



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

**“ESTABILIZACIÓN ANAEROBIA DE LODOS DE
DESECHO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES BAJO CONDICIONES
MESOFÍLICAS EN UN DIGESTOR UASB”**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO
P R E S E N T A
JAVIER MARTÍNEZ PANTALEÓN

ASESOR: ADALBERTO NOYOLA ROBLES



MÉXICO, D.F.

2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



Las felicitaciones y reconocimientos que se expresan por este logro no son atribución mía, todo se los debo a mis queridos padres (**Luis y Rocío**) por darme esta educación que me permitió lograr un sueño más.

Las personas que nos rodean son determinantes en nuestro desarrollo y es por eso que agradezco a mi hermana Araceli, abuelo(a), tío(a)s, primo(a)s por su gran apoyo, es por eso que expreso mi total alegría por contar con una familia como está y con todas aquellas personas que directa e indirectamente aportaron un estímulo para la culminación de esta meta.

La vida se negó a convertirme nuevamente en polvo de estrellas y dejo que siguiera contemplando la inmensidad del cosmos para culminar este periodo como una supernova.

Considerando que el individuo no se puede aislar y a continuación menciona a todo(a)s aquello(a)s personas que aportaron y siguen aportando momentos de alegría:

José Juan (Tamagochi), Ismael (Tex), Eduardo, Juan Manuel (Milenario), Oscar (Gummy), Alfonso (Pepsi-colo), Alejandro (Chima), Mauro (quenrri), Rafael (Sin que hacer), Sandra (Sandrax), Estela, Adriana, Nashielly (Nash), Natividad (Naty), Victorino (Vic), Obed (Rosa), Gustavo, Alejandro (Pis), Isaac, Ramón (Pollos), Pablo (Amarillo), Luis.

Gracias por este momento tan esperado.

**ÍNDICE**

Índice de tablas	3
Índice de figuras	3
Abreviaciones	4
Letras griegas	5
Subíndices	5
RESUMEN	6
CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN	
1.1 Problemática actual sobre el manejo de lodos	7
1.2 Contenido del trabajo	8
CAPÍTULO 2 OBJETIVOS	9
CAPÍTULO 3 ANTECEDENTES	
3.1 Generación de biosólidos (lodos)	10
3.1.1 Origen de los biosólidos	12
3.1.2 Características de los biosólidos	13
3.1.2.1 Contenido orgánico	15
3.1.2.2 Nutrientes	15
3.1.2.3 Concentración de patógenos	16
3.1.2.4 Metales	16
3.1.2.5 Químicos orgánicos tóxicos	17
3.1.3 Manejo y utilización de los biosólidos	17
3.1.3.1 Incineración de biosólidos	18
3.1.4 Procesos de tratamiento aplicables a los lodos	18
3.1.4.1 Procesos	19
3.2 Marco Normativo	19
3.3 Digestión anaerobia	21
3.3.1 Aspectos bioquímicos	22
3.3.2 Población Microbiana en digestores anaerobios	23
3.3.2.1 Bacterias hidrolíticas	24
3.3.2.2 Bacterias acidógenas	24
3.3.2.3 Bacterias acetogénas	24
3.3.2.4 Bacterias (archeas) metanógenas	24
3.3.3 Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso de Digestión Anaerobia	25
3.4 Tipos de digestores anaerobios	26
3.4.1 Geometrías de reactores anaerobios convencionales de lodos	28
3.5 Espumas y natas presentes en digestores anaerobios	31
3.5.1 Tipos de espumas y natas	31
3.5.2 Efectos de las espumas y natas causadas en bioreactores	33
3.5.3 Destrucción y prevención de espumas y natas en bioprocesos	33

**CAPÍTULO 4 MÉTODO EXPERIMENTAL**

4.1 Descripción del prototipo	36
4.2 Variables de control y respuesta	40
4.2.1 Operación del digestor	40
4.2.2 Metodología de muestreo	41
4.3 Técnicas analíticas	41

CAPÍTULO 5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Influyente	43
5.1.1 Sólidos Suspendidos (lodo primario)	43
5.1.2 pH, alcalinidad y relación de alcalinidades (α) (lodo primario)	44
5.1.3 Sólidos Suspendidos (lodo secundario)	45
5.1.4 pH, alcalinidad y relación de alcalinidades (α) (lodo secundario)	47
5.1.5 Mezcla de lodo en alimentación	48
5.1.6 Carga másica alimentada	49
5.2 Efluente líquido (sobrenadante)	50
5.2.1 Sólidos Suspendidos (sobrenadante)	50
5.2.2 pH alcalinidad y relación de alcalinidades (α)	51
5.2.3 Ácidos Grasos Volátiles (AGV'S)	52
5.3 Lodos contenidos en el digestor (Cama de lodos)	53
5.3.1 Sólidos suspendidos (cama de lodos)	53
5.3.2 Relación de alcalinidades (α) y pH	54
5.3.3 Actividad metanogénica	55
5.3.4 Índice Volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación	56
5.3.5 Purga de cama de lodo	57
5.4 Presencia de nata en el digestor UASB	58
5.4.1 Sólidos Totales en la nata de lodo	58
5.4.2 Grasas y aceites en la nata de lodo	59
5.5 Balance de masa	61
5.6 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), tomando como base concentraciones promedio	63
5.7 Producción teórica de biogás	64
5.8 Contenido de patógenos en el influente, cama de lodos y efluente	64
5.8.1 Coliformes fecales	64
5.8.2 <i>Salmonella sp</i>	65
5.8.3 Huevos de helminto	65

CAPÍTULO 6 CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES 67**BIBLIOGRAFÍA** 68

ANEXO 1 Tablas de parámetros fisicoquímicos a nivel laboratorio	73
ANEXO 2 Balance de masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor	80
ANEXO 3 D.F.P. y D.T.I. del digestor tipo UASB	82



Índice de tablas

- Tabla 3.1** Comparación entre sistemas de tratamiento Anaerobios y Aerobio
Tabla 3.2 Composición química típica de los Lodos crudos y los biosólidos (Metcalf & Eddy, 2003)
Tabla 3.3 Operaciones de tratamiento de lodos (Van Nostrand Reynold, 1990)
Tabla 3.4 Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)
Tabla 3.5 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)
Tabla 3.6 Aprovechamiento de biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)
Tabla 4.1 Parámetros para el monitoreo y control del digestor anaerobio
Tabla 5.1 Promedio de Coliformes fecales, Influyente, Cama de lodos y efluente
Tabla 5.2 Promedio de *Salmonella sp*, Influyente, Cama de lodos y efluente
Tabla 5.3 Promedio de huevos de helminto en influente, cama de lodos, efluente.

