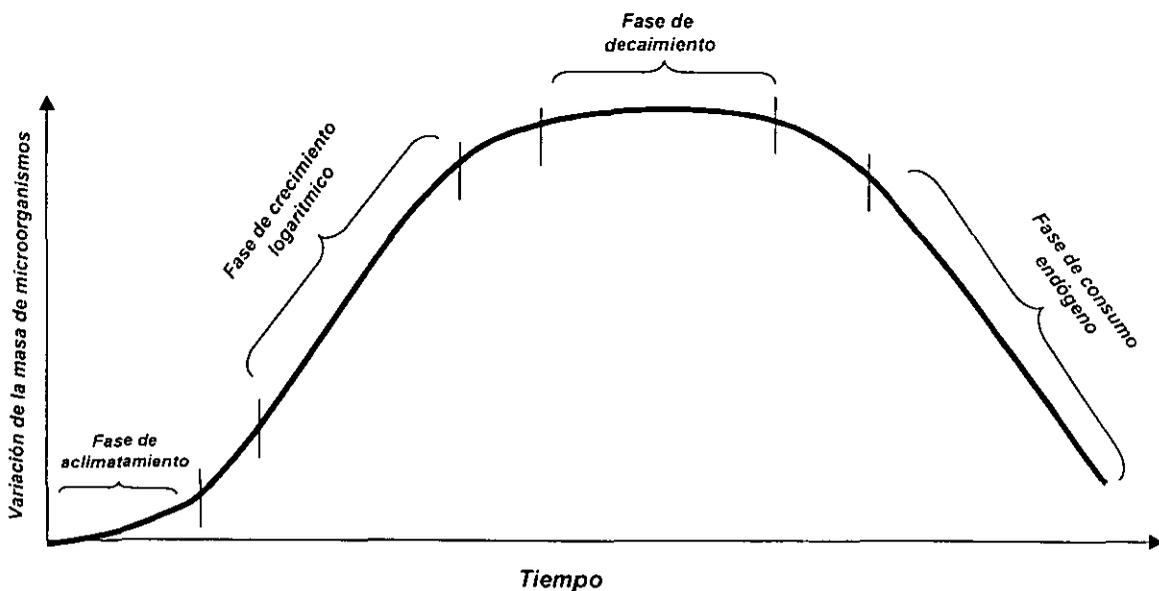


Figura 2.7 Curva de crecimiento bacteriano en función de la masa de microorganismos con respecto al tiempo (Metcalf & Eddy, 1991)

2.4 Digestores anaerobios de lodos

Es posible agrupar las principales tecnologías utilizadas para la remoción de materia orgánica vía digestión anaerobia en dos tipos (figura 2.8):

- Digestores de baja tasa (o de primera generación)
- Digestores de alta tasa (o de segunda y tercera generación)

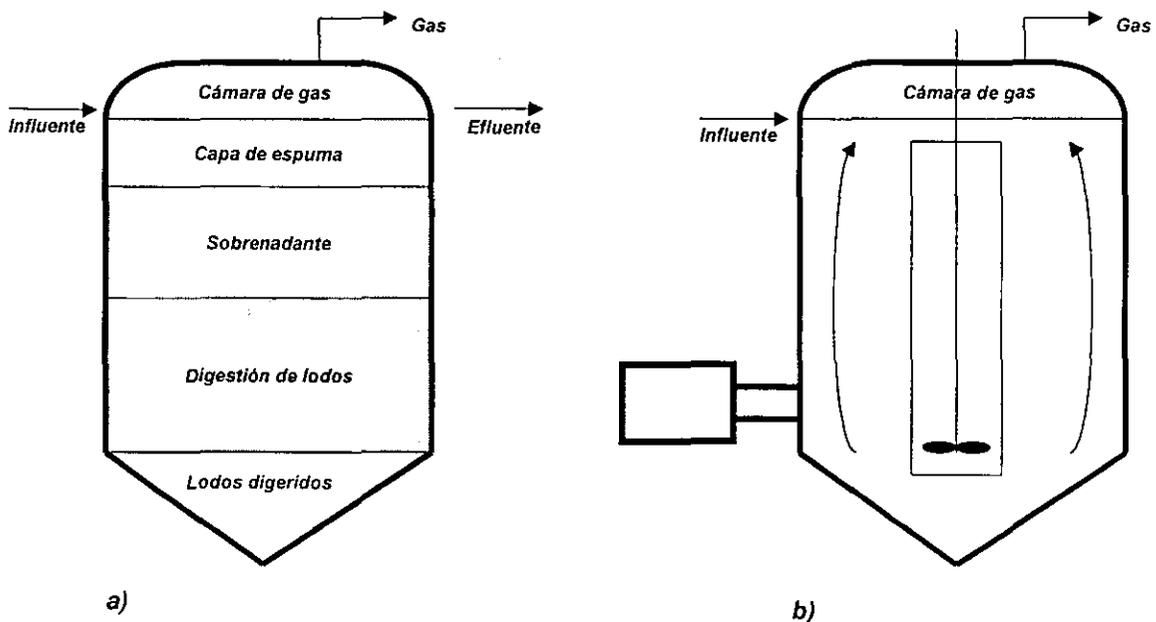


Figura 2.8 Digestores anaerobios, a) tasa baja y b) tasa alta (Metcalf & Eddy, 1991)

Los digestores de baja tasa, conocidos también como convencionales, son aquellos en los cuales el proceso se lleva a cabo sin calentamiento ni mezclado, lo que favorece la estratificación del fluido, propiciando que la actividad biológica se lleve a cabo en aproximadamente el 50% del volumen del reactor. Su aplicación principal se encuentra generalmente en plantas pequeñas. Una mejora al funcionamiento de este tipo de reactores consiste en la introducción del mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el digestor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción.

En los digestores de alta tasa, se aplica un mezclado al medio de la reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por recirculación de gas o de líquido o una combinación de ambos. Esta variante cuenta con un sistema de calentamiento que lleva la temperatura del digestor a rangos mesófilos o termófilos.

El digestor anaerobio de alta tasa convencional (**figura 2.9**), es adecuado para altas concentraciones de material particulado y/o altas concentraciones de materia orgánica biodegradable soluble. Disminuye los problemas de taponamiento, aunque el material particulado se puede sedimentar y acumular, produciendo volúmenes muertos y cortos circuitos. Tiene un efecto diluyente sobre compuestos tóxicos y cargas picos. Homogeiniza la temperatura, el pH y el sustrato. Sus desventajas son principalmente que requiere de un alto tiempo de retención hidráulica (TRH) y la mezcla puede ser difícil. El mezclado se puede realizar con agitador o recirculación de gas comprimido, en forma continua o intermitente.

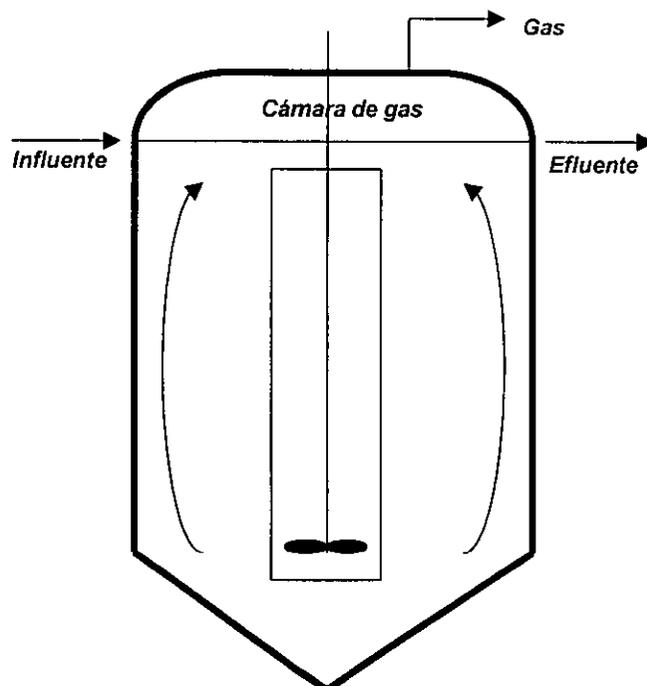


Figura 2.9 Digestor anaerobio convencional (Metcalf & Eddy, 1991)

En el reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) mostrado en la **figura 2.10**, comúnmente empleado para el tratamiento de aguas residuales, el influente es introducido de manera ascendente atravesando un lecho de lodos (biomasa). El tratamiento se lleva a cabo cuando el influente del reactor entra en contacto con el lecho de lodos (lodo granular o floculento). El biogás producido, genera una circulación interna que contribuye a la mezcla constante del lecho de lodos. El gas liberado es almacenado en una cámara especialmente diseñada o quemado en la atmósfera.

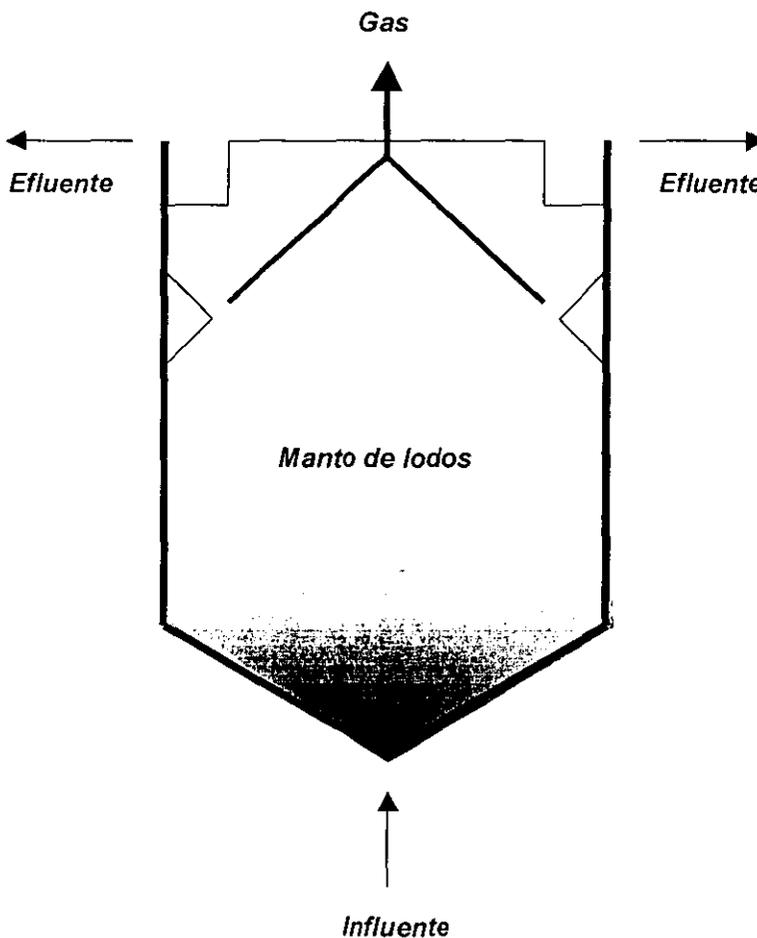


Figura 2.10 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 1991)

2.4.1 Diseño de digestores anaerobios

Los métodos más utilizados para diseñar un digestor de lodos son predominantemente empíricos, empleando como parámetro de diseño el tiempo de retención celular o la carga orgánica. Los digestores convencionales de lodos generalmente son reactores completamente mezclados sin ningún tipo de recirculación, por lo que el tiempo de retención hidráulico (θ_H) y el tiempo de retención celular (θ_C) son iguales, pudiéndose calcular el volumen de un digestor de la siguiente manera:

$$V = Q\theta_C$$

En donde:

V = Volumen del reactor (m^3)

Q = Gasto (m^3d^{-1})

θ_C = Tiempo de retención celular (d)

Los valores recomendados para θ_C se muestran en la **tabla 2.2**.

Tabla 2.2 Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados (Metcalf & Eddy, 1991)

Temperatura ($^{\circ}C$)	θ_C de diseño (d)
18	28
24	20
30	14
35	10
40	10

Para el diseño con base en la carga orgánica se acostumbra utilizar la carga orgánica volumétrica, la cual para digestores de baja tasa tiene un valor de 0.5 a 1.0 $kg\ SSVm^{-3}$ por día en caso de no haber mezcla, y en caso de haberla de 1.0 a 1.6 $kg\ SSVm^{-3}$ por día: para digestores de alta tasa este valor será de 1.6 a 3.2

kg SSVm⁻³ por día. La **tabla 2.3** muestra la relación entre la concentración de sólidos en el influente y la carga orgánica a diferentes tiempos de retención.

Tabla 2.3 Efecto de la concentración de sólidos y el tiempo de retención sobre la carga orgánica en digestores anaerobios (Metcalf & Eddy, 1991)

%SST en el lodo	Carga orgánica (kg SSVm ⁻³ por día)			
	TRH: 10 d (37°C)	TRH: 12 d (35°C)	TRH: 15 d (30°C)	TRH: 20 d (25°C)
4	3.06	2.55	2.04	1.53
5	3.83	3.19	2.55	1.91
6	4.59	3.83	3.06	2.30
7	5.36	4.46	3.57	2.68
8	6.12	5.10	4.08	3.06
9	6.89	5.74	4.59	3.44
10	7.65	6.38	5.10	3.83

----- Límite recomendado para evitar problemas en el mezclado y operación de los equipos de bombeo.
SSV = 0.75SST

En la **tabla 2.4** se resumen las condiciones ambientales y de operación para obtener la máxima producción de metano durante la digestión anaerobia de lodos de purga.

Tabla 2.4 Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina, 1992)

Variable	Óptimo	Intervalo
pH	6.8-7.4	6.4-7.8
Potencial oxido-reducción (mV)	-520 a -530	-490 a -550
Acidos volátiles (mgL ⁻¹ de ácido acético)	50-500	<2000
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	1500-3000	1000-5000
Temperatura:		
Mesófila	32-38°C	20-40°C
Termófila	50-56°C	45-60°C
Tiempo de retención hidráulica (d)	10-15	7-30
Producción de gas (m ³ CH ₄ kg ⁻¹ SSV _{eliminados})*	0.75-1.12	*
Composición del gas:		
Metano (CH ₄)(%)	65-70	60-75
Dióxido de carbono (CO ₂)(%)	30-35	25-40

* Noyola, 1998

2.4.2 Geometrías de digestores anaerobios convencionales de lodos

La geometría en un digestor de lodos, influye en factores como el mezclado de los lodos, en la generación de zonas muertas y en la acumulación de sólidos en las esquinas del digestor.

Las geometrías convencionales más utilizadas para digestores anaerobios de lodos son la geometría clásica, americana, europea y en forma de huevo.

La *geometría clásica*, mostrada en la **figura 2.11**, consiste en un cilindro (diámetro:altura=1) pendientes en la parte superior e inferior. La pendiente de las paredes de la parte superior son de 0.6 a 1.0, mientras que para el de la parte inferior las paredes tienen una pendiente de 1.0 a 1.7. Esta geometría favorece el mezclado y homogenización de los lodos.

La *geometría americana*, mostrada en la **figura 2.12**, en la parte superior tiene una cubierta flotante para la captación de biogás y el fondo del digestor tiene una pendiente casi imperceptible. Se ha observado que esta geometría presenta inconvenientes con respecto al mezclado de los lodos, atribuidos principalmente a que su relación diámetro:altura es mayor a uno, lo que provoca la presencia de zonas muertas, la acumulación de sólidos en el fondo y la generación de natas.

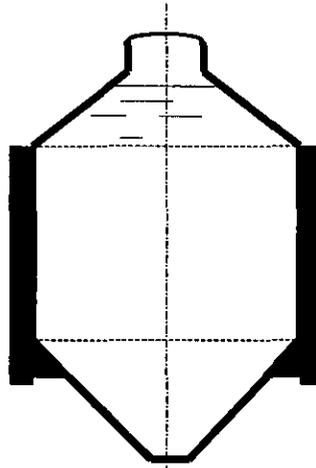


Figura 2.11 Geometría clásica (WEF, 1993)

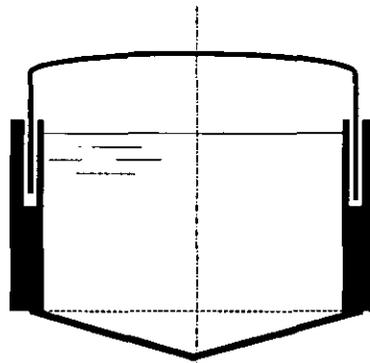


Figura 2.12 Geometría americana (WEF, 1993)

La *geometría europea*, mostrada en la **figura 2.13**, es un cilindro con una relación diámetro:altura menor a 1, de poca pendiente en el fondo. Esta geometría se ha visto que tiene eficiencias de mezclado parecidas a la geometría clásica, teniendo la ventaja de que su construcción es más económica. Por otro lado, esta geometría, al tener una pendiente baja en el fondo, limita la elección de los equipos de mezcla.

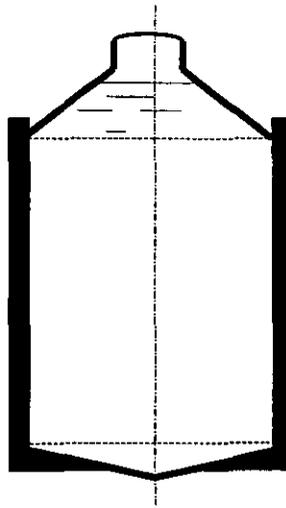


Figura 2.13 Geometría europea (WEF, 1993)

La *geometría en forma de huevo (egg-shaped reactors)*, mostrado en la **figura 2.14**, con mayor aceptación en Europa, es una evolución de la geometría europea, la cual fue posible a los avances en los procedimientos constructivos con concreto. Esta geometría presenta condiciones óptimas para la circulación de los lodos, por lo que mejora el mezclado y evita la acumulación de sólidos, lo que abarata y simplifica su operación.

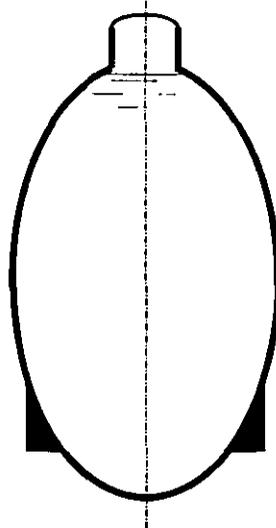


Figura 2.14 Geometría en forma de huevo (WEF, 1993)

2.4.3 Equipos de proceso

Con la finalidad de permitir una operación confiable y segura, el equipamiento de un digestor anaerobio de lodos debe contar básicamente con los siguientes elementos (Noyola, 1998):

Rejillas: en la corriente de lodos primarios pueden estar contenidos materiales (plásticos, trapos, fibras, cabellos) que pueden perjudicar la operación adecuada de los diversos equipos de un sistema de digestión de lodos. Estos materiales pueden bloquear tuberías y bombas, así como aglomerarse debido a la mezcla del digestor, y taponar salidas de lodo o gas. Adicionalmente, si el desarenador de la planta no opera adecuadamente, se tendrán arenas y material fino y denso, los cuales provocan el azolvamiento de los digestores. Las rejillas se colocan antes o después del espesador. El espaciamiento entre barras es típicamente de 12 mm.

Sistema de mezclado: el mezclado es requerido en los digestores de alta tasa con objeto de homogeneizar su contenido, evitando zonas muertas, natas y gradientes inadecuados de temperatura. Los métodos convencionales para lograrlo son la recirculación de biogás comprimido y la mezcla mecánica.

La *recirculación de biogás* se lleva a cabo por medio de un compresor, con el que el biogás es introducido en el digestor para provocar el mezclado de los lodos en digestión. Existen cuatro tipos de dispositivos para ello; inyectoros secuenciales, difusores montados sobre el fondo, tubo de tiro (air-lift) y cañón de burbuja.

La cantidad de gas requerido para mezclar un reactor varía con el volumen de lodo a digerir, el contenido de sólidos volátiles y del diámetro del tanque. Para digestores con diámetros entre 6 y 9 m de diámetro, se emplean de 3 a 4 puntos de descarga liberando de 5 a 9 Lmin^{-1} de biogás por cada metro cúbico de lodos a digerir. De igual manera, para digestores con diámetros entre 30 y 35 m de diámetro, se emplean de 6 a 8 puntos de descarga liberando de 0.66 a 1 Lmin^{-1} de biogás por cada metro cúbico de lodos a digerir (Malina, 1992).