Índice de figuras

- Figura 3.1** Composición típica de las aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1996)
Figura 3.2 Distribución de los sólidos contenido en el agua residual (Metcalf & Eddy, 1996)
Figura 3.3 Representación esquemática del contenido de agua en el lodo
Figura 3.4 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder, 1983)
Figura 3.5 Digestores anaerobios, **a)** Tasa baja y **b)** Tasa alta (Metcalf & Eddy, 1991)
Figura 3.6 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 1991)
Figura 3.7 Geometría clásica (WEF, 1993)
Figura 3.8 Geometría Americana (WEF, 1993)
Figura 3.9 Geometría Europea (WEF, 1993)
Figura 3.10 Geometría en forma de huevo (WEF, 1993)
Figura 4.1 Vista en planta de digestor tipo UASB
Figura 4.2 Diagrama de un corte transversal del digestor tipo UASB corte (A-A')
Figura 4.3 Vaso de purga y bomba sumergible
Figura 4.4 Tanques de almacenamiento
Figura 4.5 Válvula de retención
Figura 4.6 Líneas de alimentación
Figura 4.7 Vista del digestor tipo UASB ubicado en la PTAR Cerro de la Estrella. Vista de la canaleta de evacuación de sobrenadante
Figura 5.1 Concentración de sólidos suspendidos de lodo primario en el influente del digestor
Figura 5.2 Fracción volátil de sólidos suspendidos de lodo primario en el influente alimentados al digestor
Figura 5.3 Comportamiento del pH en el lodo primario en el influente del digestor
Figura 5.4 Alcalinidad en el lodo primario en el influente del digestor
Figura 5.5 Relación de alcalinidades (α) en el lodo primario en el influente del digestor
Figura 5.6 Concentración de sólidos suspendidos de lodo secundario en el influente del digestor
Figura 5.7 Fracción volátil de sólidos suspendidos de lodo secundario en el influente del digestor
Figura 5.8 Comportamiento del pH en el lodo secundario en el influente del digestor



- Figura 5.9** Alcalinidad en el lodo secundario en el influente del digestor
Figura 5.10 Relación de alcalinidad en el lodo secundario en el influente del digestor
Figura 5.11 Concentración de los sólidos suspendidos en la mezcla de lodo en alimentación al digestor
Figura 5.12 Fracción volátil en mezcla de lodo de alimentación al digestor
Figura 5.13 Carga másica alimentada al digestor
Figura 5.14 Concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.15 Fracción volátil de los sólidos suspendidos del sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.16 Comportamiento del pH del sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.17 Alcalinidad en el sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.18 Relación de alcalinidades (α) en el sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.19 Evolución de los ácidos grasos volátiles en el sobrenadante (efluente) del digestor
Figura 5.20 Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos del digestor
Figura 5.21 Fracción volátil de los sólidos suspendidos de la cama de lodos del digestor
Figura 5.22 Relación de alcalinidades (α) de la cama de lodos del digestor
Figura 5.23 Comportamiento del pH en la cama de lodos del digestor
Figura 5.24 Índice volumétrico de lodos contenidos en la cama de lodos del digestor
Figura 5.25 Velocidad de sedimentación en la cama de lodos del digestor
Figura 5.26 Concentración de sólidos suspendidos en purga de cama de lodos
Figura 5.27 Nata de lodo sobre la superficie del digestor UASB
Figura 5.28 Concentración de sólidos totales en la nata de lodo
Figura 5.29 Fracción volátil de sólidos totales en la nata de lodo
Figura 5.30 Porcentaje de grasa y aceite en la nata de lodo
Figura 5.31 Altura de nata de lodo
Figura 5.32 Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el digestor UASB

Abreviaciones

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
DA	Digestión Anaerobia
EPA	Environmental Protection Agency
SV	Sólidos Volátiles
STT	Sólidos Totales Totales
STV	Sólidos Totales Volátiles
STF	Sólidos Totales Fijos
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SSF	Sólidos Suspendidos Fijos
ST	Sólidos Totales
TRC	Tiempo de Residencia Celular
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales



Letras griegas

α Relación de alcalinidades

Subíndices

A Alimentación
S Sobrenadante
P Purga
D Digestor
Di Digestor en etapa inicial
Df Digestor en etapa final



Resumen

La elevada demanda y la mala distribución del agua, ha originado severos problemas que día con día van agravándose. El reto de la humanidad es realizar acciones que favorezcan la conservación del vital líquido. Corresponde a las autoridades establecer las normas para controlar las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores y a los usuarios del agua atender estas regulaciones, aportando el costo requerido.

Debido a la creciente necesidad de resolver el problema se han desarrollado tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, las cuales producen residuos llamados lodos. Este material también requiere de tratamiento previo a su disposición final. De las diversas tecnologías para la estabilización de los lodos, una de ellas es la digestión anaerobia, cuya principal función es degradar compuestos complejos y llevarlos a su estructura más sencilla y a su vez generando biogás, que es un combustible constituido gran parte por metano, todo ello gracias a los diversos grupos bacterianos que intervienen en este proceso.