La *mezcla mecánica* se lleva a cabo por medio de agitadores mecánicos tipo propela, situados frecuentemente dentro de un tubo y accionados por un motor fijo sobre la cubierta del digestor. La eficiencia en la operación de este tipo de equipos se puede ver afectada por la acumulación de fibras, cabellos o trapos en las aspas de la propela.

Sistema de conducción del biogás: la selección del sistema de captación y conducción de biogás debe impedir que se formen mezclas explosivas al entrar en contacto con el oxígeno del aire. La mezcla explosiva se da al combinar 1 volumen de biogás con 5 a 15 volúmenes de aire.

El diseño debe considerar la retención y remoción periódica de condensados. El biogás, tal como sale del digestor, se encuentra saturado de humedad y con una temperatura de alrededor de 35°C (en digestores de alta tasa). En las líneas de tubería, el biogás se enfría y la humedad se condensa, lo cual puede provocar taponamientos. Para evitarlo se deben instalar trampas de condensados y dar una pendiente adecuada a las tuberías (1% como mínimo). Además el flujo de biogás debe limitarse a una velocidad de 4 ms⁻¹, con objeto de no arrastrar los condensados.

Otro aspecto importante a considerar en el diseño del sistema de conducción del biogás es la presión. Los digestores operan a bajas presiones, 0.3 a 0.4 kgm⁻² medidos en la fase gaseosa del digestor, por lo que cualquier taponamiento o restricción al flujo puede provocar un mal funcionamiento del sistema.

Con las consideraciones generales, los equipos y accesorios que se emplean para una correcta recolección y conducción de biogás son:

- Arrestaflamas.
- Válvula contra presión y vacío.

- Válvulas check.
- Trampa de condensados.
- Reguladores de presión.
- Manómetros.
- Antorcha.

Los *arrestaflamas* son equipos que frenan la eventual propagación de la flama al interior de la tubería. Con ello se evita que en caso de existir una mezcla explosiva dentro del digestor, una flama pueda llegar a su interior. Se recomienda ubicarlo en las válvulas contra presión y vacío sobre la cubierta del digestor, y en la línea previa al dispositivo de flama (a menos de 9 metros), ya sea una caldera, motor de combustión interna o antorcha. Este equipo cuenta además con un elemento termofusible, con objeto de bloquear el flujo de biogás en caso de que la flama permanezca encendida en la salida del arrestaflama. En tuberías menores a 1 pulgada de diámetro, se instala una trampa de flama, la cual no cuenta con el dispositivo termofusible.

La *válvula contra presión y vacío* son dispositivos que protegen al digestor de una sobrepresión o de un vacío que pudiese dañar su estructura, principalmente la cubierta. Generalmente se instalan en la cubierta y cerca de la antorcha.

Las *válvulas check* son dispositivos que evitan la entrada de aire al digestor a través de las tuberías, ya que permite solo el paso de gas en un solo sentido.

La *trampa de condensados* tiene la función de retener el agua condensada por el enfriamiento del biogás en su paso a través de las tuberías. El número de estos equipos estará en función de la longitud de la línea de tubería y de sus cambios de dirección, particularmente elevaciones y descensos. El que esté ubicado lo más cercanamente posible al digestor, atrapará además partículas que el gas arrastra al salir del digestor, para lo cual estará provisto de un tanque acumulador, además

de que por su sección de flujo, mayor que la de la tubería, favorecerá la retención de partículas.

Con objeto de evitar accidentes por descuidos en su operación, las trampas de condensados evitan la salida de gas en forma continua al momento de purgarlas. Su evacuación frecuentemente se hace más de una vez al día.

Los *reguladores de presión* son elementos que tienen por objeto mantener constante una presión de suministro a un equipo que así lo requiera, tal como el calentador del intercambiador, una caldera o inclusive una antorcha.

Los *manómetros* se utilizan para medir la presión del biogás en distintos puntos de la línea. Una adecuada instalación de estos equipos permitirá identificar bloqueos en las tuberías.

La *antorcha* es necesaria aún en los casos en que el biogás es aprovechado con fines energéticos, ya que su función es evitar que el biogás en exceso o no utilizado sea venteadado a la atmósfera, eliminando el riesgo de explosiones, malos olores o contaminación atmosférica debida al metano. Estos equipos requieren de una flama piloto, que puede ser alimentada por el mismo biogás o por un tanque de gas doméstico. Su operación va acompañada de dispositivos de seguridad, alarma y sensores de flama.

Transferencia de calor. Para un funcionamiento adecuado, los digestores requieren trabajar a temperaturas cercanas a los 37°C (rango mesofílico) o a los 55°C (rango termofílico).

El calor transferido a un digestor debe contemplar el incremento de la temperatura del lodo crudo, así como el proporcionar el calor perdido por radiación en paredes y tuberías.

El calentamiento del digestor puede realizarse por dos métodos: intercambiador interno o extenso. En el primero, la superficie de intercambio se ubica dentro del digestor, ya sea en tubos colocados en la pared del digestor, tipo serpentín, o en una chaqueta colocada sobre el tubo de tiro del mezclador. Este método ha caído en desuso debido a los problemas de mantenimiento que provoca el "cocido" de una capa de lodos sobre la superficie de intercambio, lo cual reduce la transferencia de calor, y por otro lado, el hecho de situarse dentro del digestor, obliga a su vaciado total para poder remover esa capa de lodo.

El segundo método contempla la recirculación del lodo del digestor, a través de un equipo externo intercambiador. Este arreglo puede incorporar el calentamiento directo del lodo crudo, una mezcla de este lodo con lodo en digestión, o únicamente este último. Para evitar la formación de capas de lodo cocido en las tuberías, las velocidades de flujo deben ser de alrededor 1.2 ms^{-1} .

En ambos métodos, el agua limpia se recircula por el sistema y se calienta en una caldera o calentador alimentados con biogás o con cualquier otro combustible.

Los equipos intercambiadores son de tres tipos:

- Tubos inmersos.
- Tubos concéntricos.
- Placa en espiral.

Cubiertas de los digestores. La función de una cubierta en un digestor anaerobio es múltiple:

- Evita el contacto del oxígeno del aire con el lodo en digestión.
- Evita el escape de biogás a la atmósfera, lo cual reduce significativamente los riesgos de explosión y los malos olores. Permite además coleccionar el biogás para su aprovechamiento.

- Aísla térmicamente al digestor y reduce la pérdida de calor.

Los tipos de cubierta pueden agruparse en:

- Cubiertas fijas.
- Cubiertas flotantes.
- Cubiertas almacenadoras de biogás.

De las *cubiertas fijas* existen diferentes variantes en función de su arreglo y material de construcción. Las construidas en concreto armado toman forma de bóvedas, conos o lozas planas. Según el diseño, pueden tener o no columnas de soporte en el interior del digestor. Uno de sus principales inconvenientes son las fisuras, que causan escape de biogás, con la consecuente pérdida de presión y el riesgo de explosión, además de potenciales malos olores.

Las cubiertas fijas de acero están formadas por una estructura de placas de acero de 6mm como mínimo. Se debe prever un arreglo que permita la expansión en los apoyos con las paredes del digestor. Para lograr esto y evitar la fuga de biogás, la estructura tiene una placa cilíndrica periférica que se introduce en el líquido y forma un sello hidráulico.

Las *cubiertas flotantes* flotan directamente sobre el líquido del digestor. El biogás es recolectado en una cámara cilíndrica central, de donde es extraído. Este arreglo tiene la ventaja sobre las cubiertas fijas de que el volumen del digestor puede variar a través del tirante dentro de un cierto intervalo en caso de problemas de operación.

Las *cubiertas almacenadoras de biogás* son una modificación de las cubiertas flotantes, con la característica de que estas flotan sobre el biogás. Su principal ventaja es que proporciona un volumen de almacenamiento de biogás dentro del

mismo digestor, requerimiento que se presenta cuando éste es utilizado de forma regular y deben evitarse las fluctuaciones en su producción instantánea.

El material de construcción más utilizado en los digestores de lodos es el concreto, el acero es utilizado en tanques pequeños.

2.4.4 Producción y manejo de biogás

El volumen total de biogás producido en la digestión anaerobia crece proporcionalmente a la carga orgánica, llegándose a necesitar considerar espacios considerables para su almacenamiento en los digestores. Las características del biogás no varían con la carga orgánica ni con el tiempo de retención celular en el digestor. El biogás contiene entre 65 y 70% de metano (CH_4), 25 a 30% de dióxido de carbono (CO_2) y trazas de nitrógeno (N_2), hidrógeno (H_2) y ácido sulfhídrico (H_2S) (Noyola, 1998).

Los valores típicos de producción de biogás en digestores de lodos son de 0.5 a $0.75 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{kg}^{-1}\text{SSV}_{\text{alimentados}}$, 0.75 a $1.12 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{kg}^{-1}\text{SSV}_{\text{eliminados}}$ (Noyola, 1998) o bien $0.5 \text{ m}^3\text{CH}_4\text{kg}^{-1}\text{DQO}_{\text{removida}}$ (Ratajczyk, 1994). La energía contenida en el metano producido es de aproximadamente 35315 BTUm^{-3} (Malina, 1992). El biogás si no es utilizado, debe ser quemado.

3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

3.1 Descripción del prototipo

El prototipo fue construido en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella (PTAR-CE), en la Ciudad de México, la cual es operada por la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH) del Gobierno del Distrito Federal (**Anexo 3**). La instalación fue operada durante seis meses, de los cuales cuatro se utilizaron para la estabilización del proceso y dos fueron de operación estable. Las características y dimensiones del digester se muestran en las **figuras 3.1** y **3.2**. El digester anaerobio mesofílico (33 a 38°C), tiene un volumen de 27.4m³, de los cuales 15.86 m³ fueron ocupados para el tratamiento de lodos y el volumen restante para el almacenamiento de biogás. Para su diseño se consideró un tiempo de retención celular (θ_c) de 10 días y una carga másica (B_m) de 2.5 kg SSVm⁻³ por día.

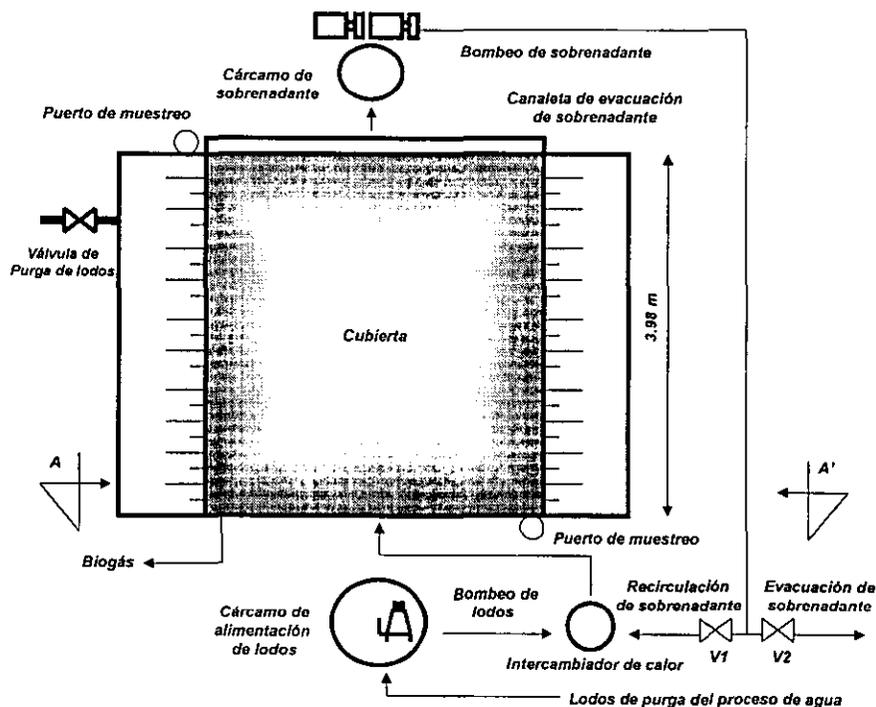


Figura 3.1 Arreglo en planta y principales dimensiones del digester (ver anexo 3 para mayor detalle)

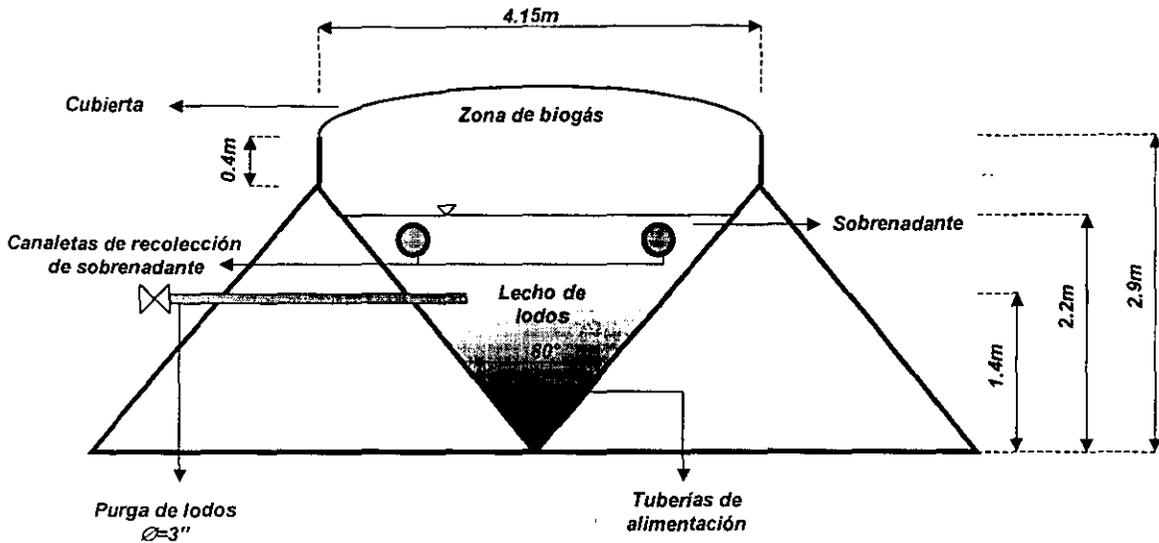


Figura 3.2 Diagrama de un corte transversal del digestor (corte A-A')

El digestor fue construido de ferrocemento, las tuberías tanto del proceso de lodos como del sistema de intercambio de calor, fueron de acero al carbón Ced. 40. Con la finalidad de evitar pérdidas de calor debidas al flujo en las tuberías, éstas se cubrieron con un aislante térmico de poliestireno de alta densidad.

Los lodos de alimentación fueron captados en la caja de caída en donde son vertidos los lodos provenientes de los sedimentadores primarios y secundarios de la PTAR-CE, y se enviaron por bombeo hasta el cárcamo de alimentación del digestor empleando una bomba sumergible de 0.8 HP. Debido a que en la PTAR-CE la purga de los sedimentadores secundarios no es constante, para alimentar el digestor se utilizó predominantemente lodo primario. Se alimentaron diariamente lotes de lodo de 5 a 15 m³, con una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) de 1000 a 15000 mgL⁻¹, de los cuales la porción de sólidos suspendidos volátiles (SSV) fue en promedio del 59%.

El lodo conducido por bombeo hasta el cárcamo de alimentación, fue también bombeado hacia un sistema de calentamiento empujando una bomba sumergible de 1 HP, para posteriormente introducirlo al digestor por medio de un arreglo de

cuatro tuberías paralelas ubicadas en la parte inferior del mismo con el fin de hacer la alimentación del lodo lo más uniforme posible.

El sobrenadante desplazado por los lodos de alimentación, fue captado por dos canaletas ubicadas en el interior del digestor, que a su vez vertían el sobrenadante a una canaleta de recolección ubicada en el exterior del digestor. El líquido pasaba después al cárcamo de recirculación de sobrenadante por medio de un tubo.

Para completar el balance de agua, de manera simultánea a la alimentación, se evacuaba por bombeo un volumen de sobrenadante igual al volumen de lodo alimentado diariamente. Para ello se empleaban las bombas centrífugas horizontales de 1 HP de recirculación, las cuales normalmente operaban en paralelo con ciclos de 24 horas cada una.

La operación de evacuación de sobrenadante fue llevada a cabo, cerrando la válvula *V1* hacia el intercambiador de calor y abriendo la válvula *V2* de evacuación de sobrenadante. Una vez efectuadas las operaciones de alimentación y la correspondiente eliminación de sobrenadante, el digestor operaba en modo de recirculación, manteniendo el bombeo de sobrenadante, con la apertura de la válvula *V1* hacia el intercambiador de calor y el cierre de la válvula *V2* de evacuación de sobrenadante (**figura 3.1**).

La purga es el resultado del tiempo de residencia celular, el cual fue fijado en el diseño, para 10 días. Para determinar el volumen a purgar, se debe tomar en cuenta la masa de SSV en el digestor, la masa SSV desechada diariamente en el sobrenadante y la masa de SSV en la purga de acuerdo a la siguiente ecuación (Metcalf & Eddy, 1991):

$$SSV_p = \frac{SSV_D}{\theta_c} - SSV_s$$

En donde:

θ_c = Tiempo de residencia celular (días)

SSV_D = Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (kg)

SSV_p = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados del digestor en la purga (kgd^{-1})

SSV_s = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados del digestor en el sobrenadante (kgd^{-1})

La masa de SSV en el digestor, se obtiene tomando en cuenta su volumen (15.86 m^3) y la concentración de SSV en el mismo, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$SSV_D = V_D [SSV_D]$$

En donde:

V_D = Volumen del digestor (m^3)

$[SSV_D]$ = Concentración de SSV en el digestor (kgm^{-3})

La masa de SSV evacuada diariamente del digestor en el sobrenadante, se obtiene tomando en cuenta la concentración de éstos en el sobrenadante y el volumen de sobrenadante evacuado por día, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$SSV_s = V_s [SSV_s]$$

En donde:

V_s = Volumen de sobrenadante evacuado diariamente del digestor (m^3d^{-1})

$[SSV_s]$ = Concentración de SSV en el sobrenadante (kgm^{-3})

El volumen de lodo a evacuar diariamente, se debe obtener tomando en cuenta la concentración de SSV en la purga y la masa de SSV evacuados en la purga diariamente:

$$V_p = \frac{SSV_p}{[SSV_p]}$$

V_{purga} = Volumen de lodo evacuado diariamente en la purga del digestor (m^3d^{-1})

$[SSV_{purga}]$ = Concentración de SSV en la purga (kgm^{-3})

Por otro lado, el gastó a evacuar en la tubería de purga, se determina de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$Q_p = A_p C_d \sqrt{2H_p g}$$

$$t_p = \frac{V_p}{Q_p}$$

En donde:

Q_p = Gasto de lodo evacuado a través de la tubería de purga del digestor (m^3s^{-1})

T_p = Tiempo de apertura de la válvula de purga (s)

A_p = Área transversal de la tubería de purga (m^2)

C_d = Coeficiente de descarga = 0.7

H_p = Carga hidráulica sobre el eje de la tubería de purga (m)

g = Aceleración de la gravedad = $9.81 ms^{-2}$

En el sistema de intercambio de calor, se emplearon un calentador de depósito casero, un intercambiador de calor con carcasa de acero al carbón con un serpentín de cobre en el interior, una bomba centrífuga horizontal de 0.25 HP para la recirculación del agua caliente y un tanque estacionario de gas LP de 300 L de

capacidad. Para el intercambio de calor se utilizó agua tratada proveniente de la PTAR-CE, captada de un tinaco ubicado en la zona de pilotos en donde se localiza el digestor.

Para arrancar el sistema de intercambio de calor, primero se llenaron con agua el calentador, el intercambiador de calor y la tubería que intervino en el proceso. Posteriormente se encendió el calentador, una vez caliente el agua se comenzó el bombeo hacia el intercambiador de calor, manteniendo encendido el termostato del calentador. El agua fue introducida por la parte superior de la carcasa del intercambiador, para salir por la parte inferior en donde era captada por la bomba de recirculación, la cual la retornaba al calentador para iniciar de nuevo el ciclo.