Con la preocupación del tratamiento de los lodos, en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Cerro de la Estrella, ubicada en la delegación Iztapalapa, Ciudad de México, fue construido un reactor tipo UASB no convencional a escala piloto, el cual no necesita de algún sistema de espesamiento. La alimentación del reactor se efectuó con lodos tipo primario y secundario con un volumen diario de mezcla de 8 m³ una carga másica (B_v) promedio de 2.0 kgSSV/m³ a un régimen semicontinuo y una temperatura de 30 °C. Dicha alimentación fue abastecida de la planta mencionada anteriormente.

Durante el periodo de evaluación del prototipo, con duración de 8 meses, se monitorearon parámetros fisicoquímicos como el pH, la relación de alcalinidades α y la concentración de sólidos totales y suspendidos, que sirvieron para determinar la estabilidad del digestor. La evolución de los sólidos suspendidos totales alcanzó una fracción volátil en la cama de lodos de 56% es un indicativo que los lodos se encontraron digeridos satisfactoriamente. Con respecto a los parámetros microbiológicos: coliformes fecales, *salmonella sp* se logró alcanzar la clase C, pero en huevos de helminto el conteo se encontró fuera de la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 con un valor superior al límite de 35 HH/g ST. Es evidente que el sistema con las condiciones de temperatura no fue capaz de disminuir el parásito.

Una problemática que tomó mucha importancia dentro de la operación del digestor fue la presencia de acumulación de espuma o nata de lodo, material que cubría totalmente la superficie del digestor. Por ese motivo se inició un monitoreo y la caracterización de la nata con periodos de evaluación de 20 días. Se obtuvo una altura de nata del orden de 25 cm con el 61.3% como materia orgánica, con un porcentaje de grasa y aceite menor del 10%.



1 INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática actual sobre el manejo de lodos

El agua en el planeta tierra es vital para la vida humana, sólo que de toda la cantidad de agua que existe, solo el 2.5% es agua dulce y de ese total la mayor parte se encuentra en regiones polares, el resto forma los sistemas de aguas subterráneas y en proporción menor los ríos, lagos, pantanos y agua atmosférica. Del volumen consumido por persona, se estima que en beber, preparar los alimentos y lavar los utensilios de cocina se gasta en promedio un 11%; al uso en regadera se destina un 30%; 15% al lavado de ropa y 4% a usos varios. La proporción mayor, el 40% en descargas de excusados (Peregrina, 2003).

A medida que pasa el tiempo, la población mundial y la demanda de agua aumentan y con ello la preocupación de cómo cubrir tal necesidad. Por ello en la actualidad se pone más énfasis en el tratamiento y reúso de aguas residuales. Como resultado de estos procesos de tratamiento, se genera a su vez un subproducto conocido como lodo residual. Este material debe ser tratado antes de su disposición final, mediante alguno de los procesos existentes para ello. Sin embargo, en México en la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales, estos lodos son desechados al alcantarillado público o dispuestos sin control en terreno; solo en pocas ocasiones estos son llevados a confinamiento. Por esto, nace la necesidad de generar tecnologías que sean sustentables y que del punto de vista económico sean altamente atractivas.

Los lodos llevan presentes microorganismos tales como virus, bacterias, hongos, protozoarios y huevos del helminto, además de contener en algunos casos, metales pesados y compuestos tóxicos que al tener contacto humano pueden ocasionar graves enfermedades.

Al presentar esta problemática de impacto ambiental, las autoridades competentes se dieron a la tarea de normalizar los desechos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas, a través de la NOM-004-SEMARNAT-2002. Esta norma fija los límites máximos permisibles de contaminantes que deben de cubrir los lodos y biosólidos. En materia de tratamiento de lodos o biosólidos, México se encuentra en proceso de asimilación, por lo cual tiene poca experiencia. El tema de tratamiento de lodos ha tomado importancia a nivel mundial, ya que el desecho una vez estabilizado puede ser utilizado como fertilizante y mejorador de suelo.

A nivel mundial los lodos han sido usados como fertilizantes orgánicos en muchos cultivos de producción alimentaria y ornamentales, además de poder ser aplicados como mejoradores de suelos en sitios degradados. En Estados Unidos más del 60% de los lodos generados son aprovechados, pero sólo un 41% son aplicados a suelos agrícolas (EPA, 1999). En diversos países de Europa, su aplicación en suelos es la práctica más empleada de reutilizarlos, representando aproximadamente el 45 y 56% del reúso total respectivamente (Lue-Hing *et al.*, 1996 y Bastian, 1997).

Para el tratamiento de lodos, existen procesos convencionales (digestión anaerobia, aerobia elaboración de composta y estabilización alcalina) y no convencionales. En estos últimos se incluyen procesos de tratamiento que no han sido del todo estudiados y que no se conoce a detalle su eficiencia en la estabilización. La digestión anaerobia es comúnmente utilizada para el tratamiento de lodos de desecho, por presentar ventajas como la conversión y reducción de lodos



sin la necesidad de insumos, con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos (Noyola, 1998a), y contribuyendo con la generación de biogás, que es una medida de recuperación de energía. Este proceso puede obtener un biosólido que cumpla con los parámetros establecidos por la norma oficial mexicana en su clase C y bajo condiciones específicas también la clase B e incluso la A.

En este trabajo se evalúa el funcionamiento de un digestor anaerobio no convencional basado en el concepto del reactor anaerobio de lecho de lodos (UASB), para llevar a cabo la digestión de los biosólidos de desecho de una planta de tratamiento de aguas residuales en condiciones mesofílicas (35 °C), con el propósito de establecer una alternativa de tratamiento de estos residuos que cumpla con la normatividad mexicana para la obtención de biosólidos, además de aportar información en la problemática de la formación de natas o espumas que se presentan en los digestores.

1.2 Contenido del trabajo

Este trabajo se integra de los siguientes capítulos:

Capítulo 2. *Objetivos* En este capítulo se enuncia el objetivo general y los particulares que se alcanzaron en este trabajo.