Los lodos y el sobrenadante fueron introducidos al serpentín del intercambiador de calor con un flujo contrario al del agua caliente en la carcasa; se introducían por la parte superior del serpentín, y salían por la parte inferior del mismo.

En el **anexo 3**, se incluye el diagrama de tubería e instrumentación del proceso así como las características del equipo electromecánico instalado. En el **anexo 4** se muestran algunas fotografías del prototipo.

3.2 Parámetros de control y respuesta

El monitoreo y control de los parámetros relevantes para el proceso permiten detectar oportunamente desbalances en el proceso, lo cual es útil para aplicar medidas pertinentes y evitar que el digestor presente problemas que puedan conducir hasta la falla general.

3.2.1 Arranque

Una vez concluida la construcción y el equipamiento del digestor, se procedió a su llenado con lodos provenientes predominantemente de la purga de los sedimentadores primarios de la PTAR-CE. Durante los cuatro meses de

estabilización del proceso, se alimentó una carga másica promedio de $0.45 \text{ kg SSVm}^{-3}$ por día y se fue aumentando gradualmente la temperatura del digestor. Los parámetros de la cama de lodos tomados como referencia para el monitoreo del proceso durante este periodo fueron el pH, la relación de alcalinidades α y la concentración de AGV. Los valores recomendados para estos parámetros son, respectivamente 6.8 a 7.4, mayor a 0.5 y entre 50 y 500 mgL^{-1} como ácido acético (Malina y Pohland, 1992; Noyola, 1994).

Al mantener un control sobre α , entre 0.5 y 0.7, tanto el valor del pH como el de los AGV permanecieron dentro del intervalo recomendado para éstos parámetros. Con base en lo anterior y el mantenimiento de la temperatura interior en el digestor en 35°C , se consideró que el digestor estaba en condiciones para operarlo de manera estable.

3.2.2 Operación estable

Una vez estabilizado el digestor, se inició el periodo de operación estable; en el se intentó aumentar la carga másica de alimentación hasta la especificada por el diseño, sin que esto se haya podido lograr debido principalmente a las bajas concentraciones de SSV que presentó en promedio el lodo de alimentación a lo largo de la operación del digestor y a las limitaciones que ante estas condiciones impuso el equipo empleado para este fin.

Durante la operación estable, se siguió manteniendo como parámetro de control en la operación al α , al pH y alcalinidad como valores de respuesta, se añadió la actividad metanógena, la cual permitió medir la evolución metabólica de las bacterias del lodo, específicamente se midió la capacidad de las metanógenas para el consumo de sustrato (ácido acético) y su transformación a biogás (CH_4 y CO_2).

A partir de la determinación de la concentración de SSV en el influente, cama de lodos y sobrenadante, se observó la evolución en el porcentaje de remoción de SSV, parámetro de utilidad para la evaluación del funcionamiento del sistema.

Adicionalmente, con la finalidad de obtener mayor información en cuanto al proceso de degradación de materia orgánica en el proceso, se llevó a cabo el análisis de la demanda química de oxígeno soluble para el influente y sobrenadante, y total para ambas corrientes además de la cama de lodos.

La remoción de patógenos de la cama de lodos, fue evaluada a partir de la determinación de la concentración de coliformes fecales y de la cuantificación de huevos de helminto contenidos en ésta y en el influente.

En cuanto a la evaluación de las características de compactación de la cama de lodos, se emplearon el índice volumétrico de lodos y la velocidad de sedimentación.

Para el caso de los datos referentes al volumen y composición del biogás producido por el digestor, no fue posible obtener resultados, debido a que el digestor presentó problemas de fugas en la zona de almacenamiento de biogás.

3.3 Metodología de muestreo

Los lodos alimentados al digestor, fueron muestreados directamente de la descarga de la línea de bombeo de lodos de purga de la PTAR-CE en el cárcamo de alimentación; el sobrenadante fue muestreado en la canaleta de evacuación del mismo, la purga por medio de la apertura de la válvula de purga de lodos y el contenido del digestor, fue muestreado a partir de la obtención de núcleos extraídos por medio de dos puertos de muestreo instalados especialmente para este fin.

3.4 Técnicas analíticas

En la evaluación del funcionamiento del reactor se emplearon métodos estandarizados (APHA, 1995). Los análisis realizados por métodos no normalizados son descritos en el **anexo 1**. En la **tabla 3.1** se señalan los parámetros analizados, la técnica empleada, la frecuencia de determinación y el punto de muestreo.

Tabla 3.1 Parámetros analizados para el monitoreo del funcionamiento del digestor

Parámetro	Técnica	Frecuencia	Punto de muestreo
Sólidos suspendidos totales (SST; mgL^{-1}) Sólidos suspendidos volátiles (SSV; mgL^{-1}) Sólidos suspendidos fijos (SSF; mgL^{-1})	SM	Diario	Influyente Sobrenadante Purga Cama de lodos
pH (unidades de pH)	Potenciómetro	Diario	Influyente Sobrenadante Purga Cama de lodos
Temperatura (T; $^{\circ}\text{C}$)	Termómetro	Diario	Influyente Sobrenadante Purga Cama de lodos
Alcalinidad (Alc; $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$)	SM	Tres veces por semana	Sobrenadante Purga Cama de lodos
Relación de alcalinidades (α ; adim.)	CBPA-II*	Tres veces por semana	Sobrenadante Purga Cama de lodos
Ácidos grasos volátiles (AGV; mgL^{-1})	Cromatografía de gases	Tres veces por semana	Influyente Sobrenadante Cama de lodos
Demanda química de oxígeno soluble (DQO _s ; mgL^{-1})	SM	Semanal	Influyente Sobrenadante
Demanda química de oxígeno total (DQO _t ; mgL^{-1})	SM	Semanal	Influyente Sobrenadante Purga Cama de lodos
Coliformes fecales (CF; $\text{NMPg}^{-1}\text{ST}$)	SM	Semestral	Influyente Cama de lodos
Actividad metanógena específica (Ae; $\text{gCH}_4\text{-DQOg}^{-1}\text{SSV por día}$)	CBPA-II*	Mensual	Cama de lodos
Huevos de helminto (HH; HHg^{-1}ST)	SEMARNAP (1997)	Semestral	Influyente Cama de lodos
Índice volumétrico de lodos (IVL; $\text{mlg}^{-1}\text{SST}$)	SM-II*	Semanal	Cama de lodos
Velocidad de sedimentación (V_{sed} ; mh^{-1})	SM-II*	Semanal	Cama de lodos

SM Técnica normalizada en APHA (1995) SM-II Técnica normalizada en APHA (1995) y adaptada por el Instituto de Ingeniería, UNAM

CBPA-II Procedimiento adaptado por la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM

*Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM.

4. RESULTADOS

4.1 Arranque

Durante el arranque del digestor, para la relación de alcalinidades (α) en los lodos contenidos en el digestor, se buscó mantener un valor superior a 0.5; tomando en cuenta que valores cercanos a 0.7 indican condiciones de estabilidad en el sistema y que permiten aumentar la carga másica de alimentación al digestor hasta el grado en que dicho parámetro no descienda por debajo del valor recomendado. De este modo se fue aumentando gradualmente la carga másica de alimentación, hasta que se observó que el valor promedio de α se mantuvo con valores mayores a 0.5 durante periodos de una semana de alimentación con una carga orgánica aproximada de 1.6 kg SSVm⁻³ por día, valor marcado en la bibliografía como mínimo para la operación de digestores anaerobios convencionales de alta tasa (Noyola, 1998). Los valores promedio del α , pH y AGV, son mostrados en la **tabla 4.1**, en donde se observa que presentaron una evolución favorable.

El valor promedio de α fue aumentando gradualmente, debido a la estabilización creciente del proceso anaerobio. El incremento de temperatura en el sistema, favoreció la selección y reproducción de microorganismos facultativos y anaerobios, estableciéndose el metabolismo anaerobio, con la generación y asimilación de productos intermedios del mismo, como se observa en la disminución de la concentración de AGV con respecto al tiempo y la consecuente generación de una capacidad amortiguadora debida a la producción de bicarbonatos.

En cuanto a la actividad microbiológica del lodo durante la estabilización del proceso, se puede establecer que si existió una selección de microorganismos anaerobios, ya que la actividad metanógena durante éste periodo creció de 0.03 a 0.1 gCH₄-DQOg⁻¹SSV por día.

Tabla 4.1 Parámetros de monitoreo en los lodos contenidos en el digestor empleados durante el periodo de estabilización

Parámetro	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 4
pH	6.54 - 7.97	7.33 - 7.69	7.2 - 8.52	6.9 - 7.90
α	0.30 - 0.46	0.41 - 0.63	0.37 - 0.70	0.43 - 0.84
AGV				
Acético (mgL^{-1})	150 - 180	150 - 153	130 - 132	31 - 70
Propiónico (mgL^{-1})	230 - 235	210 - 217	34 - 36	3 - 7
Butírico (mgL^{-1})	60 - 64	7 - 7.6	1.7 - 2.4	0.6 - 4

4.2 Operación estable

Las gráficas de resultados, muestran la evolución del funcionamiento del digestor durante los dos meses de operación estable, a través del análisis de diversos parámetros en el influente, sobrenadante y en los lodos contenidos en el digestor. Los valores numéricos se muestran en el **Anexo 2**.

4.2.1 Influyente

Para el caso del influente, se dio seguimiento a la carga másica alimentada diariamente al digestor. Sus características fueron evaluadas a partir del análisis los sólidos suspendidos y la demanda química de oxígeno contenidos en él.

4.2.1.1 Sólidos suspendidos

En la **figura 4.1** se observa que los SST y SSV en el influente a lo largo del periodo de operación estable, mostraron un comportamiento variable en cuanto a su concentración, debido a la irregularidad con las que la DGCOH lleva a cabo las purgas en los sedimentadores primarios y secundarios de la PTAR-CE, presentando en muchas ocasiones concentraciones muy bajas.

A partir de la gráfica mostrada en la **figura 4.2**, se observa que también el porcentaje de SSV en los lodos alimentados fue variable, situación propiciada por

la ya mencionada irregularidad con la que se llevan a cabo las purgas de los sedimentadores secundarios en la PTAR-CE. Adicionalmente, debido a las políticas de operación de la PTAR-CE, se alimentaron lodos predominantemente primarios, los cuales tenían características variables.

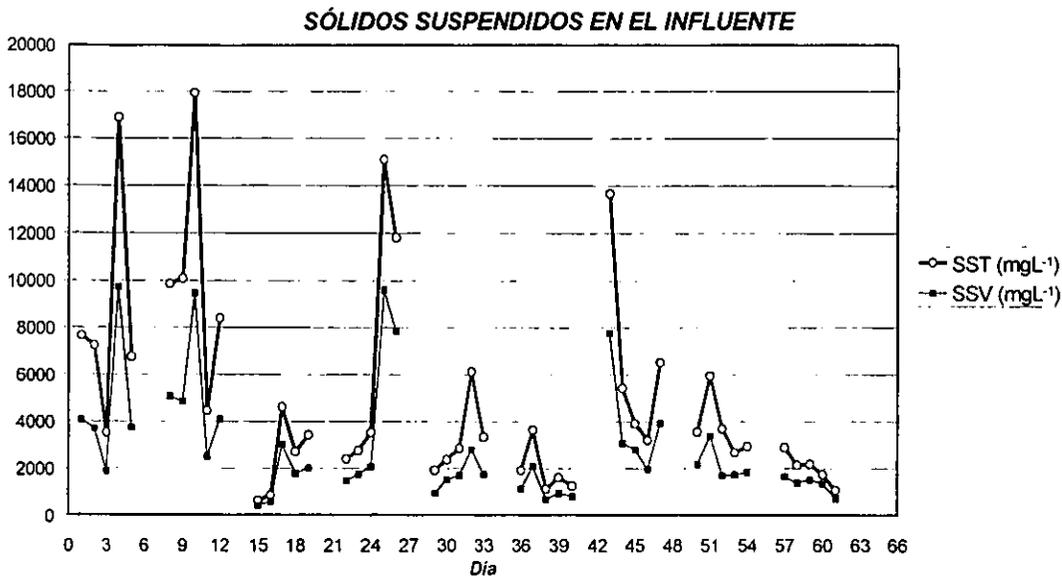


Figura 4.1 Contenido de sólidos suspendidos en el influente del digestor

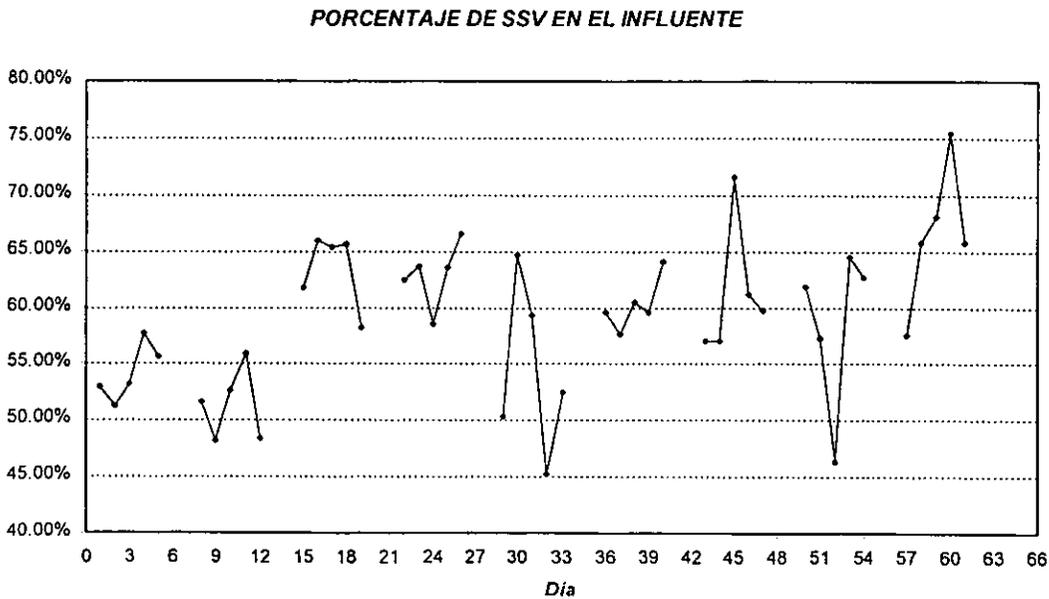


Figura 4.2 Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en el influente del digestor

4.2.1.2 Carga másica alimentada

Uno de los objetivos de la etapa de operación estable del digestor fue incrementar el volumen de alimentación para verificar la carga másica máxima que podía soportar el proceso, dando seguimiento principalmente al valor de α . Lo anterior no fue posible debido a las bajas concentraciones de los lodos de alimentación y a las limitaciones que el equipo empleado en la operación de digestor impuso bajo estas condiciones. De tal manera, como se muestra en la **figura 4.3**, la carga másica promedio suministrada al digestor, 1 kgSSVm^{-3} por día, fue baja en comparación con la carga de diseño y baja también con respecto a la carga alimentada en digestores convencionales de alta tasa, en donde el valor mínimo en bibliografía es de 1.6 kg SSVm^{-3} por día (Noyola, 1998).

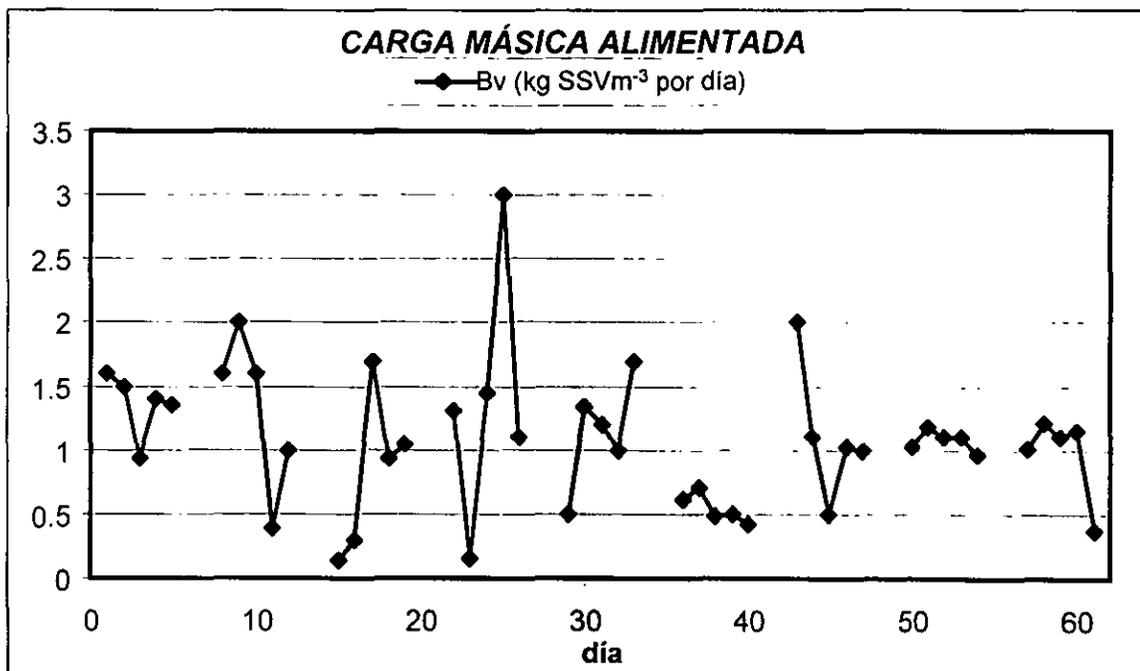


Figura 4.3 Carga másica alimentada al digestor durante el periodo de operación estable

4.2.1.3 Demanda química de oxígeno

El comportamiento de la DQO_t y de la DQO_s se muestran en la **figura 4.4**. Por otro lado, debido a que durante las dos primeras semanas de operación estable, se alimentaron lodos con concentraciones promedio de SST mayores al de las demás semanas, se observaron valores de DQO_t también mayores. La DQO_s mostró un valor promedio de 174 mgL^{-1} .

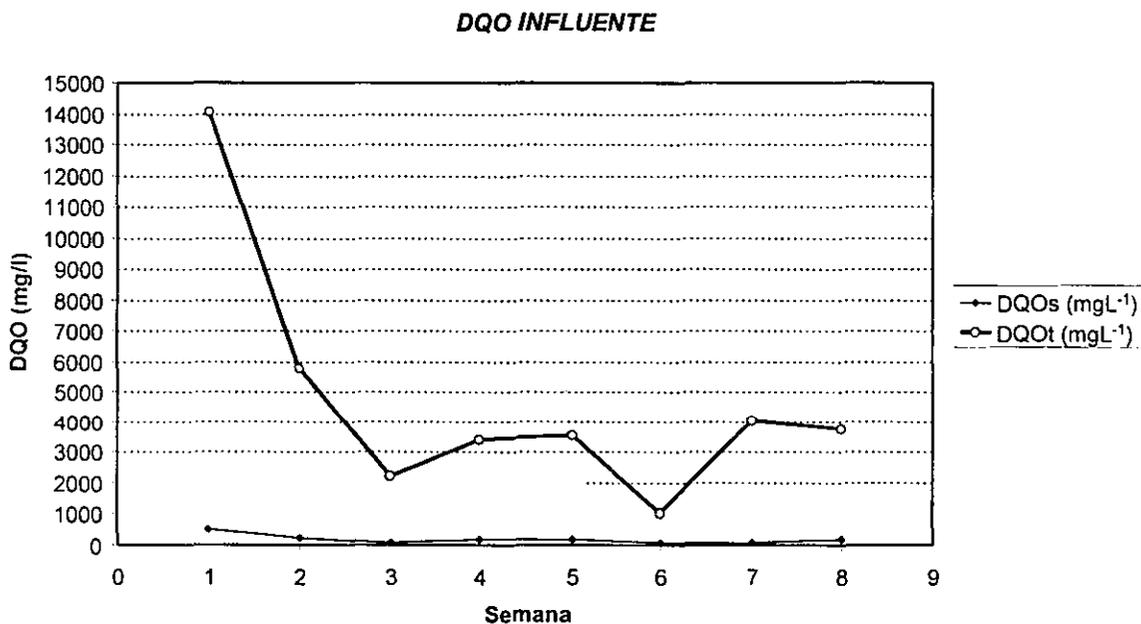


Figura 4.4 Demanda Química de Oxígeno en el influente

4.2.2 Lodos contenidos en el digestor

El seguimiento del comportamiento de contenido del digestor, se llevó a cabo por medio del análisis de los sólidos suspendidos, pH, alcalinidad, AGV, DQO_t , actividad metanógena, IVL y velocidad de sedimentación. Los dos últimos permitieron evaluar la capacidad de compactación de los lodos.

4.2.2.1 Sólidos suspendidos

En la gráfica mostrada en la **figura 4.5**, se presenta la evolución de la concentración de SST y SSV en los lodos contenidos en el digestor a lo largo del periodo de operación estable. Se observa que la concentración de SST en la cama aumenta gradualmente con respecto al tiempo, con concentraciones promedio de 25000 mgL^{-1} durante las primeras dos semanas del periodo de operación estable, hasta alcanzar concentraciones promedio entre 35000 y 40000 mgL^{-1} durante las dos últimas semanas. Por otro lado, como se muestra en la **figura 4.6**, el porcentaje de SSV disminuyó con respecto al tiempo, observándose en las primeras dos semanas un porcentaje promedio del 57%, y un porcentaje promedio del 45% al final del periodo de operación estable.

SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LOS LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR

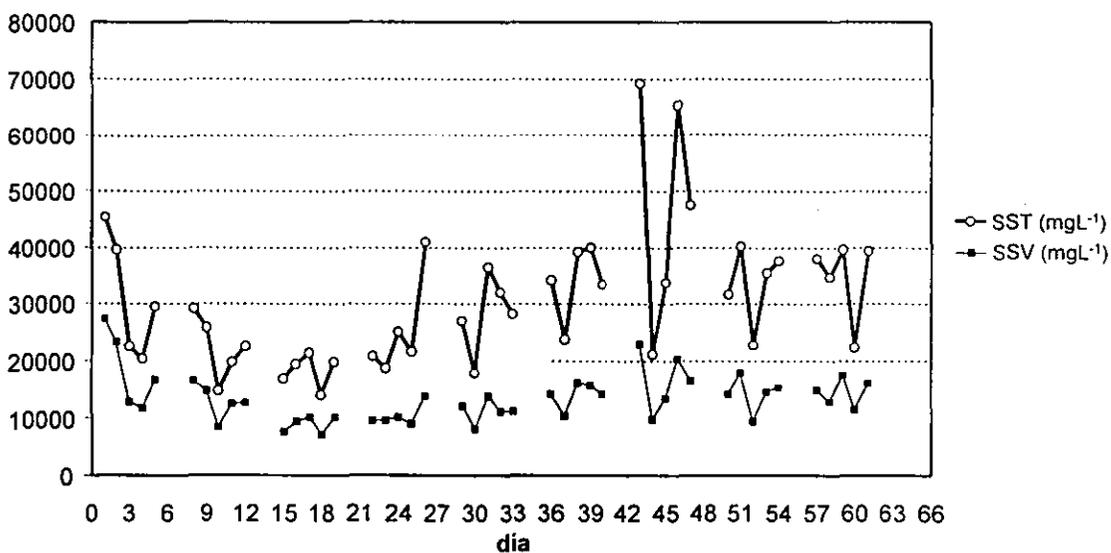


Figura 4.5 Contenido de sólidos suspendidos en los lodos contenidos en el digestor

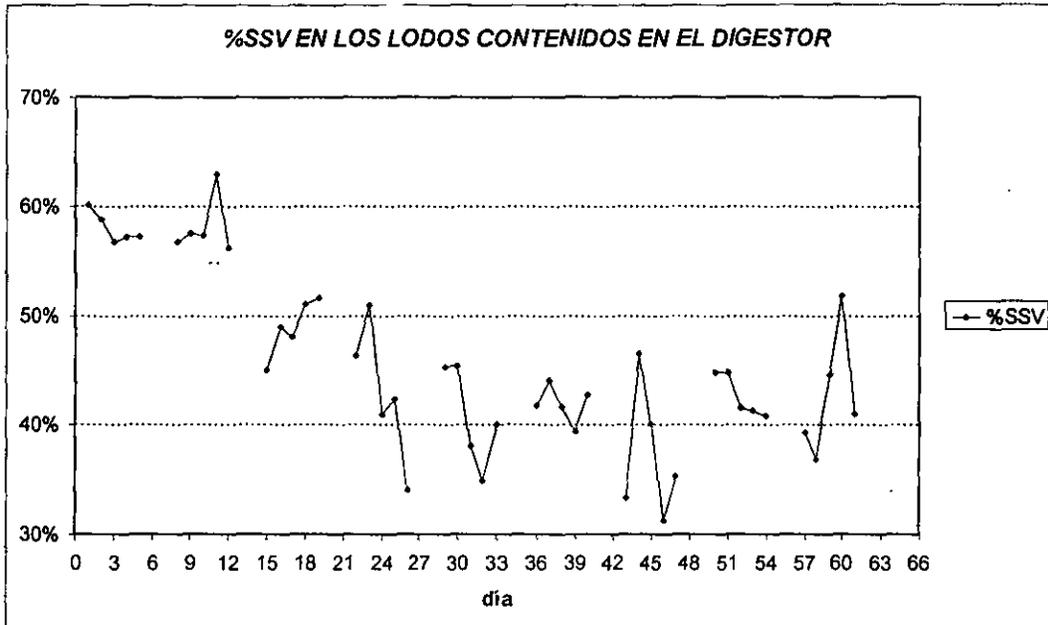


Figura 4.6 Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en los lodos contenidos en el digestor

En la figura 4.7, se muestra la concentración de SST con respecto a la profundidad del digestor durante la última semana de operación.

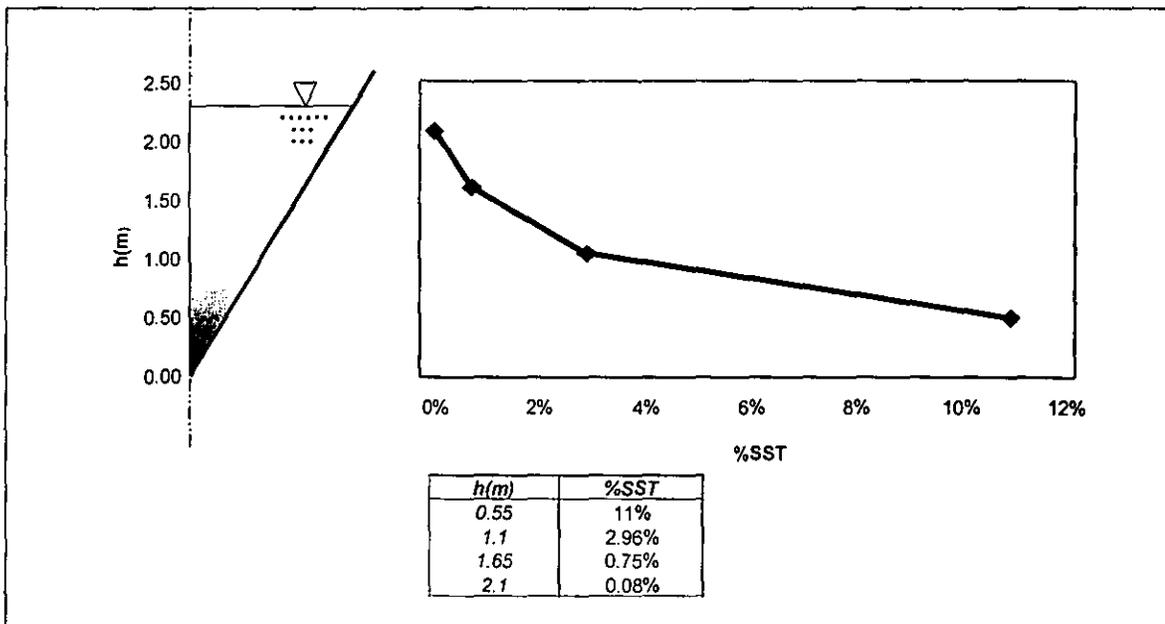


Figura 4.7 Concentración de SST con respecto a la profundidad del digestor

En la **figura 4.8**, se muestra el perfil de velocidades ascendentes en el digestor bajo las condiciones de operación ($Q=5.8 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$). De acuerdo a esta figura, la velocidad de 0.6 mh^{-1} , recomendada para que no haya un arrastre de partículas significativo en reactores tipo UASB (Noyola, 1994), se alcanza aproximadamente a una altura de 1.5m, dejando una zona de sedimentación de 0.7m, equivalente al 53% del volumen líquido del digestor.

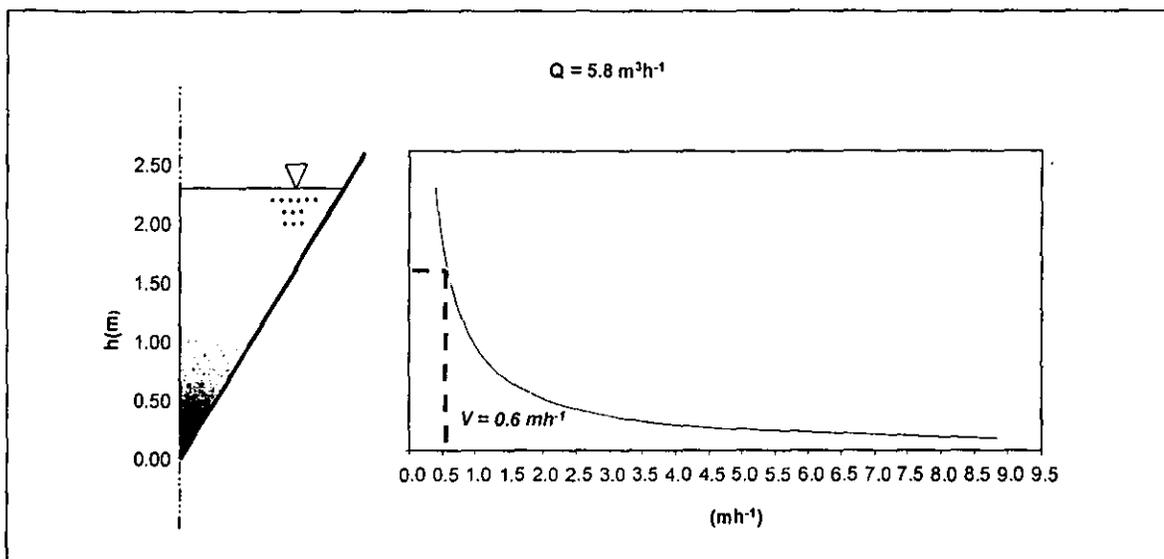


Figura 4.8 Perfil de velocidades ascendentes en el digestor

4.2.2.2 Alcalinidad, ácidos grasos volátiles y pH

El parámetro α en los lodos contenidos en el digestor durante la operación estable del digestor, de acuerdo a la **figura 4.9** generalmente tuvo un valor superior a 0.5, llegando hasta 0.6, mostrando una estabilidad en la operación del digestor. Lo anterior es consecuencia de las bajas cargas másicas que se alimentaron al digestor, que permitieron que el sustrato fuera asimilado rápidamente por los distintos grupos de microorganismos que intervienen en el proceso de degradación. Esto concordó con la concentración de AGV en la cama, ya que en el caso del ácido acético se obtuvo una concentración promedio de 30 mgL^{-1} , en tanto que la concentración de ácidos propiónico y butírico no fueron perceptibles.

Ante la imposibilidad de poder aumentar el valor de la carga másica de alimentación, no se observó la disminución del valor de α , y consecuentemente, no se pudo ubicar el límite de operación del digestor.

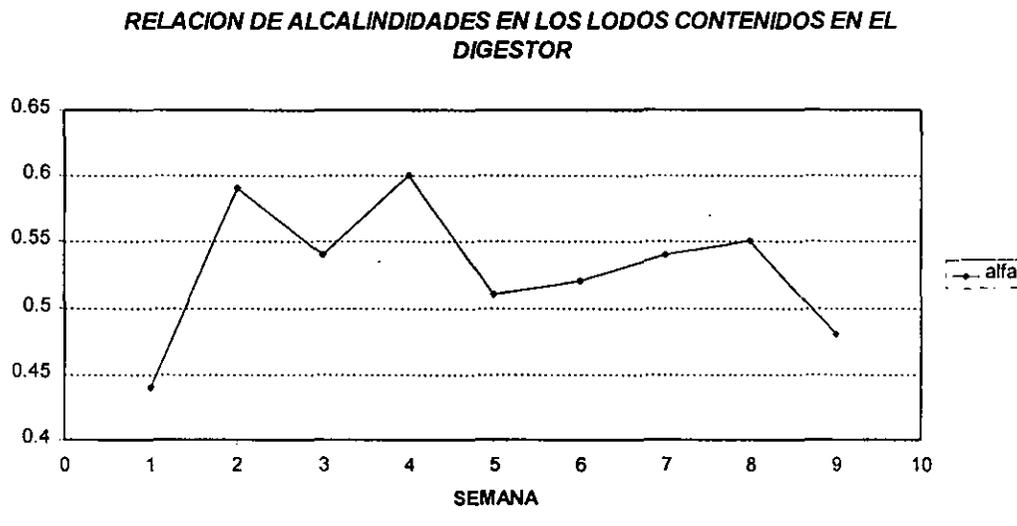


Figura 4.9 Relación de alcalinidades (α) en los lodos contenidos en el digestor

En cuanto al comportamiento del pH en los lodos contenidos en el digestor, de acuerdo a la **figura 4.10**, a partir de la segunda semana de operación, este nunca estuvo por debajo de 7, lo que se considera normal debido a la rápida asimilación de los AGV por parte de las bacterias metanogénicas, con la consecuente generación de alcalinidad debida a los bicarbonatos.

pH EN LOS LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR

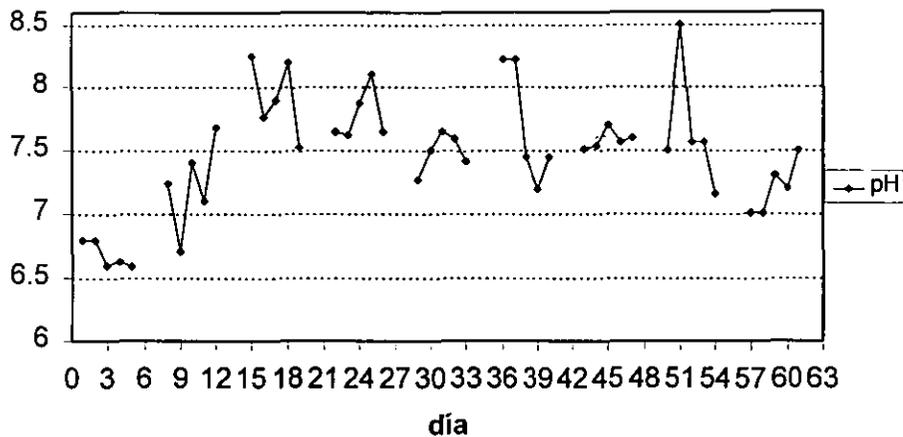


Figura 4.10 pH en los lodos contenidos en el digestor

4.2.2.3 Demanda química de oxígeno

A los lodos contenidos en el digestor, se les analizó la DQO_t durante las dos primeras y durante las dos últimas semanas de operación estable. En el primer caso se obtuvo un valor promedio de 38000 mgL^{-1} , mientras que en el segundo el valor obtenido fue de 21400 mgL^{-1} .

4.2.2.4 Actividad metanógena

La actividad metanógena durante el periodo de operación estable se mantuvo en $0.1 \text{ gCH}_4\text{DQOg}^{-1}\text{SSV}$ por día, lo que indica que durante el periodo de arranque, la biomasa se adaptó aceptablemente a las condiciones de operación, y que durante el periodo de operación estable, no hubo alteraciones que le afectaran.

4.2.2.5 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación

De acuerdo a la figura 4.11, al inicio del periodo de operación estable del digestor, el valor del IVL de los lodos contenidos en el digestor fue de $48 \text{ mLg}^{-1}\text{SST}$, valor que al final de la operación fue de $36 \text{ mLg}^{-1}\text{SST}$, lo que indica un aumento en la

capacidad de compactación de los mismos. Los lodos se mantuvieron durante la segunda mitad del periodo con un IVL dentro del intervalo característico de un lodo anaerobio granular o floculento granular, 20 a 40 mLg^{-1} (Noyola, 1994).

En la **figura 4.12**, se observa que al inicio del periodo de operación estable, la velocidad de sedimentación de la cama de lodos fue de 0.6 m/h , valor que aumentó a 1.6 mh^{-1} al final de la operación, ambos valores considerados como bajos, lo que se considera normal debido a la naturaleza floculenta de la cama de lodos.

ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR

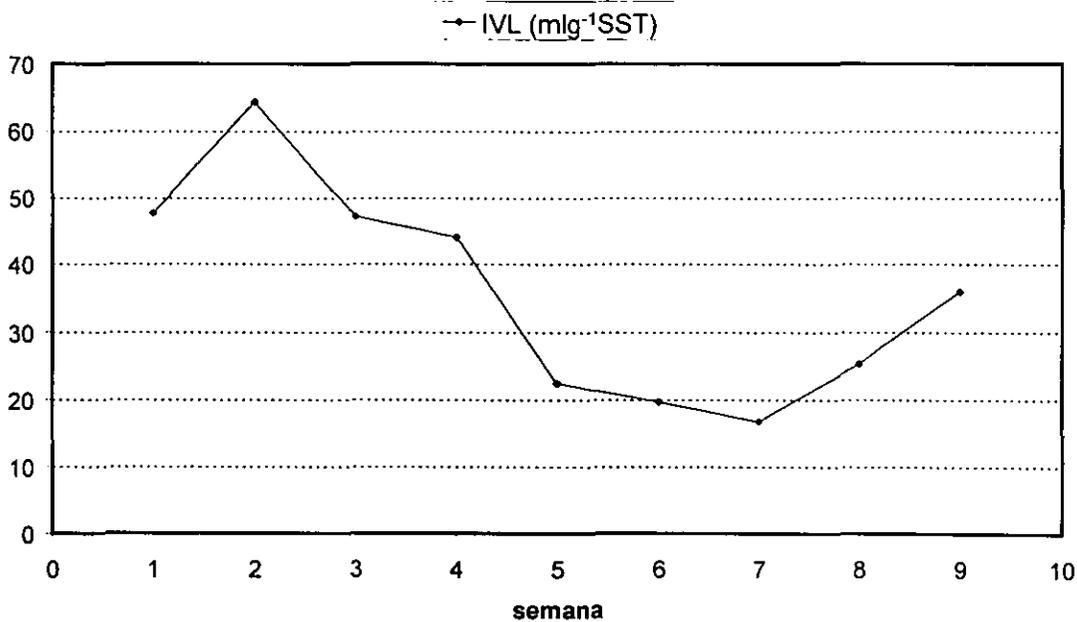


Figura 4.11 Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor

VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN EN CAMA DE LODOS

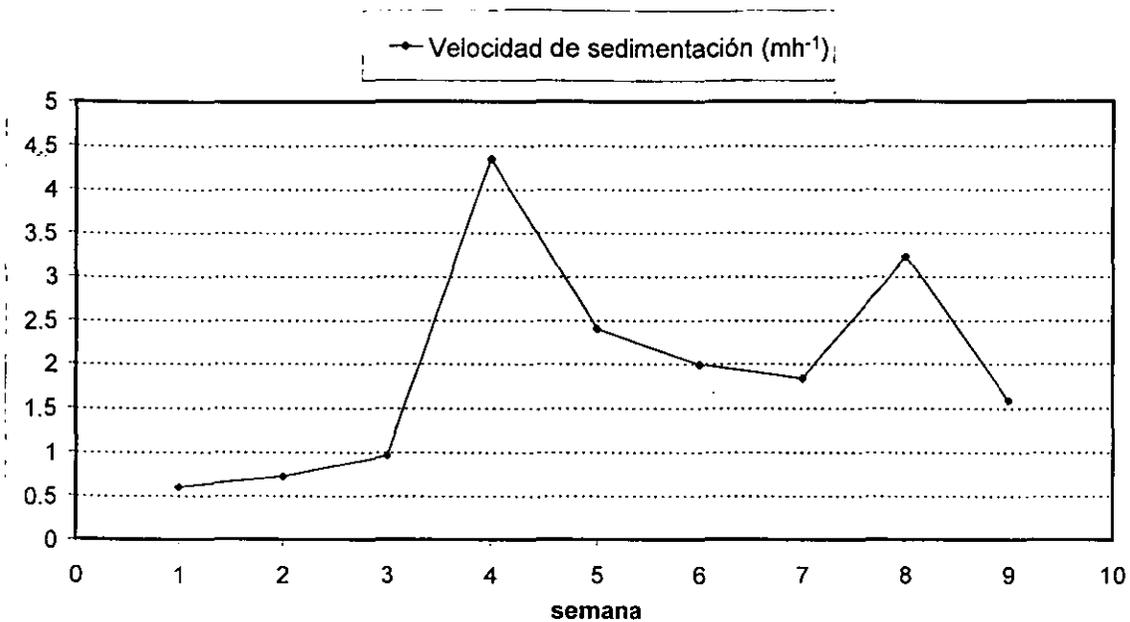


Figura 4.12 Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digestor

4.2.3 Sobrenadante

El seguimiento del comportamiento del sobrenadante del digestor, se llevó a cabo por medio del análisis de los sólidos suspendidos, pH, alcalinidad y DQO.