Capítulo 3. *Antecedentes*. En este capítulo se menciona la generación de los biosólidos así como sus características presentando los diversos procesos desarrollados y descritos para el tratamiento de estos mismos. Se presenta el marco normativo que se aplica para el manejo de los lodos tratados (biosólidos). Se describe el proceso de digestión anaerobia con sus fundamentos teóricos para conocer sus características principales, complementándolo con la problemática de espumas o natas presentes en los digestores anaerobios.

Capítulo 4. *Método experimental*. En este capítulo se describen las características del digestor anaerobio de manto de lodos con flujo ascendente (UASB) no convencional, así como su operación y muestreo de los lodos alimentados, midiendo y controlando las variables que intervienen en el desarrollo del prototipo.

Capítulo 5. *Resultados y discusión*. En este capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos de la operación del digestor anaerobio no convencional tipo UASB.

Capítulo 6. *Conclusión y recomendaciones*. Finalmente en este último capítulo se mencionan las conclusiones y recomendaciones para el prototipo del presente estudio.



2 OBJETIVOS

Objetivo General

Demostrar la factibilidad técnica del uso de un reactor no convencional de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB) a escala piloto bajo condiciones mesofílicas (35°C), para la estabilización de lodos de desecho de plantas de tratamiento de aguas residuales, con el propósito de alcanzar el cumplimiento de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002.

Objetivos específicos

1. Evaluar la operación del digester anaerobio no convencional UASB, con una carga de alimentación de $B_v = 2.5 \text{ kgSSV/m}^3\text{d}$.
2. Determinar las características fisicoquímicas y microbiológicas de los biosólidos generados a partir de la digestión anaerobia en condiciones de mesofilia, para conocer la calidad que estos presentan, haciendo referencia a la NOM-004-SEMARNAT-2002.
3. Evaluar e identificar los parámetros que influyen en la formación de natas, y su efecto en la digestión de los SSV.



3 ANTECEDENTES

3.1 Generación de biosólidos (lodos)

El tratamiento y disposición de lodos provenientes de sistemas de depuración de aguas residuales es un tema que adquiere cada día una mayor importancia, debido al crecimiento de los centros urbanos y al desarrollo económico, sumado al impacto ambiental y social que genera la ocupación de suelos que cada vez son más escasos y más importantes de mejorar para el desarrollo urbano y actividad agrícola.

Cuando el agua residual es tratada, se generan como subproductos del tratamiento biológico, semisólidos ricos en nutrientes llamados lodos. Sin embargo últimamente, se utiliza el término de biosólidos a aquellos lodos tratados y que cumplen con ciertas especificaciones para enfatizar su naturaleza eminentemente biológica ya que están conformados en buena medida por materia orgánica estabilizada, fomentando con ello su reutilización.

Respecto a la composición típica de las aguas residuales, es importante tener presente en general, que sólo un 0,1% (en peso) corresponde a fracción sólida, y aproximadamente el 70% de ella corresponde a sólidos orgánicos. En la figura 3.1 se muestra la composición típica de las aguas residuales.

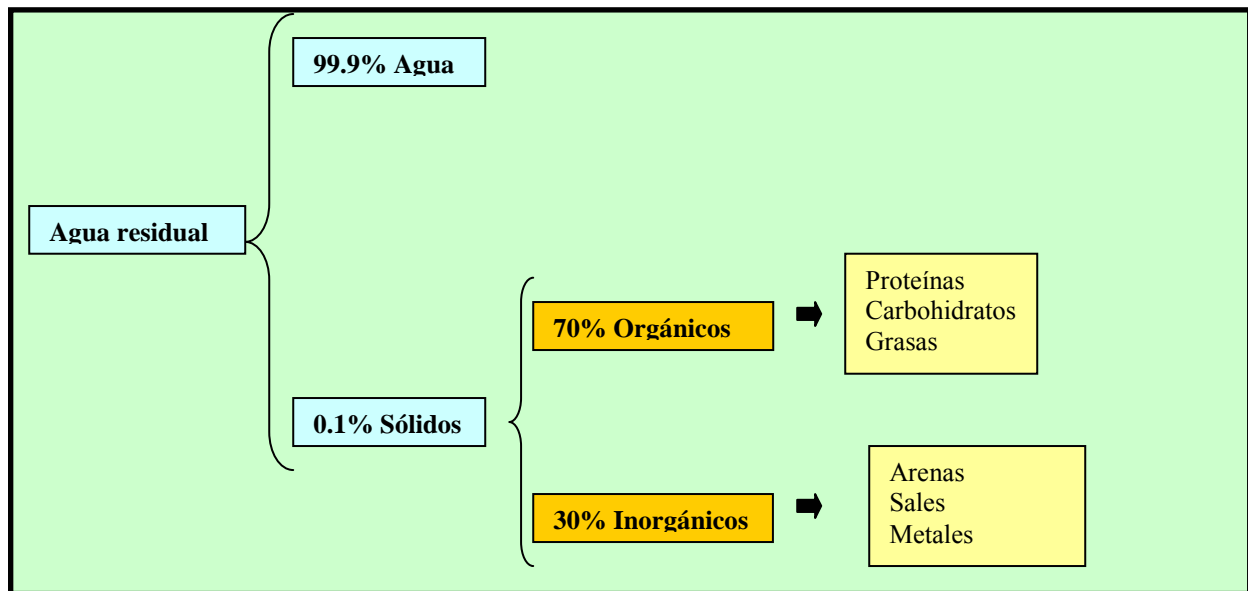


Figura 3.1 Composición típica de las aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1996).