4.2.3.1 Sólidos suspendidos

En la **figura 4.13** se muestra el comportamiento que tuvieron los sólidos suspendidos en el sobrenadante. Se aprecia que durante las dos primeras semanas de operación estable se encontraron valores mayores a los del resto del periodo, esto debido a la flotación de lodos provenientes de la cama de lodos atribuible al proceso de estabilización del sistema, misma que se dejó de presentar como resultado del proceso de compactación de los mismos. Posteriormente se tuvieron concentraciones bajas de SST, en las que de acuerdo a la **figura 4.14**, el porcentaje de SSV se fue incrementando con respecto al tiempo, llegando a ser mayor que el encontrado en la cama de lodos, efecto atribuible a la disminución en

el ascenso de floculos que arrastraban material limo-arcilloso del fondo del digestor.

SOLIDOS SUSPENDIDOS EN SOBRENADANTE

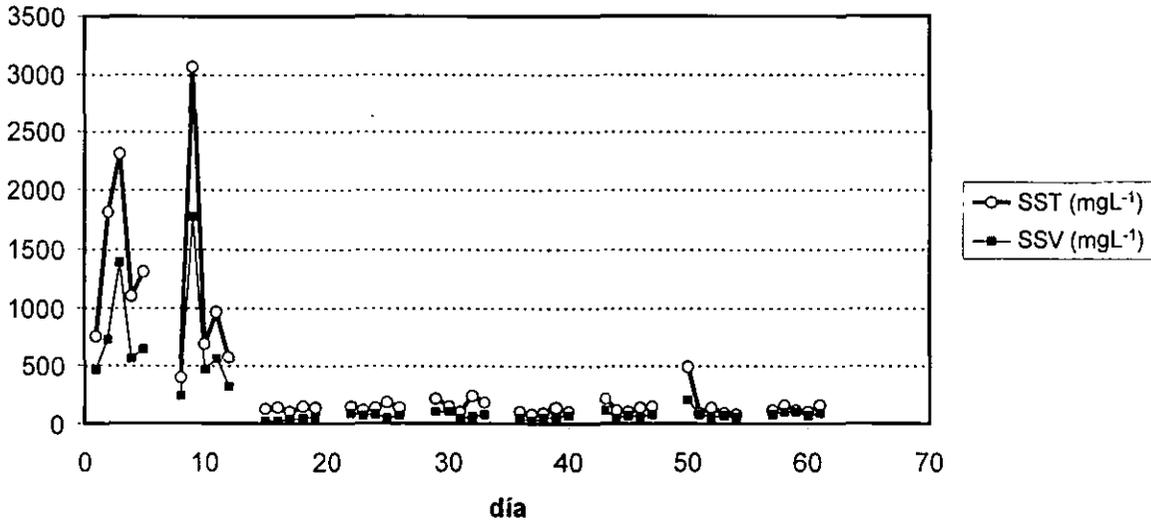


Figura 4.13 Contenido de sólidos suspendidos en el sobrenadante del digestor

% SSV EN SOBRENADANTE

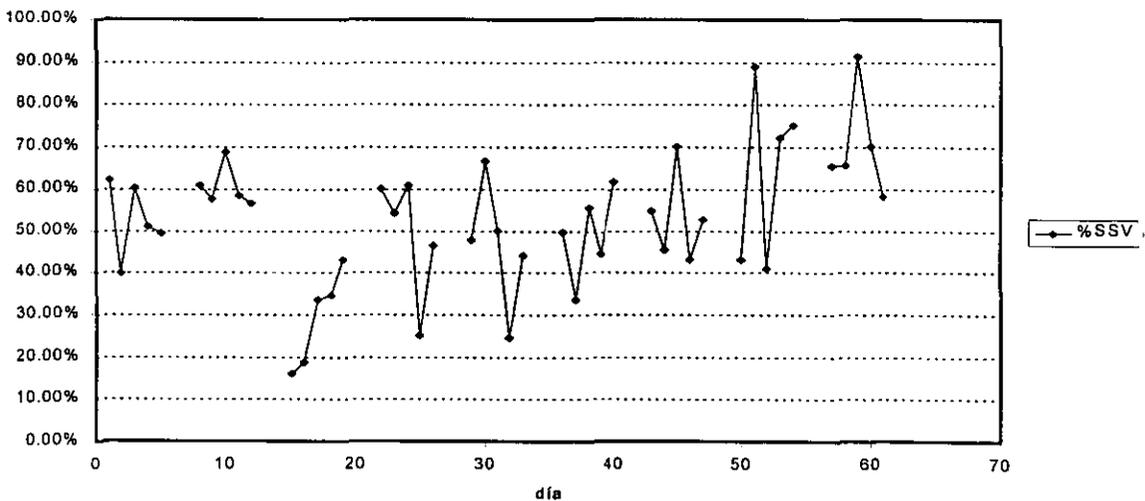


Figura 4.14 Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante del digestor

4.2.3.2 Alcalinidad y pH

La relación α para el sobrenadante, como se muestra en la **figura 4.15**, mantuvo valores que indicaron la estabilidad del proceso, presentando incluso valores mayores a los obtenidos en la cama de lodos, lo que es atribuible a que la actividad microbiológica en el sobrenadante es menor. Para el caso del pH, de acuerdo a la **figura 4.16**, se llegaron a tener valores de pH aún por encima del límite superior del intervalo óptimo de operación de un proceso anaerobio, llegando a valores mayores a 8.5.

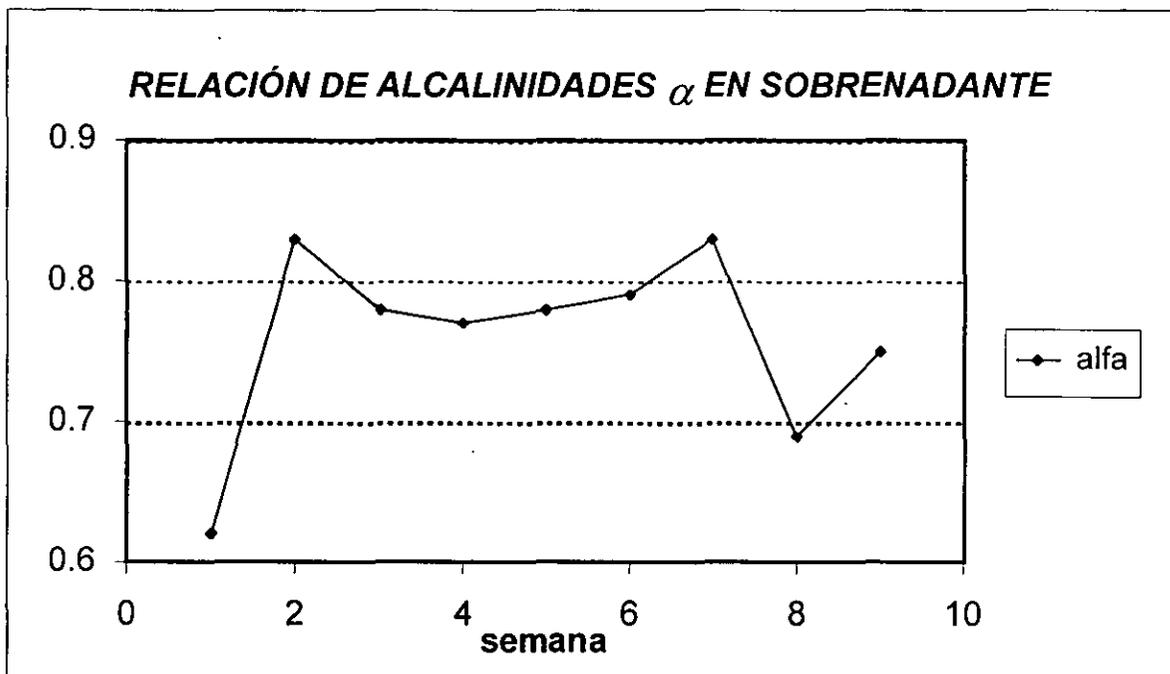


Figura 4.15 Relación de alcalinidades (α) en el sobrenadante del digester

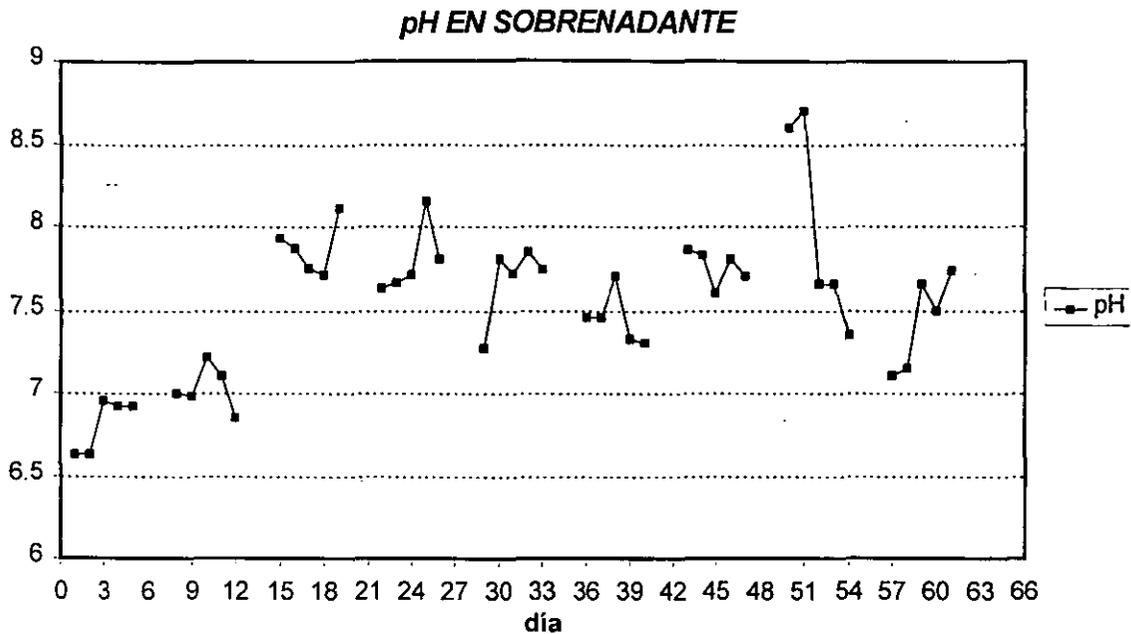


Figura 4.16 pH en el sobrenadante del digestor

4.2.3.3 Demanda química de oxígeno

En la figura 4.17, se muestran los valores obtenidos para la DQO_t y DQO_s en el sobrenadante. A partir de la cuarta semana de operación se observa una disminución en el valor de ambos parámetros con respecto al tiempo, llegando a un valor por debajo de los 200 mgL^{-1} de DQO_t durante la última semana de operación. Debido al bajo contenido de SST del sobrenadante, la diferencia entre la DQO_t y la DQO_s no es grande, excepto en a la primera semana de operación, en donde debido a la flotación de lodos de la cama se observó una concentración mayor de SST.

DQO SOBRENADANTE

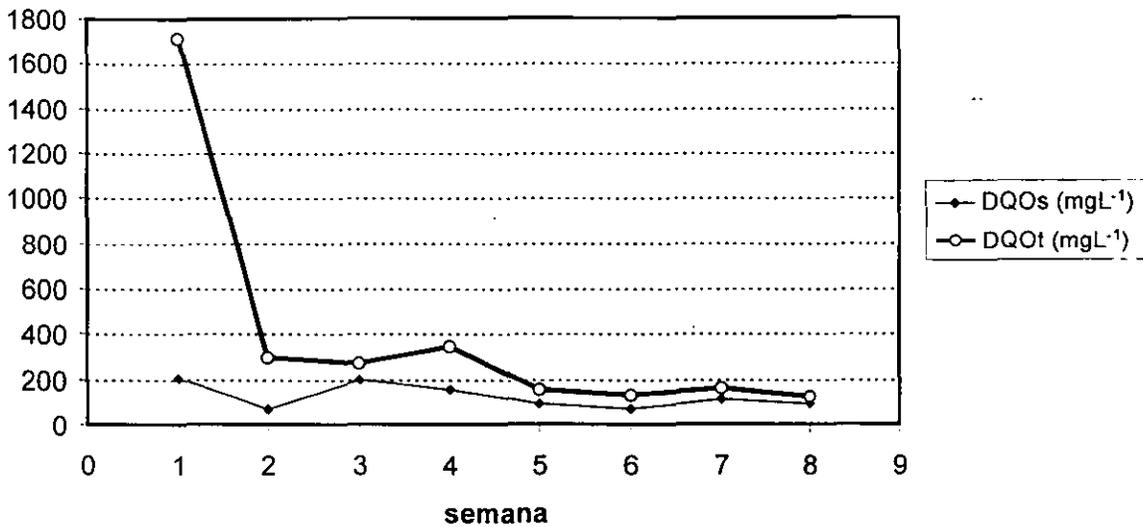


Figura 4.17 Demanda Química de Oxígeno en el sobrenadante del digestor

4.2.4 Purga

La purga del digestor solo fue posible llevarla a cabo de manera constante durante la primera semana de operación, debido a que posteriormente los lodos lograron la capacidad de compactación esperada, lo que no permitió que la cama alcanzara en los tres meses la altura del nivel de purga fijado en el diseño. Por esta razón, no se pudo mantener el tiempo de residencia celular especificado en el mismo durante el resto del periodo de operación. En la **tabla 4.2** se muestran los resultados obtenidos para la purga durante la primera semana de operación.

Tabla 4.2 Resultados obtenidos para la purga durante la primera semana de operación

Día	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SSF (mgL ⁻¹)	%SSV	pH	Alcalinidad (mgL ⁻¹ CaCO ₃)	α
1	9550	5410	4140	57%	7.91	700	0.60
2	11670	6180	5490	53%	7.86		
3	10520	5590	4930	53%	7.92	789	0.59
4	11400	6150	5250	54%	7.68		
5	9260	5030	4230	54%	7.16	760	0.50

4.2.5 Balance de masa

El planteamiento de un balance de masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor es necesario para evaluar el funcionamiento del proceso en cuanto a la eliminación de los mismos en la cama de lodos. La ecuación de balance de masa en su forma más general es como sigue:

$$F_e = F_s + R + A - P \dots(1)$$

En donde:

F_e = Flujo entrante que cruza la frontera del sistema

F_s = Flujo saliente que cruza la frontera del sistema

R = Remoción total en el sistema

A = Acumulación dentro del sistema

P = Producción dentro del sistema

Para el caso del digestor anaerobio no convencional, se tienen las variables mostradas en la **figura 4.18**.

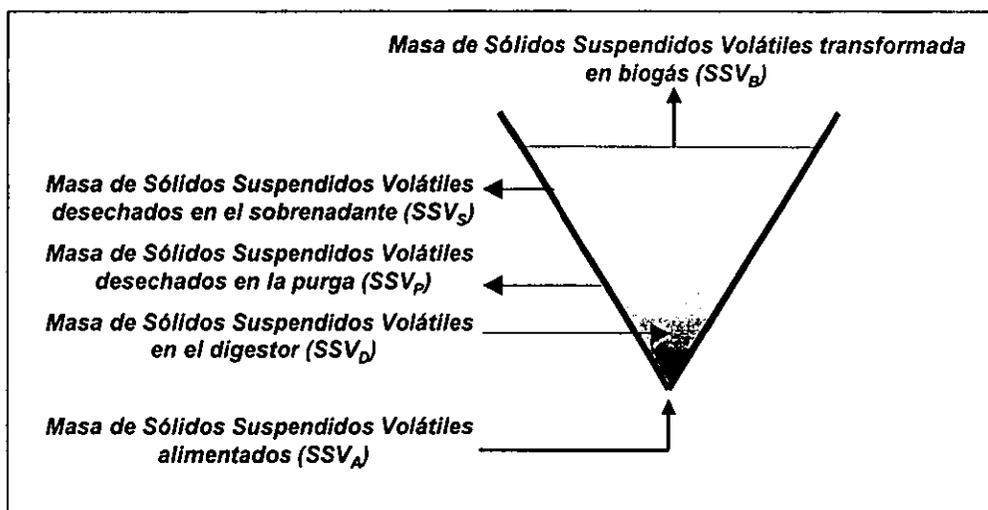


Figura 4.18 Flujo de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (Todos los parámetros tienen una base de tiempo definido e igual)

A partir de la ecuación 1 y de la figura se tiene que:

$$\begin{aligned} F_e &= SSV_A && [\text{kgSSV}] \\ F_s &= SSV_S + SSV_P && [\text{kgSSV}] \\ R &= SSV_B && [\text{kgSSV}] \\ A-P &= SSV_D && [\text{kgSSV}] \end{aligned}$$

Quedando la siguiente ecuación para el digestor:

$$SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_D \dots (2)$$

Pero por otro lado:

$$SSV_D = SSV_{Df} - SSV_{Di} \dots (3)$$

En donde:

SSV_{Df} = Sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo f (final)

SSV_{Di} = Sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo i (inicial)

De tal manera, la ecuación para el balance de masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor para un intervalo $f-i$ es:

$$\boxed{SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_{Df} - SSV_{Di}} \dots (4)$$

Tomando en cuenta las condiciones bajo las que se llevó a cabo la purga del digestor, el balance de masa se realizó considerando como instante i al inicio del periodo de operación estable del digestor, y como instante f al final del mismo, haciendo las siguientes consideraciones:

- El volumen del digestor es de 15.86m^3 .
- Los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo i (SSV_i), son el promedio de la concentración de SSV en el digestor durante los últimos tres días de la primera semana de operación, debido a que durante los dos primeros días, se obtuvieron valores que se pueden considerar como atípicos de acuerdo al comportamiento de éste parámetro durante el resto de la operación, situación atribuible a errores durante su obtención en el laboratorio.
- Los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo f (SSV_f), son el promedio de la concentración de SSV en el digestor durante la última semana de operación.
- Se tuvo desecho de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante todos los días, debido a que durante los fines de semana, se alimentó el volumen de agua necesario para no perder carga hidráulica sobre las canaletas de desalojo de sobrenadante ubicadas dentro del digestor durante la operación de relevo de las bombas de recirculación de sobrenadante. El volumen de agua alimentado durante esta operación, presentó concentraciones de SSV muy bajas, por lo que no se tomó en cuenta en el balance de masa.