Tal como se puede apreciar en la figura 3.2, los sólidos totales se pueden dividir en sólidos en suspensión (no filtrables) y sólidos filtrables o disueltos. Cada una de éstas categorías pueden ser clasificadas en función de su volatilidad a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$. A esta temperatura la fracción orgánica se oxida (quema) formando gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. Debido a lo anterior se habla de sólidos “volátiles” y “fijos”. Los sólidos volátiles corresponden a la fracción orgánica de la muestra y los sólidos fijos corresponden a inorgánicos o minerales, para este tipo de residuos.

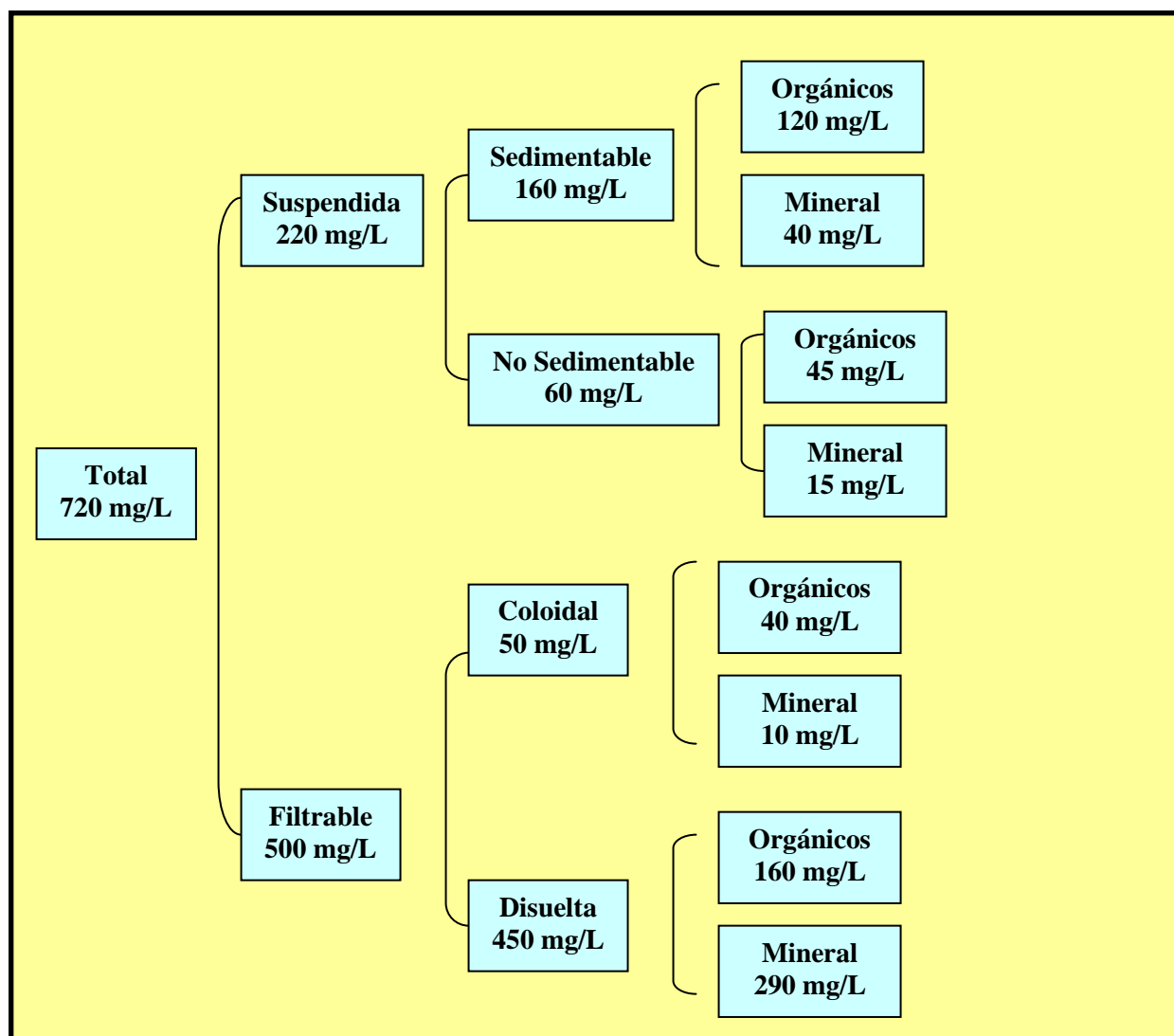


Figura 3.2 Distribución de los sólidos contenidos en el agua residual (Metcalf & Eddy, 1996).

Por otra parte, los agentes causantes de la contaminación existente en un cuerpo receptor pueden ser de naturaleza orgánica biodegradable, orgánica no biodegradable (bioresistentes o recalcitrantes) e inorgánica.

La biodegradación o descomposición orgánica no es más que el resultado de los procesos de digestión, asimilación y metabolización del compuesto orgánico por microorganismos saprófitos, tales como bacterias, hongos, protozoos y otros.



3.1.1 Origen de los lodos

La purificación de las aguas residuales implica la separación de las sustancias contaminantes, obteniéndose un efluente líquido y una fracción de sólidos. Esta separación no es completa; por una parte la fracción de agua mantiene ciertos niveles de sólidos suspendidos y sustancias disueltas, mientras que los lodos se caracterizan por un contenido elevado de agua.

Los lodos se originan como un subproducto residual del tratamiento biológico de aguas, y corresponden a aproximadamente 35 g/hab-día en base seca (entre 0.7 y 0.8 kg/kg de DBO eliminado), (Imhoff *et al.*, 1993).

En los sistemas de tratamiento secundario de aguas residuales una población microbiana utiliza la materia orgánica contaminante presente en el influente como fuente de carbono y energía para su crecimiento y sobrevivencia.

Los objetivos del tratamiento biológico son generalmente, la coagulación y la eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica soluble o hielizada durante el proceso, es decir, la eliminación de sustancias orgánicas disueltas y de aquellos sólidos suspendidos que no han sido separados en la etapa de tratamiento primario. En algunos casos, durante el tratamiento de las aguas residuales se deben también eliminar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo que pueden causar una eutrofización en los cuerpos de agua naturales receptores.

La población microbiana presente en el influente a depurar suele ser muy heterogénea. Dentro del proceso, en el reactor biológico se desarrolla una biomasa cuya composición se relaciona principalmente con las condiciones anaerobias o aerobias que prevalezcan en el sistema. En los sistemas anaerobios la población microbiana es principalmente bacteriana, coexistiendo bacterias degradativas, acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas, cuyas características son muy diferentes, pero que requieren actuar coordinadamente.

Los sistemas de tratamiento anaerobio presentan un mayor grado de aplicación en el tratamiento de efluentes industriales. Estos sistemas se basan en la transformación, a través de una serie de reacciones bioquímicas de la materia contaminante presente en las aguas residuales, en gas (cuyos componentes principales son CH_4 , CO_2 , H_2S y H_2) y lodos en los que se encuentran los componentes más difíciles de degradar, como son la mayor parte del nitrógeno, fósforo y la totalidad de elementos minerales (como por ejemplo K, Ca, Mg, etc.).

Los sistemas de tratamiento aerobios presentan una mayor aplicación en el sistema de tratamiento de aguas residuales, debido a que presentan una mayor resistencia a fluctuaciones en el flujo, carga orgánica y composición del influente. En estos sistemas intervienen no sólo microorganismos quimioheterótrofos (como bacterias y hongos), sino también predadores (como los protozoos) que utilizan la masa microbiana como nutriente. En algunos casos se encuentran también microorganismos fotosintéticos. Dentro de la población bacteriana se encuentran principalmente las bacterias floculantes (por ejemplo *Zooglea sp.*) que segregan polisacáridos esenciales en el proceso de floculación natural que es esencial para una buena separación de biomasa en el sedimentador luego de la etapa de depuración biológica.



Los tratamientos aerobios se pueden clasificar en tratamientos con biomasa suspendida y con biomasa fija. Entre los sistemas de tratamiento con biomasa suspendida se encuentran los lodos activados y las lagunas aireadas, y entre los de biomasa fija se encuentran los filtros aerobios y los contactores biológicos rotatorios.

Una comparación entre los sistemas de tratamientos de aguas residuales anaeróbicos y aeróbicos se presenta en la siguiente tabla 3.1.

Tabla 3.1 Comparación entre sistemas de tratamiento Anaerobio y Aerobio

SISTEMA DE TRATAMIENTO	
ANAEROBIO	AEROBIO
Menor velocidad de degradación de la materia orgánica	Mayor velocidad de degradación de la materia orgánica
Mayor tiempo de retención de sólidos	Menor tiempo de retención de sólidos
La producción de biomasa es menor y se encuentra en buena medida estabilizada	Alta producción de biomasas activa
No requiere energía externa	Requiere un aporte de energía externa para producir el oxígeno a los microorganismos
Genera biogás	No genera biogás
Baja necesidad de nutrientes	
Bajo riesgo de generación de olores	Alto riesgo de generación de olores

El problema que presentan los sistemas de tratamiento aerobios es principalmente la gran cantidad de lodo que se genera.

3.1.2 Característica de los lodos

Para definir los procesos a emplear en el tratamiento de lodos para la producción de biosólidos es importante conocer las características físico-químicas que presentan. Éstas pueden variar en función de su origen, su edad y el tipo de proceso de donde se han generado. Así por ejemplo, procesos de depuración que involucran la adición de compuestos químicos (cloruro férrico, polímeros, etc.) precipitan formando parte de los sólidos. También se pueden generar efectos tales como que el hidróxido de aluminio absorba el fósforo o trazas de otros metales como el cadmio.

Los lodos se caracterizan por su alto contenido de agua, la que les otorga un volumen importante y favorece sus pobres características mecánicas, dificultando su manejo y disposición final. En la figura 3.3 se muestra una representación esquemática de la distribución del agua en un lodo proveniente de una planta depuradora de aguas residuales.

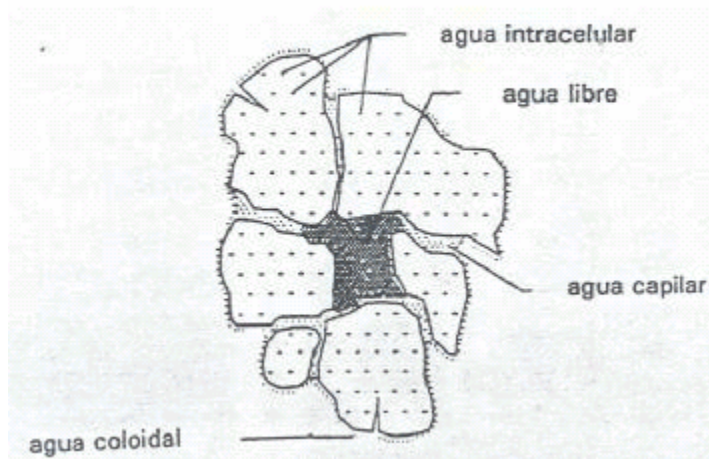


Figura 3.3 Representación esquemática del contenido de agua en el lodo
(Tomada de la revista *Residuos*, Mes de Julio de 1995)

El agua contenida en los lodos puede clasificarse en libre, capilar, coloidal e intracelular. El agua libre se puede eliminar fácilmente mediante procesos físicos como el espesamiento por gravedad, mientras que la humedad capilar y coloidal puede eliminarse aplicando fuerzas mecánicas. El resto del agua puede eliminarse después de romper la estructura celular, ya sea por métodos biológicos (compostaje), químicos (oxidación húmeda) o térmicos (secado térmico, incineración).

Físicamente, los lodos generados en un proceso de tratamiento biológico por lodo activado presenta un color café marrón el que cambia a casi negro cuando esta a punto de descomponerse. Su olor es el de tierra húmeda (no es molesto), sin embargo, cuando está descompuesto produce un olor bastante desagradable. Contiene una concentración de sólidos que varía entre 0.3% y 1.5% (Knight Piesold, 1998).