De acuerdo al balance de masa, mostrado en el **Anexo 2**, se tienen los siguientes resultados:

$$SSV_A = 773.02 \text{ kgSSV}$$

$$SSV_S = 68.8 \text{ kgSSV}$$

$$SSV_P = 122.26 \text{ kgSSV}$$

$$SSV_{Di} = 218.55 \text{ kgSSV}$$

$$SSV_{Df} = 231.16 \text{ kgSSV}$$

Sustituyendo valores en la ecuación 4 y despejando SSV_B , se tiene que 569.29 kg de SSV fueron eliminados durante la operación del digestor, lo que equivale a un porcentaje de eliminación del 73.65%. Estos resultados son calculados y no consideran errores experimentales.

$$SSV_B = SSV_A - SSV_S - SSV_P - SSV_{Df} + SSV_{Di}$$

$$569.29 = 773.02 - 68.8 - 122.26 - 231.16 + 218.55$$

4.2.5.1 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos con base a concentraciones promedio

Debido a que no fue posible purgar el digestor de manera regular, con la finalidad de dar una aproximación de la eficiencia de remoción de SSV en el digestor, basada en resultados experimentales, se tomaron en cuenta los resultados obtenidos para el contenido de SSV dentro del mismo. El calculo se hizo de acuerdo con Metcalf & Eddy (1991).

El porcentaje promedio de SSV durante la última semana de operación en el digestor fue del 43%, mientras que el porcentaje promedio de SSV para el influente fue del 59%. A partir de estos datos se hace el siguiente planteamiento:

	%Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)	%Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)
Influente	41	59
Cama de lodos	57	43

Entonces:

$$SSF \text{ en el influente, } 41\% = \frac{0.41\text{kg}(100)}{0.41\text{kg} + 0.59\text{kg}}$$

$$SSF \text{ en la cama de lodos, } 57\% = \frac{0.41\text{kg}(100)}{0.41\text{kg} + x\text{kg}}$$

En donde:

$$x = 0.32\text{kg}$$

Por lo tanto:

$$\text{Porcentaje de reducción de SST} = \frac{1.0 - 0.73}{1.0} \times 100 = 27\%$$

$$\text{Porcentaje de reducción de SSV} = \frac{0.59 - 0.32}{0.59} \times 100 = 46\%$$

De acuerdo a la bibliografía, los digestores anaerobios de alta tasa para lodos, tienen eficiencias de remoción de SSV del 45 al 50% (Metcalf & Eddy, 1991) y logran una reducción de la masa total de SST del 25 al 45% (Noyola, 1998).

4.2.5.2 Producción teórica de biogás

La producción de biogás en un digestor anaerobio de lodos, es de 0.75 a 1.12 $\text{m}^3\text{CH}_4\text{kg}^{-1}\text{SSV}_{\text{eliminados}}$ (Noyola, 1998), y tomando en cuenta que el porcentaje de eliminación obtenido por medio del balance de masa equivale a 569.29 kgSSV, la producción teórica de biogás del digestor durante el periodo de operación estable sería de 423 a 638 m^3CH_4 (7 a 10.5 m^3CH_4 por día).

4.2.6 Concentración de patógenos en el influente y en la cama de lodos

Para la determinación de la presencia de patógenos en el influente y en los lodos contenidos en el digestor, se llevaron a cabo las pruebas de coliformes fecales a través de la obtención del número más probable (NMP) y la de cuantificación de huevos de helminto.

4.2.6.1 Coliformes fecales

Para el caso de la determinación de coliformes fecales en el influente y en los lodos contenidos en el digestor, se llevó a cabo un programa de muestreo y análisis cuyos resultados se muestran en la **tabla 4.3** y en las gráficas de las **figuras 4.19** y **4.20**.

Tabla 4.3 Número más probable de coliformes fecales en el influente y en los lodos contenidos en el digestor

día	Influente NMPg ⁻¹ ST	Digestor NMPg ⁻¹ ST	Reducción de magnitud
1	3.64×10^8	7.72×10^5	3
2	8.09×10^8	1.45×10^7	1
3	2.57×10^9	2.85×10^7	2
4	1.28×10^8	2.66×10^6	2
5	6.65×10^7	2.85×10^6	1
6	4.42×10^6	1.84×10^5	1
7	3.84×10^8	6.13×10^5	3
8	3.72×10^6	4.27×10^5	1
9	3.63×10^7	4.75×10^6	1
10	8.13×10^7	1.43×10^7	0

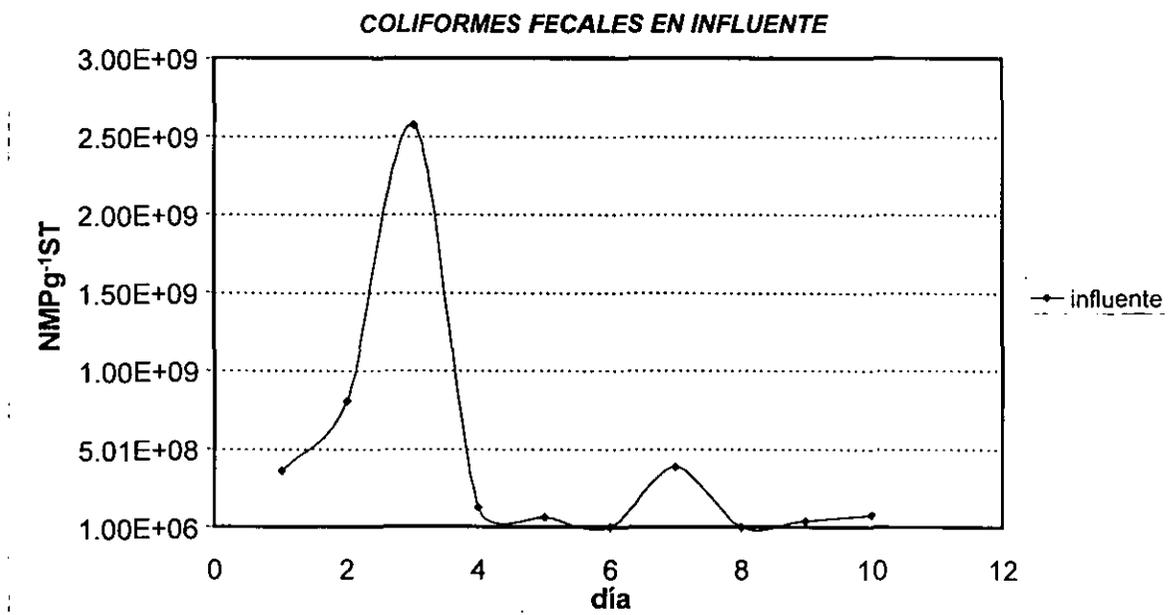
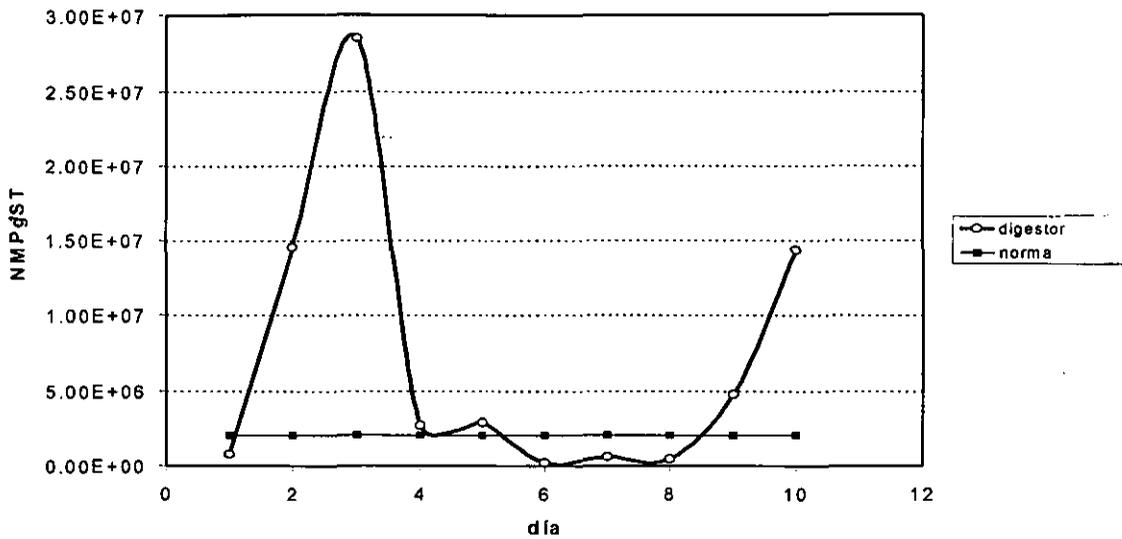


Figura 4.19 Coliformes fecales en el influente

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

COLIFORMES FECALES EN LOS LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR



* 2×10^6 NMPg⁻¹ST (U.S. EPA, 1993)

Figura 4.20 Coliformes fecales en los lodos contenidos en el digestor

A partir del análisis de las muestras de coliformes fecales analizadas, se observó una reducción entre el influente y la cama de lodos de por lo menos dos ordenes de magnitud en el 40% de las muestras analizadas. Dicha reducción se debe a la combinación de temperatura y tiempo de residencia celular del lodo y muestra que el digestor desarrolló condiciones adversas para el desarrollo de estos microorganismos.

Aunque la reducción obtenida es aparentemente baja, la media geométrica de los resultados obtenidos a partir del análisis de la concentración de coliformes fecales en las muestras correspondientes a la cama de lodos es de 2.5×10^6 NMPg⁻¹ST, valor ligeramente por encima del especificado por la U.S.-EPA para la media geométrica en los resultados de muestras de biosólidos clase B (2.0×10^6 NMPg⁻¹ST).

La diferencia en los diversos valores de la reducción mostrados en la **tabla 4.3**, puede deberse a una interferencia provocada por la metodología de muestreo, en la que las muestras fueron obtenidas a partir de la extracción de núcleos completos de la cama de lodos a través de puertos de muestreo ubicados en la

parte superior del digestor, captando en la parte inferior de la cama microorganismos contenidos en el influente del digestor, cuando lo recomendable hubiera sido haber obtenido las muestras para este análisis de zonas superiores en la cama, en donde se encontrarán lodos con mayores tiempos de residencia celular.

4.2.6.2 Huevos de helminto

De igual manera, se llevó a cabo un programa de muestreo y análisis para la cuantificación de huevos de helminto (HH) tanto en el influente como en la cama de lodos. Los resultados de esta determinación, se muestran en las **tablas 4.4 y 4.5**.

Tabla 4.4 Huevos de helminto en el influente

día	HH4g ⁻¹ ST	%viables
1	9	25
2	71	48
3	7	30
4	5	20
5	5	20

Tabla 4.5 Huevos de helminto en los lodos contenidos en el digestor

día	HH4g ⁻¹ ST	%viables
1	114	45
2	38	37
3	28	20
4	30	33
5	84	20

De acuerdo a estos resultados, se aprecia que hubo una acumulación de huevos de helminto en la cama de lodos sin que se haya logrado disminuir el porcentaje de viabilidad, con lo que se puede afirmar que las condiciones en que se operó el digestor, considerando principalmente la temperatura y el pH, no generaron un ambiente capaz de vulnerar la protección que proporciona la pared de los huevos de helminto.

5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Actualmente, de todas las tecnologías de tratamiento de aguas residuales por vía anaerobia, sin duda el reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (UASB) es el más utilizado, sin embargo, hasta la fecha no se tienen datos de su empleo para el tratamiento de lodos biológicos de purga. En este trabajo, se desarrolló una alternativa para la estabilización de lodos biológicos en plantas de tratamiento de aguas residuales, buscando demostrar la factibilidad técnica de un digester anaerobio no convencional de lecho de lodos y flujo ascendente a nivel prototipo.

La no convencionalidad del diseño empleado se refiere básicamente a tres factores:

1. El empleo de un digester tipo UASB para la estabilización de lodos.
2. La recirculación del sobrenadante del digester para controlar la velocidad ascendente en el manto de lodos y con ello incrementar la transferencia de masa (contacto sustrato y microorganismos).
3. La geometría del digester, con la que se busca favorecer la compactación de lodos y de esta manera prescindir de las instalaciones convencionales para el espesamiento de lodos.

Los resultados obtenidos en el laboratorio permiten evaluar al digester anaerobio no convencional y a la metodología aplicada para su operación tomando en cuenta tres factores:

1. Estabilidad del proceso
2. Nivel de compactación logrado en la cama de lodos del digester.

3. Potencial de reuso de los biosólidos producidos por el digestor en base su eficiencia en la eliminación de patógenos.

5.1 Estabilidad del proceso

Los resultados de laboratorio obtenidos a lo largo de la etapa de operación estable del digestor, permiten establecer que la cama de lodos se estabilizó sin ninguna dificultad, debido principalmente a que las cargas másicas alimentadas estuvieron por debajo de las que el proceso realmente podía soportar, lo que permitió que la asimilación del sustrato se diera sin ningún problema en las diferentes etapas del metabolismo anaerobio.

De esta manera, a lo largo de la operación del digestor se presentaron valores medios de α y pH de 0.53 y 7.47 respectivamente, los cuales se encuentran dentro del rango de valores óptimos de operación para un proceso anaerobio (mayor a 0.5 para el α y 6.8 a 7.4 para el pH; Malina y Pohland, 1992; Noyola, 1994). Por otro lado, se observaron concentraciones de AGV de 30 mgL^{-1} para el ácido acético, siendo imperceptibles para los ácidos propiónico y butírico. Para los datos anteriores, si bien son representativos de una operación estable, es necesario señalar que el α tiene un valor apenas mayor al señalado como óptimo, junto con la baja concentración de AGV. Esto se debe a que no se alimentó una carga másica suficiente que propiciara la generación y estabilización de AGV dentro de los rangos convencionales de operación ($50\text{-}500 \text{ mgL}^{-1}$ de ácido acético; Malina y Pohland, 1992), lo que al mismo tiempo fue causa de una baja producción de bicarbonatos que impidió que el valor del α aumentara.

Producto de lo anterior, la actividad metanógena presentó un valor constante a lo largo de la operación ($0.1 \text{ gCH}_4\text{DQOg}^{-1}\text{SSV}$ por día), típico de lodos de digestores anaerobios convencionales, lo que implica que se presentaron condiciones para una buena adaptación por parte de los consorcios de bacterias metanógenas que

intervinieron en el proceso, debido a que no se presentaron alteraciones que le afectaran. El hecho de haber tenido las condiciones de alimentación descritas, implica que los resultados obtenidos a lo largo de la operación, no reflejan la capacidad real del digestor.

Por lo que toca a la eliminación de SSV en el digestor, debido a que no se pudo medir la producción del biogás, se obtuvo un porcentaje teórico del 73.65%, valor que se encuentra por encima de lo mencionado por la literatura para digestores de alta tasa convencionales, 45 al 50% (Metcalf & Eddy, 1991). El valor obtenido para la eliminación de SSV en el digestor, pudo haber sido mayor al mencionado en la literatura, debido a que ante la imposibilidad de llevar a cabo la purga durante los tres meses de operación, los lodos en el digestor, se acumularon y alcanzaron un tiempo de retención celular de ese orden, lo que pudo haber favorecido la eliminación de SSV. Por otro lado, se debe tomar en cuenta la imprecisión que pudo haber existido en la obtención y manipulación de los datos con los que se llevó a cabo el balance de masa de SSV.

Por su parte, los porcentajes de remoción de SSV y SST obtenidos con el criterio de Metcalf & Eddy (1991), 46 y 27% respectivamente, están dentro del intervalo mencionado para los SSV en digestores anaerobios convencionales de alta tasa, y dentro del Intervalo del 25 al 45% para los SST mencionado por Noyola (1998). Con lo anterior, se puede afirmar que la reducción de materia orgánica en el digestor es suficiente para que los biosólidos producidos por el digestor no produzcan malos olores ni atraigan vectores tales como moscas y/o roedores.

La diferencia entre los valores de remoción de SSV obtenidos por medio del balance de masa y el criterio de Metcalf & Eddy, se deben básicamente a que al no haberse podido medir la producción de biogás, el balance de masa perdió exactitud, dando un valor en el que no es posible apreciar los errores que se hayan podido tener durante la operación y en manipulación de las muestras en el laboratorio. Por otro lado, para el criterio de Metcalf & Eddy se consideran valores

promedio obtenidos durante la operación, suponiendo una estabilidad en la misma, situación que no se presentó para el caso del digestor.

5.2 Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos

Según Qasim (1994), un espesador por gravedad puede lograr concentraciones no mayores a 5 veces la concentración de los lodos que se le introducen. Por otro lado, de acuerdo a la gráfica mostrada en la **figura 4.5**, la concentración promedio de SST en el influente del digestor fue del 0.34%, mientras que en la cama de lodos, la concentración promedio fue del 3.7%, 11 veces mayor.

Aunque en un tren de tratamiento convencional, el espesador por gravedad convencional, requeriría un área aproximadamente 10 veces menor que la ocupada por el digestor anaerobio no convencional, se debe tomar en cuenta que de acuerdo a la calidad de lodos alimentada, el espesador por gravedad, debido sus limitaciones en cuanto a la capacidad de compactación de lodos, no hubiera cumplido con la concentración de SST requerida para que la digestión anaerobia de lodos se lleve a cabo de manera adecuada. Por otro lado, en caso de elegirse otra opción más eficiente para espesamiento de los lodos dentro de un tren convencional, el digestor tendría que tener un volumen como mínimo igual al del digestor no convencional, debido a que el empleo de éste, no modifica las cargas másicas de alimentación especificadas para la digestión anaerobia de alta tasa.

En cuanto al efecto de la geometría del digestor en la velocidad ascendente en la cama de lodos, en la **figura 4.8** se muestra el perfil de velocidades ascendentes. Tomando en cuenta 0.6 mh^{-1} como el valor de velocidad en el que se dan las condiciones para la sedimentación de partículas (Noyola, 1994) y que éste se da aproximadamente a una altura en la cama de lodos de 1.5 m, se puede concluir que en zonas con velocidades mayores ubicadas por debajo de esa altura, la turbulencia generada sirve para mantener mezclada la cama de lodos, mientras que en las zonas ubicadas por encima de dicha altura, se lleva a cabo la

sedimentación de partículas y la clarificación del sobrenadante, generándose al mismo tiempo una zona de lodos compactados y otra de sedimentación y clarificación del sobrenadante, de manera similar a lo que ocurre en un espesador por gravedad (figura 2.1).

5.3 Potencial de reuso de los biosólidos producidos por el digester con base a su eficiencia en la eliminación de patógenos.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de coliformes fecales de la cama de lodos, la media geométrica de los resultados, 2.5×10^6 NMPg⁻¹ST, es superior al especificado por la US-EPA para un biosólido clase B (2.0×10^6 NMPg⁻¹ST), y aunque algunas de las muestras analizadas mostraron un valor por debajo del especificado para esta calidad de biosólidos, se debe tomar en cuenta que el digester trabajó con tiempos de residencia mayores a los especificados para digestores de alta tasa convencionales, lo que seguramente tuvo influencia en la eliminación de patógenos.

Por otro lado, se observó que para el caso de los huevos de helminto, se tuvo el efecto de acumulación esperado, ya que mientras en el influente se tuvieron entre 5 y 71 HH4g⁻¹ST, en los lodos contenidos en el digester se alcanzaron entre 28 y 114 HH4g⁻¹ST. Sin embargo, no se detectó una disminución en el porcentaje de huevos viables en el digester con respecto a los contenidos en el influente, encontrándose los valores en un rango del 20 al 45% y del 20 al 48% respectivamente. Para los biosólidos clase B, la US-EPA no fija ningún valor máximo permisible para el caso de los huevos de helminto.

Cabe señalar que en México ya se tiene el anteproyecto de la norma de protección ambiental NOM-004-ECOL-2000 (SEMARNAP, 2000), que establece las especificaciones y límites máximos de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final. En dicho anteproyecto, para los biosólidos clase B, los coliformes fecales tienen la misma especificación dada por la US-EPA,

pero para el caso de los huevos de helminto, se menciona que se deben tener menos de $35 \text{ HHg}^{-1}\text{ST}$, valor que si cumplieron los lodos contenidos en el digestor, sin que esto signifique que el proceso, bajo las condiciones en las que fue operado, haya sido capaz de alcanzar este valor por si solo, ya que es necesario tomar en cuenta los huevos de helminto contenidos en el influente cumplieron de antemano con el valor y que por otro lado, el digestor no fue capaz de disminuir el porcentaje de viabilidad.