La fluidez y la plasticidad de los lodos varían con el contenido de agua y la naturaleza de los sólidos (Knight Piesold, 1998). Con un 70% a un 80% de agua, el lodo ya no escurre, y se conoce con el nombre de torta de lodo.

Las características químicas de los lodos están relacionadas a sus cinco constituyentes principales:

- Contenido orgánico.
- Nutrientes.
- Concentración de patógenos.
- Concentración de metales.
- Químicos orgánicos tóxicos.



3.1.2.1 Contenido orgánico

El contenido orgánico presente en lodos se expresa generalmente, como el porcentaje que representan los sólidos suspendidos volátiles, removidos tras someter el lodo a una temperatura de 550°C, bajo condiciones de oxidación.

La composición típica de lodos crudos y biosólidos se indica en la tabla 3.2, ahí se puede observar que el contenido típico de materia orgánica de un lodo no estabilizado varía entre un 59% a un 88% de SV, medidos sobre la base de masa seca.

La determinación del contenido orgánico es importante para determinar su valor térmico, su potencial olor, la utilización como mejorador de suelos y para la generación de biogás.

Tabla 3.2 Composición química típica de los Lodos crudos y los biosólidos (Metcalf & Eddy, 2003)

Parámetros	Lodo primario crudo	Biosólidos
Sólidos secos totales (ST)%	5-9	0.8-1.2
Sólidos volátiles (% de ST)	60-80	59-88
Aceites y grasas (% de ST)		
Soluble en Éter	6-30	-
Extracto en Éter	7-35	5-12
Proteínas (% de ST)	20-30	32-41
Nitrógeno (N, % de ST)	1.5-4	2.4-5.0
Fósforo (P ₂ O ₅ , % de ST)	0.8-2.8	2.8-11
Potasio (K ₂ , % de ST)	0-1	0.5-0.7
Celulosa (% de ST)	8-15	-
Hierro (no como sulfuro, % de ST)	2-4	-
Sílice (SiO ₂ , % de ST)	15-20	-
pH	5.0-8.0	6.5-8.0
Alcalinidad (mg/l, como CaCO ₃)	500-1500	580-1100
Ácidos orgánicos (mg/L como HAc)	200-2000	1100-1700
Poder calorífico (kJ/kg)	23000-29000	19000-23000

3.1.2.2 Nutrientes

Los lodos provenientes de aguas residuales domésticas contienen tres nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas: nitrógeno, fósforo y azufre (NPS). Los nutrientes contenidos en los biosólidos pueden estar en diversas formas químicas. Por ejemplo, el nitrógeno puede estar como nitrato, amonio o nitrógeno orgánico y el fósforo, por su parte, puede estar presente como ión fosfato y ortofosfato.

Generalmente, el agua residual por tratar contiene los nutrientes necesarios aún en casos altamente específicos. Sin embargo raramente éstos se encuentran en las proporciones requeridas



para su óptima utilización. El nitrógeno amoniacal proviene del nitrógeno proteico, de la desaminación de aminoácidos o del producto de la hidrólisis de compuestos nitrogenados no proteicos como la urea. Por lo regular, los azúcares simples no forman parte de la alimentación de reactores anaerobios y los carbohidratos presentes se encuentran en forma de grandes polímeros como la celulosa y la hemicelulosa, los cuales pueden ser de naturaleza fibrosa, altamente lignificada y no fácilmente disponible para las bacterias hidrolíticas anaerobias. Se considera que los requerimientos de fósforo son bajos, dadas las bajas velocidades de crecimiento y de conversión de sustrato a biomasa de las bacterias anaerobias.

Los requerimientos de nutrientes para la población microbiana anaerobia se refieren no solamente a las necesidades de nitrógeno, fósforo y azufre, sino también a la presencia de metales traza como níquel, cobalto, hierro y molibdeno, los cuales a ciertas concentraciones aumentan la eficiencia del proceso.

Para que el reactor anaerobio opere de manera adecuada se debe cuidar que los nutrientes se encuentren en proporciones correctas. Comúnmente se ha recomendado una relación DQO: N:P:S de 400:5:1:1. La cantidad de nutrientes esenciales puede ser calculada si se conocen los requerimientos de biomasa; la relación DQO: N es frecuentemente utilizada para describir el requerimiento nutricional.

3.1.2.3 Concentración de patógenos

Los lodos son principalmente biomasa residual y materiales provenientes de los lodos primarios. La biomasa está constituida por una heterogénea y significativa población de microorganismos como bacterias, virus, protozoos y huevos de helmintos, los que se concentran durante el proceso de depuración de las aguas residuales.

Todos los lodos crudos son portadores de virus, bacterias y agentes patógenos que pueden causar enfermedades. El tratamiento puede reducir pero no eliminar completamente tales portadores. Se ha descubierto por ejemplo, que las bacterias y agentes patógenos presentes en los biosólidos crudos pueden sobrevivir hasta 2 años.

Entre las bacterias patógenas que pueden estar presentes en los lodos se encuentran, por ejemplo, las *Salmonellas Typhi* (que produce fiebre tifoidea), *Escherichia coli* (que produce gastroenteritis), *Shigellas* (que produce disentería), las *Vibrio Cholerae* (que producen diarreas extremadamente fuertes o cólera), etc. Entre los protozoos se encuentran la *Cryptosporidium* y la *Balantidium Coli* (que producen diarrea); y también se pueden encontrar tenias y lombrices intestinales. Entre los virus encontrados en los lodos frescos están los causantes de la hepatitis A y de la poliomielitis.