Tomando como punto de referencia la norma para biosólidos de la U.S.-EPA, no es posible obtener biosólidos que garanticen una calidad adecuada para su reuso en el mejoramiento de suelos, al menos bajo las condiciones en las que se operó el digestor.

En el trabajo realizado por Rojas *et al.* (2000), para el caso del número más probable de los coliformes fecales, por medio de la digestión anaerobia mesofílica, con un tiempo de residencia celular de 28 a 35 días, se obtuvieron reducciones máximas de un orden de magnitud con respecto a los lodos alimentados, suficientes para cumplir con el valor estipulado por la U.S.-EPA para coliformes fecales en biosólidos clase B ($2 \times 10^6 \text{ NMPg}^{-1}\text{ST}$), mientras que para la digestión anaerobia termofílica, con un tiempo de residencia celular de 16 a 20 días, se obtuvieron reducciones que casi llegaron a alcanzar tres ordenes de magnitud, encontrando que la mayoría de las muestras tomadas de los lodos digeridos cumplían con el valor estipulado por la US-EPA para coliformes fecales en biosólidos clase A ($100 \text{ NMPg}^{-1}\text{ST}$). Para el caso de los huevos de helminto, para la digestión anaerobia mesofílica, se obtuvo una eficiencia en la remoción de viabilidad en los huevos del 97%, mientras que para la digestión anaerobia termofílica, se observó una eficiencia de remoción del 98.4%, estableciendo así, que la eficiencia de remoción de patógenos en lodos estabilizados por vía anaerobia mesofílica, está por debajo de la lograda por medio de la digestión anaerobia termofílica.

Por su parte, Krugel (1998), encontró que un tiempo de residencia mayor a 6 horas y una temperatura de 55°C, son suficientes para eliminar el contenido de coliformes fecales en lodos estabilizados por vía anaerobia. Hays (1976), encontró que se requieren de 30 minutos a 60°C para destruir los huevos de *Ascaris*, que es considerada como una de las estructuras más resistentes de los helmintos parásitos (Carrington y Harman, 1984), con lo que pudo afirmar que la eficiencia en la destrucción de los patógenos depende de la combinación entre el tiempo de residencia y la temperatura.

A partir de lo anterior, si bien la digestión anaerobia mesofílica por sí sola, no es capaz de lograr remociones de patógenos que permitan producir biosólidos con una calidad apta para su reuso, su capacidad para la eliminación de materia orgánica, hace que a partir de su funcionamiento complementado con otros procesos, sea posible producir biosólidos con características que permitan su reuso.

En el trabajo realizado por Ward *et al.* (1998), empleando un tren de tratamiento consistente en un digester aerobio con un tiempo de residencia de lodos de 24 horas seguido por un digester anaerobio mesofílico con un tiempo de residencia de lodos de 4 a 14 días, se logró reducir el contenido de coliformes fecales hasta cumplir con las especificaciones de la US-EPA para biosólidos clase A, aprovechando que durante la aereación de los lodos se llevan a cabo reacciones exotérmicas capaces de llevar la temperatura hasta 50 ó 60°C.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

1. De acuerdo con los resultados obtenidos durante la operación del digestor, se encontró que la reducción de SST y SSV en la cama de lodos con respecto al influente se sitúan dentro de los intervalos de estabilización mencionados en la literatura para digestores de lodos convencionales, por lo que se considera que se cumplió con el primer objetivo de la investigación.
2. Tomando en cuenta la concentración promedio de SST en la cama de lodos del digestor, y que la concentración ideal para la digestión anaerobia de lodos está entre el 3% y el 6% (Noyola, 1998), se concluye que con la geometría empleada en el digestor, es posible eliminar el uso de dispositivos adicionales para el espesamiento de lodos.
3. Tomando en cuenta los resultados obtenidos, se concluye que el digestor, bajo las condiciones en que fue operado, no fue capaz de producir biosólidos que cumplan con características que permitan su reuso como biosólidos clase B, ya que para el caso del contenido de coliformes fecales en los lodos contenidos en el digestor, a partir de los análisis realizados, se observó una media geométrica de 2.5×10^6 NMPg⁻¹ST en los valores obtenidos, mientras que la US-EPA especifica un valor máximo de 2×10^6 para este parámetro en un biosólido clase B. En cuanto a los huevos de helminto, no se lograron generar las condiciones que favorecieran la reducción en el porcentaje de viabilidad de los mismos con respecto a los lodos alimentados, lo que junto con el efecto de acumulación de huevos, favoreció que se encontraran concentraciones de hasta $52 \text{HH}_{\text{viables}} \text{4g}^{-1} \text{ST}$ en los lodos contenidos en el digestor.

6.2 Recomendaciones

Se considera necesario añadir al proceso un pretratamiento consistente únicamente en un cribado grueso, evitando el paso de plásticos, fibras, trapos o cualquier sólido que por su tamaño pueda perjudicar el funcionamiento de los equipos que intervienen en el proceso.

El problema de fugas que se tuvo con el biogás, se puede solucionar dando a las paredes internas del digester un recubrimiento con algún producto o material que garantice su impermeabilidad.

Si bien la geometría del digester elimina el uso de dispositivos para el espesamiento de lodos, disminuyendo los costos en la construcción y equipamiento del tren de tratamiento de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales, es necesario profundizar en el estudio del funcionamiento del digester con cargas másicas de alimentación convencionales que permitan establecer sus alcances reales, así como realizar un análisis económico comparativo con las opciones existentes.

En el planteamiento de sistemas de tratamiento de lodos con un funcionamiento en rangos de temperatura mesofílicos ó termofílicos, si es necesario emplear un sistema para el calentamiento de los lodos, se deberá hacer una evaluación técnica y económica de las diferentes tecnologías existentes para este fin, con el propósito de elegir la que mejor se adecue a las condiciones particulares de cada caso.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, WPFC (1995) *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 19th Edition. American Public Health Association Editor. USA. pp. 2.25-2.26, 2.56-2.57, 2.79, 5.12-5.14, 9.44-9.52.
- Carrington, E.G. and Harman, S.A. (1984) *The effect of anaerobic digestion temperature and retention period on the survival of salmonella and ascaris ova*. Sewage sludge stabilization and disinfection, A Bruce (ed), Ellis Horwood Limited, UK. pp. 369-380
- Environmental Protection Agency (1992) *A plain english guide to the EPA part 503. Biosolids Rule*. USA.
- Gujer, W. & Zehnder, J.B. (1983) *Conversión procesos in anaerobic digestión*. Wat. Sci. Technol. 5. pp. 127-167
- Hays, B.D. (1976) *Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludge*. Water Research. V.11. pp. 583-595.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., Sawyer, C.L. (1983) *Measuring anaerobic sludge digestion and wrowth by a simple alkalimetric titration*. Jour. of Wat. Pollut. Cont. Fed. 55. pp. 448-453.
- Krugel, S., Nemeth, L., Peddie, C. (1998) *Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class A biosolids at the Greater Vancouver Regional Districts Annacis Island wastewater plant*. Wat. Sci. Technol. V. 38, 8-9. pp. 409-416.
- Lue-Hing, C., Zenz D., Kuchenrither, R., (1992) *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Technomic Publishing Co. USA. pp. 3-65
- Malina, J. F. and Pohland, F. G. (1992) *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Co. USA. pp. 167-207
- Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater engineering. treatment, disposal and reuse*. 3rd Edition. Ed. Mc. Graw-Hill. USA. pp. 359-369, 765-915.
- Noyola, A. (1994) *Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB*. Tratamiento Anaerobio, memoria del III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales". Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. pp. 331-340
- Noyola, A. (1998) *Digestión anaerobia de lodos*. Memorias del curso "Digestión anaerobia de lodos y aguas residuales". Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. México.
- Qasim, S. (1994) *Wastewater treatment plants*. Technomic Publishing Co. USA. pp. 427-516.
- Ratajczyk, I. (1994) *Construction and sart-up of a pilot-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor for wastewater and sludge treatment*. UNAM. Tesis Maestria. pp. 41- 42

Rojas O. M., Cabirol, Noyola R. A. (2000) *Remoción de indicadores patógenos y parásitos (coliformes fecales y huevos de helminto) en lodos municipales de tipo biológico por digestión anaerobia mesofílica y termofílica*. Memorias del VI Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia en Pernambuco, Brasil.

SEMARNAP (1993) *Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL/93, que 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*. Diario Oficial de la Federación. 22 de octubre de 1993.

SEMARNAP (2000) *Anteproyecto de la NOM-004-ECOL-2000, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final*. Sin publicar.

Vesilind, Aarne P., Hartman, Gerald C. (1988) *Sludge management & disposal for the practicing engineer*. Lewis. USA. pp. 21-22

Viñas, M. (1994) *Criterios de diseño y escalado de reactores anaerobios*. Tratamiento Anaerobio, memoria del III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales". Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. pp. 111-123

Water Environment Federation (1993) *Sludge stabilization*. Manual of practice No. FD-9. USA. pp. 95-104

Ward, A., Stensel H. D., Ferguson, J. F., Gregory M., Hummel S. (1998) *Effect of autothermal treatment on anaerobic digestion in the dual digestion process*. . Wat. Sci. Technol. V. 38, 8-9. pp. 435-444

MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS

ALCALINIDAD

La alcalinidad total y de bicarbonatos fue determinada por titulación con H_2SO_4 0.05 N a pH de 5.75 y subsecuentemente a pH de 4.3. Mediante la titulación a pH de 5.75 se cuantifica la alcalinidad debida a bicarbonatos, mientras que el consumo de ácido a pH de 4.3 titula la alcalinidad total, incluyendo la debida a los ácidos grasos volátiles. Ambos se calculan de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$Alcalinidad(mgCaCO_3L^{-1}) = \frac{(mH_2SO_4)(N_{H_2SO_4})(50000)}{mL_{muestra}}$$

ALFA (α)

La determinación de α se realizó de acuerdo a Ripley (1989), mediante la relación de la alcalinidad de bicarbonatos entre la alcalinidad total, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\alpha = \frac{Alcalinidad_{bicarbonatos\ pH5.75}}{Alcalinidad_{total\ pH4.3}}$$

ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA (A_e)

Las pruebas de A_e se realizaron en botellas serológicas de 60 ml con septos de caucho. Cada botella contenía 20 ml de medio basal (Batch, 1979), 4 ml de muestra de lodos (a una concentración conocida de SSV) y la cantidad correspondiente de sustrato (ácido acético) para proporcionar una carga orgánica de $0.4\ gDQOg^{-1}SSV$ por día. Las botellas fueron inoculadas bajo condiciones anaerobias a $37^\circ C$ y las determinaciones de CH_4 fueron medidas a intervalos cortos de tiempo dependiendo de la actividad metabólica del lodo. La actividad metanógena acetoclástica fue calculada de la pendiente máxima de producción de CH_4 y de la cantidad de SSV existentes.

ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS (IVL) Y VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN (V_{sed})

Las pruebas de IVL y V_{sed} se realizaron simultáneamente de acuerdo a los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1990), con algunas modificaciones. Se utilizó un volumen de lodos de 50 ml con concentración de SST conocida, diluidos con agua destilada a 250 ml en una probeta con el mismo volumen. Después de homogeneizar la muestra, se midió el volumen sedimentado a intervalos de tiempo de 15, 30, 45 y 60 segundos, posteriormente a cada minuto hasta alcanzar un tiempo total de 30 minutos.

El IVL se determinó de acuerdo a la fórmula siguiente:

$$IVL = \frac{Vol. sedimentado_{30min} (mL)}{MasadeSSTen50mL(g)}$$

La V_{sed} se determinó de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$V_{sed} = \frac{m}{A} (0.6)$$

En donde:

V_{sed} = Velocidad de sedimentación (mh^{-1})

m = máxima pendiente en la gráfica de volumen sedimentado con respecto al tiempo ($mLmin^{-1}$)

A = área transversal de la probeta ($11.43 cm^2$)

0.6 = Factor de conversión de $cmmin^{-1}$ a mh^{-1}

**TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS EN
LABORATORIO**

SÓLIDOS SUSPENDIDOS

día	LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR			SOBRENADANTE			INFLUENTE		
	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SSF (mgL ⁻¹)	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SSF (mgL ⁻¹)	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SSF (mgL ⁻¹)
1	45360	27280	18080	740	460	280	7645	4045	3600
2	39550	23260	16290	1810	720	1090	7250	3710	3540
3	22610	12830	9780	2305	1385	920	3525	1875	1650
4	20390	11670	8720	1100	560	540	16880	9730	7150
5	29420	16840	12580	1300	643	657	6740	3750	2990
6									
7									
8	29190	16580	12610	395	240	155	9850	5080	4770
9	25850	14860	10990	3070	1770	1300	10070	4845	5225
10	14870	8530	6340	685	470	215	17975	9445	8530
11	19810	12470	7340	960	560	400	4430	2475	1955
12	22610	12710	9900	575	325	250	8420	4070	4350
13									
14									
15	16980	7650	9330	125	20	105	640	395	245
16	19460	9520	9940	135	25	110	850	560	290
17	21460	10310	11150	105	35	70	4640	3030	1610
18	14080	7180	6900	145	50	95	2715	1780	935
19	19780	10200	9580	140	60	80	3420	1990	1430
20									
21									
22	20910	9680	11230	150	90	60	2380	1485	895
23	18780	9570	9210	120	65	55	2750	1750	1000
24	25020	10220	14800	140	85	55	3510	2055	1455
25	21530	9120	12410	180	45	135	15100	9590	5510
26	40860	13920	26940	140	65	75	11830	7870	3960
27									
28									
29	26930	12190	14740	220	105	115	1900	955	945
30	18020	8180	9840	150	100	50	2360	1525	835
31	36400	13870	22530	100	50	50	2850	1690	1160
32	32020	11180	20840	245	60	185	6150	2780	3370
33	28343	11355	16988	179	79	100	3315	1738	1577
34									
35									
36	34025	14190	19835	101	50	51	1896	1128	768
37	23740	10470	13270	75	25	50	3630	2090	1540
38	39040	16260	22780	90	50	40	1125	680	445
39	39950	15750	24200	135	60	75	1580	940	640
40	33370	14280	19090	105	65	40	1250	800	450
41									
42									
43	69280	23030	46250	220	120	100	13680	7800	5880
44	21150	9850	11300	110	50	60	5410	3084	2326
45	33720	13510	20210	100	70	30	3900	2790	1110
46	65433	20450	44983	140	60	80	3220	1970	1250
47	47396	16710	30686	143	75	68	6553	3911	2642
48									
49									
50	31700	14225	17475	490	210	280	3540	2190	1350
51	40050	17975	22075	90	80	10	5940	3400	2540
52	22825	9475	13350	135	55	80	3670	1700	1970
53	35400	14600	20800	90	65	25	2670	1720	950
54	37650	15350	22300	80	60	20	2920	1830	1090
55									
56									
57	37875	14875	23000	115	75	40	2870	1650	1220
58	34575	12750	21825	160	105	55	2130	1400	730
59	39450	17600	21850	115	105	10	2190	1490	700
60	22300	11550	10750	100	70	30	1750	1320	430
61	39300	16100	23200	155	90	65	1080	710	370
N	45	45	45	45	45	45	45	45	45
\bar{X}	30632	13559	17073	399	213	186	5072	2908	2165
s	11737	4232	8560	616	345	281	4258	2403	1921

POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

día	LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR	SOBRENADANTE	INFLUENTE
	pH	pH	pH
1	6.79	6.63	6.63
2	6.79	6.63	6.63
3	6.6	6.95	6.95
4	6.63	6.92	6.92
5	6.6	6.92	6.92
6			
7			
8	7.24	6.99	6.99
9	6.7	6.98	6.98
10	7.4	7.21	7.21
11	7.1	7.1	7.1
12	7.68	6.85	6.85
13			
14			
15	8.25	7.93	7.93
16	7.76	7.87	7.87
17	7.9	7.75	7.75
18	8.2	7.71	7.71
19	7.53	8.11	8.11
20			
21			
22	7.64	7.63	7.63
23	7.62	7.66	7.66
24	7.87	7.71	7.71
25	8.1	8.15	8.15
26	7.64	7.8	7.8
27			
28			
29	7.26	7.27	7.27
30	7.5	7.8	7.8
31	7.65	7.72	7.72
32	7.6	7.85	7.85
33	7.42	7.75	7.75
34			
35			
36	8.22	7.46	7.46
37	8.22	7.46	7.46
38	7.44	7.7	7.7
39	7.19	7.32	7.32
40	7.44	7.3	7.3
41			
42			
43	7.5	7.86	7.86
44	7.53	7.83	7.83
45	7.7	7.6	7.6
46	7.56	7.8	7.8
47	7.6	7.7	7.7
48			
49			
50	7.5	8.6	8.6
51	8.5	8.7	8.7
52	7.56	7.65	7.65
53	7.56	7.65	7.65
54	7.16	7.35	7.35
55			
56			
57	7	7.1	7.1
58	7	7.15	7.15
59	7.3	7.65	7.65
60	7.2	7.5	7.5
61	7.5	7.73	7.73
<i>N</i>	45	45	45
\bar{X}	7.47	7.53	7.53
<i>s</i>	0.45	0.44	0.44

ALCALINIDAD TOTAL
(valores semanales promedio)

<i>semana</i>	LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR (mgL ⁻¹ CaCO ₃)	SOBRENADANTE (mgL ⁻¹ CaCO ₃)
1	1280	700
2	1080	500
3	1213	800
4	940	420
5	1100	480
6	1206	440
7	1380	460
8	1013	400
9	1347	520
<i>N</i>	9	9
\bar{X}	1173	524
<i>s</i>	142	128

RELACIÓN DE ALCALINIDADES α
(valores semanales promedio)

<i>semana</i>	LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR α	SOBRENADANTE α
1	0.44	0.62
2	0.59	0.83
3	0.54	0.78
4	0.6	0.77
5	0.51	0.78
6	0.52	0.79
7	0.54	0.83
8	0.55	0.69
9	0.48	0.75
<i>N</i>	9	9
\bar{X}	0.53	0.76
<i>s</i>	0.05	0.06

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Semana	LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR		SOBRENADANTE	
	DQO_s (mgL^{-1})	DQO_t (mgL^{-1})	DQO_s (mgL^{-1})	DQO_t (mgL^{-1})
1	202	1714	480	14057
2	70	297	202	5797
3	201	272	65	2206
4	152	345	189	3410
5	90	156	173	3534
6	69	131	65	1020
7	111	160	53	4014
8	95	126	166	3750
<i>N</i>	8	8	8	8
\bar{X}	124	400	174	4724
<i>s</i>	51	503	129	3757

IVL Y VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN EN LOS LODOS CONTENIDOS EN EL DIGESTOR

semana	IVL (mLg^{-1})	Velocidad de sedimentación (mh^{-1})
1	48	0.6
2	64	0.7
3	47	1.0
4	44	4.3
5	22	2.4
6	20	2.0
7	17	1.8
8	25	3.2
9	36	1.6
<i>N</i>	9	9
\bar{X}	36	2.0
<i>s</i>	15	1.2

BALANCE DE MASA DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES EN EL DIGESTOR

DÍA	SSV INF. kg/m ³	VOL. ALIM. m ³	SSVA kg	SSV SOBR. kg/m ³	VOL. SOBR. DESECHADO m ³	SSV _e kg	SSV PURGA kg/m ³	VOL. PURGA m ³	SSV _p kg	SSV EN DIGESTOR kg/m ³	SSV _a kg
1	4.05	6.27	25.38	0.48	6.27	2.89	5.41	7.46	40.38	27.28	432.66
2	3.71	6.41	23.79	0.72	6.41	4.62	6.18	5.22	32.27	23.26	368.90
3	1.88	7.95	14.91	1.39	7.95	11.01	5.59	1.67	9.34	12.83	203.48
4	9.73	2.28	22.20	0.56	2.28	1.28	6.15	2.80	17.23	11.67	185.09
5	3.75	5.71	21.41	0.64	5.71	3.67	5.03	4.58	23.04	16.84	267.08
6				0.75	2.00	1.51					
7				0.75	2.00	1.51					
8	5.08	5.00	25.38	0.24	5.00	1.20	0.00	0.00	0.00	16.58	262.96
9	4.85	6.55	31.72	1.77	6.55	11.59	0.00	0.00	0.00	14.86	235.68
10	9.45	2.69	25.38	0.47	2.69	1.26	0.00	0.00	0.00	8.53	135.28
11	2.48	2.50	6.19	0.56	2.50	1.40	0.00	0.00	0.00	12.47	197.77
12	4.07	3.90	15.86	0.33	3.90	1.27	0.00	0.00	0.00	12.71	201.58
13				0.67	2.00	1.35					
14				0.67	2.00	1.35					
15	0.40	5.62	2.22	0.02	5.62	0.11	0.00	0.00	0.00	7.65	121.33
16	0.56	8.21	4.60	0.03	8.21	0.21	0.00	0.00	0.00	9.52	150.99
17	3.03	8.90	26.96	0.04	8.90	0.31	0.00	0.00	0.00	10.31	163.52
18	1.78	8.29	14.75	0.05	8.29	0.41	0.00	0.00	0.00	7.18	113.87
19	1.99	8.29	16.49	0.06	8.29	0.50	0.00	0.00	0.00	10.20	161.77
20				0.04	2.00	0.08					
21				0.04	2.00	0.08					
22	1.49	13.88	20.62	0.09	13.88	1.25	0.00	0.00	0.00	9.68	153.52
23	1.75	1.36	2.38	0.07	1.36	0.09	0.00	0.00	0.00	9.57	151.78
24	2.06	11.11	22.84	0.09	11.11	0.94	0.00	0.00	0.00	10.22	162.09
25	9.59	4.96	47.58	0.05	4.96	0.22	0.00	0.00	0.00	9.12	144.64
26	7.87	2.22	17.45	0.07	2.22	0.14	0.00	0.00	0.00	13.92	220.77
27				0.07	2.00	0.14					
28				0.07	2.00	0.14					
29	0.96	8.30	7.93	0.11	8.30	0.87	0.00	0.00	0.00	12.19	193.33
30	1.53	13.83	21.09	0.10	13.83	1.38	0.00	0.00	0.00	8.18	129.73
31	1.69	11.26	19.03	0.05	11.26	0.56	0.00	0.00	0.00	13.87	219.98
32	2.78	5.71	15.86	0.06	5.71	0.34	0.00	0.00	0.00	11.18	177.31
33	1.74	15.51	26.96	0.08	15.51	1.23	0.00	0.00	0.00	11.36	180.09
34				0.08	2.00	0.16					
35				0.08	2.00	0.16					
36	1.13	8.44	9.52	0.05	8.44	0.42	0.00	0.00	0.00	14.19	225.05
37	2.09	5.31	11.10	0.03	5.31	0.13	0.00	0.00	0.00	10.47	166.05
38	0.68	11.20	7.61	0.05	11.20	0.56	0.00	0.00	0.00	16.26	257.88
39	0.94	8.27	7.77	0.06	8.27	0.50	0.00	0.00	0.00	15.75	249.80
40	0.80	8.33	6.66	0.07	8.33	0.54	0.00	0.00	0.00	14.28	226.48
41				0.05	2.00	0.10					
42				0.05	2.00	0.10					
43	7.80	4.07	31.72	0.12	4.07	0.49	0.00	0.00	0.00	23.03	365.26
44	3.08	5.66	17.45	0.05	5.66	0.28	0.00	0.00	0.00	9.85	156.22
45	2.79	2.79	7.77	0.07	2.79	0.19	0.00	0.00	0.00	13.51	214.27
46	1.97	8.29	16.34	0.06	8.29	0.50	0.00	0.00	0.00	20.45	324.34
47	3.91	4.06	15.86	0.08	4.06	0.30	0.00	0.00	0.00	16.71	265.02
48				0.08	2.00	0.15					
49				0.08	2.00	0.15					
50	2.19	7.46	16.34	0.21	7.46	1.57	0.00	0.00	0.00	14.23	225.61
51	3.40	5.55	18.87	0.08	5.55	0.44	0.00	0.00	0.00	17.98	285.08
52	1.70	10.26	17.45	0.06	10.26	0.56	0.00	0.00	0.00	9.48	150.27
53	1.72	10.14	17.45	0.07	10.14	0.66	0.00	0.00	0.00	14.60	231.56
54	1.83	8.32	15.23	0.06	8.32	0.50	0.00	0.00	0.00	15.35	243.45
55				0.09	2.00	0.19					
56				0.09	2.00	0.19					
57	1.65	9.71	16.02	0.08	9.71	0.73	0.00	0.00	0.00	14.88	235.92
58	1.40	13.82	19.35	0.11	13.82	1.45	0.00	0.00	0.00	12.75	202.22
59	1.49	11.71	17.45	0.11	11.71	1.23	0.00	0.00	0.00	17.60	279.14
60	1.32	13.82	18.24	0.07	13.82	0.97	0.00	0.00	0.00	11.55	183.18
61	0.71	8.27	5.87	0.09	8.27	0.74	0.00	0.00	0.00	16.10	255.35

TOTALES

Volumen del digestor (m^3)	15.86
SSV alimentados durante la operación (SSV_A ;kg)	773.02
Concentración promedio de SSV en el digestor durante la primera semana de operación* (kgm^{-3})	13.78
Concentración promedio de SSV en el digestor durante la última semana de operación (kgm^{-3})	14.575
Masa promedio de SSV en el digestor durante la primera semana de operación* (SSV_{Di} ;kg)	218.55
Masa promedio de SSV en el digestor durante la última semana de operación (SSV_{Df} ;kg)	231.16
SSV eliminados en el sobrenadante durante la operación (SSV_S ;kg)	68.8
SSV eliminados en la purga durante la operación (SSV_P ;kg)	122.26

Masa teórica de SSV transformados a biogas durante la operación (SSV_B) (kg)

569.29

Porcentaje teórico de SSV removidos en el digestor

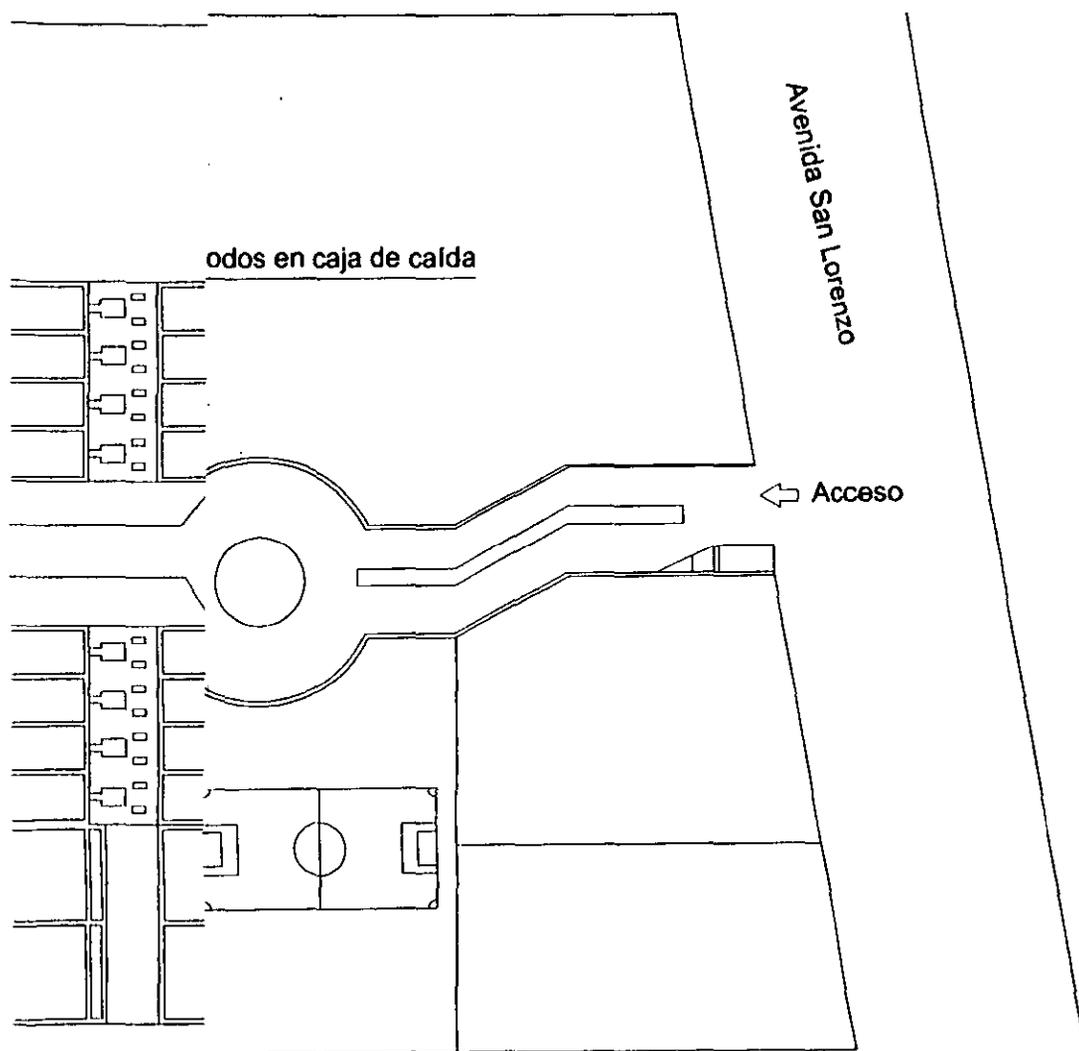
73.65%

***Promedios de los valores obtenidos durante los tres últimos días de la semana**

LOCALIZACIÓN DEL DIGESTOR
Y
DIAGRAMA DE TUBERÍA E INSTRUMENTACIÓN

N RESIDUALES

CONVENCIONAL

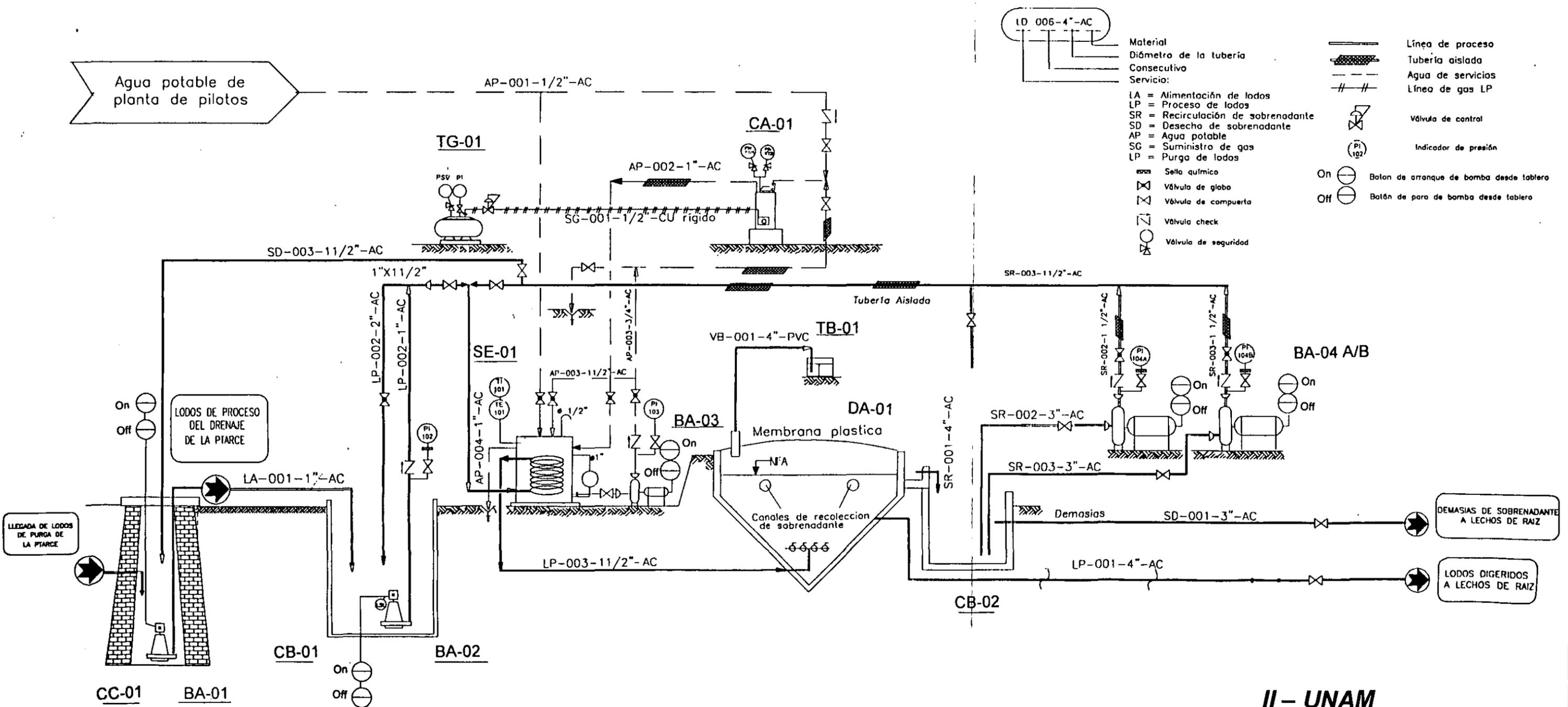
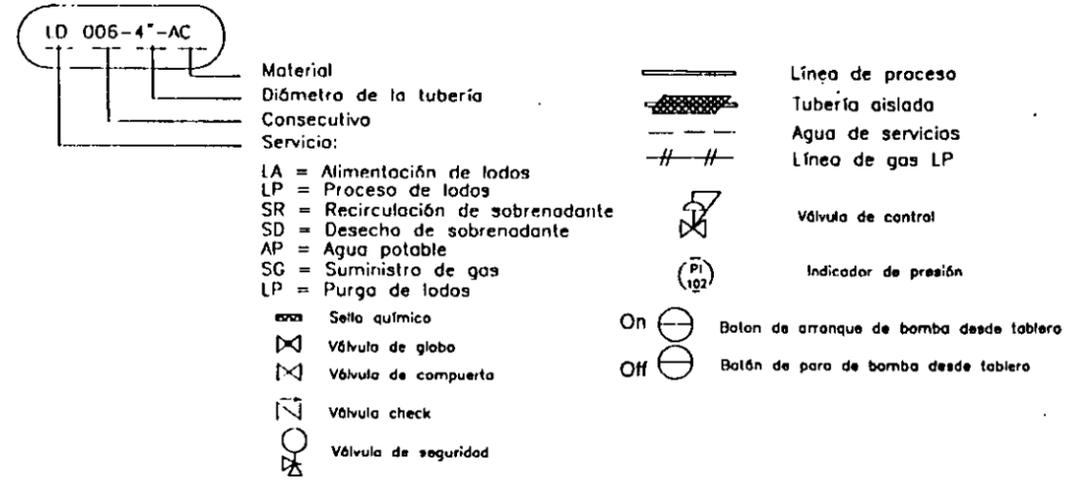


Digestor anaerobio no convencional

DIAGRAMA DE TUBERÍA E INSTRUMENTACIÓN

- | | | | | | | | | | | | |
|---|--|--|---|---|---|---|---|---|--|--|--|
| CC-01
Caja de caída existente al oriente de claración | BA-01
Bomba Abasto de lodo de Proceso o cárcamo
Tipo: Sumergible
GASTO: 0.3 m ³ /h
CDT: 1.8 kg/cm ²
SpGr: 1.001
HP: 1.3 | CB-01
Cárcamo de bombeo de lodos
Capacidad: 2.5 m ³
Diámetro: 1.75m
Altura: 1.75
Capacidad útil: 2.5 m ³
Material: Ferrocemento | BA-02
Bomba abasto al digestor
Tipo: Sumergible
GASTO: 1.8 m ³ /h
CDT: 0.8 kg/cm ²
SpGr: 1.001
HP: 1 | SE-01
Serpentin
Capacidad: 22932.38 BTU/h
Material: Acero al carbón
Cuerpo: Acero al carbón
Diam. serpentín: 0.4m
Diam. del cuerpo: 0.6m
No de vueltas: 7
Altura del cuerpo: 1 m
Vol. del cuerpo: 0.283 m ³
Aislamiento: Lana mineral | BA-03
Bomba de recirculación de agua de calentamiento
Tipo: Centrífuga
GASTO: 0.53 m ³ /h
CDT: 0.5 kg/cm ²
SpGr: 1.0015
HP: 1/12 | DA-01
Digestor Anaerobio de Lodos
Módulos: 1
Base: 4.2m
Ancho: 4.0m
Altura: 3.3 m
Altura del líquido: 2.5 m
Vol. útil: 18m ³
Material: F.C. | CA-01
Calentador de agua casero | TG-01
Tanque estacionario de gas LP
Capacidad: 300 l
Nota 7 | TB-01
Tanque de venteo de biogas | CB-02
Cárcamo de recirculación
Capacidad: 1 m ³
Diámetro: 1m
Altura: 1 m
Material: Ferrocemento | BA-04 A/B
Bomba Recirculación de Sobrenadante
Tipo: Centrífuga
Gasto: 9 m ³ /h
CDT: 1.17 kg/cm ²
Sp. Gr: 1.0015
HP: 1 |
|---|--|--|---|---|---|---|---|---|--|--|--|

SIMBOLOGÍA



ANEXO FOTOGRAFICO



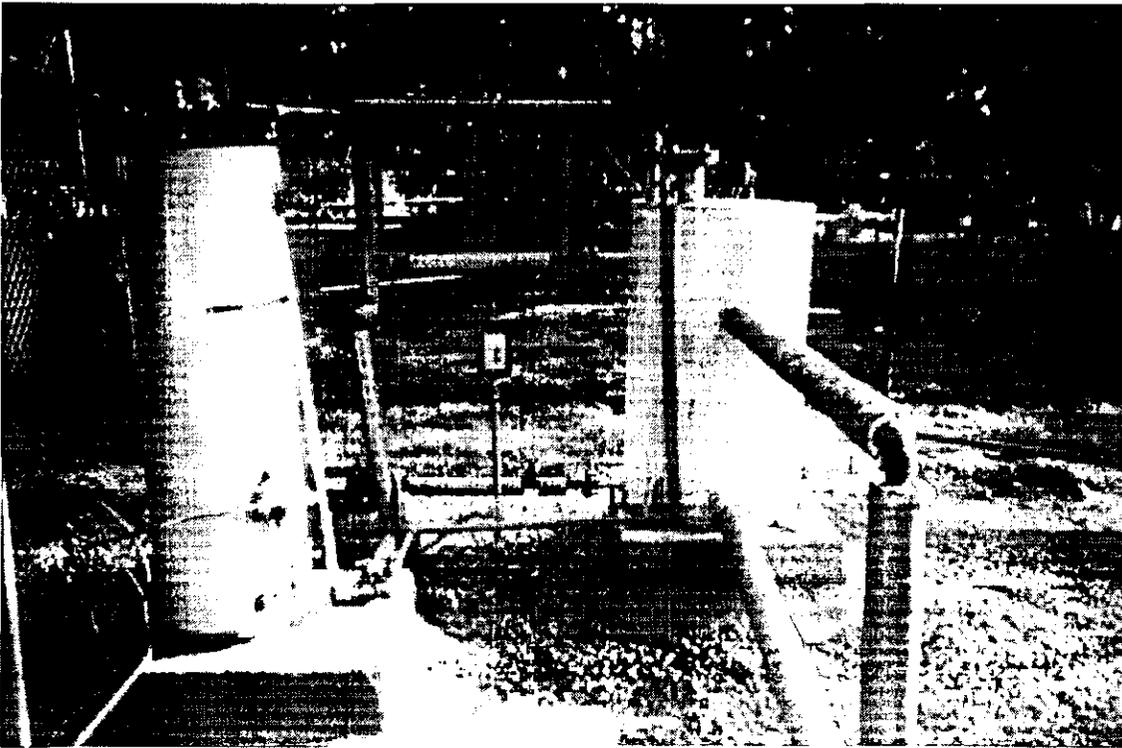
Figura A.4.1 Cárcamo de alimentación



Figura A.4.2 Vista frontal del digestor



A.4.3 Vista lateral de digester, bombas de recirculación de sobrenadante y puerto de muestreo



A.4.4 Sistema de intercambio de calor