3.1.2.4 Metales

Los lodos pueden contener cierta concentración de metales pesados e iones orgánicos que son función del tipo y cantidad del residuo industrial descargado en el sistema de tratamiento de aguas residuales. Muchas industrias descargan sus efluentes a través de la red de alcantarillado,



en donde aporta ciertas cantidades de sustancias químicas que se unen a las aguas municipales que posteriormente serán tratadas en las plantas de tratamiento.

Producto de lo anterior, es posible encontrar metales como boro, cadmio, cromo, plomo, níquel, mercurio, plata y zinc. Algunos de estos elementos son micronutrientes esenciales requeridos por plantas y animales lo cuales a bajas concentraciones constituyen un aporte nutritivo al suelo, sin embargo, a altas concentraciones pueden ser tóxicos.

Los pretratamientos de residuos líquidos descargados al alcantarillado y los programas de fiscalización de fuentes contaminantes ayudan al control y reducción de los metales encontrados en las aguas residuales, favoreciendo la eficiencia del sistema de tratamiento y consecuentemente regulando el contenido de metales pesados en los lodos generados.

3.1.2.5 Químicos orgánicos tóxicos

El lodo generado en una planta de tratamiento de aguas residuales, puede contener sustancias químicas orgánicas sintéticas aportadas por los efluentes industriales, productos químicos utilizados en el hogar y pesticidas.

3.1.3 Manejo y utilización de los biosólidos

Los procedimientos más comunes aplicados mundialmente para el manejo de biosólidos son la incorporación directa al suelo con fines agrícolas o de restauración y la disposición en rellenos sanitarios autorizados. Otras técnicas de manejo incluyen la incineración. Sin embargo, existe cierto rechazo al uso de los biosólidos, debido a que se les atribuyen problemas de contaminación, riesgo de enfermedades y molestias por olores. Esta situación es efectiva cuando el biosólido no es tratado adecuadamente.

La aplicación al suelo es el método más antiguo y común de uso de los biosólidos. Inicialmente este manejo consistía principalmente en su aplicación como relleno en el suelo. Un uso más atractivo, aunque aún con dificultades para su aceptación es utilizar el producto como un mejorador de suelo, sea en forma directa o como composta, mezclando con otros residuos vegetales. Los biosólidos pueden constituir un suplemento de algunos fertilizantes químicos ya que como se señaló en las secciones anteriores, contienen nutrientes (como nitrógeno, fósforo y azufre), micronutrientes que incluyen trazas de metales esenciales (como hierro, cobre, zinc, molibdeno, boro, calcio, magnesio y manganeso) y materia orgánica que resulta beneficiosa para la producción de cultivos, jardines, bosques, etc. En relación a los fertilizantes químicos los biosólidos contienen un menor contenido de nutrientes, sin embargo, el uso de los biosólidos como un acondicionador natural permite reducir o eliminar la necesidad de consumir fertilizantes, reduciendo consecuentemente los impactos producidos en el ambiente por la contaminación con elementos químicos. Esto ha dado como resultado el desarrollo de nuevas regulaciones a nivel mundial que establecen las condiciones y estándares necesarios para que el uso y disposición de los biosólidos no constituya un riesgo para el medio ambiente ni para la salud humana y también ha incidido en el mejoramiento continuo de los sistemas de depuración de aguas residuales existentes y consecuentemente en la calidad de los biosólidos generados.



Los biosólidos compostados tienen la ventaja de un fácil almacenamiento y aplicación, porque es un producto semiseco, de poco olor y de mayor flexibilidad que los fertilizantes químicos debido a su calidad. Se pueden utilizar en terrenos agrícolas, forestales, planes de remediación de sitios mineros, mejoramiento de suelos erosionados, cobertura en rellenos sanitarios, manutención de parques y campos de golf.

Por otra parte, los biosólidos compostados presentan una gran utilidad en la remediación de sitios erosionados y ya se está notando un aumento en el mercado del uso de biosólidos en el control de suelos erosionados, construcción de caminos, y parques (EPA, 1996a). Además el biosólido compostado puede ser utilizado en la bioremediación de suelos contaminados con sustancias tóxicas (Garland, *et al.*, 1995; EPA, 1996a).

3.1.3.1 Incineración de lodos y biosólidos

La incineración de los lodos es utilizada cuando la aplicación de biosólidos compostados no resulta interesante o no existen otras opciones de aplicación o disposición final. Este proceso consiste en la combustión de los lodos, de tal manera de destruir los materiales orgánicos volátiles aprovechando el poder calorífico generado minimizando la utilización de combustible externo. Durante este proceso los biosólidos se reducen a cenizas con aproximadamente un 20 % del volumen original, destruyendo virtualmente todos los sólidos volátiles y los patógenos y degradando los compuestos químicos más tóxicos, aunque existe la posibilidad de formar dioxinas y productos de combustión incompleta. Los metales no son degradados y se concentran en las cenizas y en material particulado contenido en el gas generado por el proceso. Los efectos de contaminación del aire pueden ser controlados a través de lavadores de gases de alta presión, precipitadores electrostáticos o filtros especialmente fabricados. Los tipos de incineradores más utilizados comúnmente son los de múltiples etapas y con lecho fluidizado. Estos últimos son conocidos porque presentan pocos problemas de emisiones en comparación a los de múltiples etapas.

El tipo de biosólido incinerado afecta la eficiencia del proceso. Por ejemplo los biosólidos provenientes de tratamiento primario de aguas residuales contienen, una alta concentración de sólidos volátiles (mayor contenido calórico) que los lodos secundarios que además contienen mayor humedad.

3.1.4 Procesos de tratamiento aplicables a los lodos.

Durante la depuración de un caudal de agua residual, se generan diversos residuos entre los cuales se encuentran los lodos. Tal como se presentó anteriormente, los tipos de lodos y su composición dependen directamente de los procesos involucrados en el sistema de tratamiento de las aguas residuales.

En general el manejo de los lodos es complejo debido a diversas razones, entre ellas su alto contenido de humedad. Además, los lodos primarios y secundarios, al estar constituidos



mayormente de materia orgánica, se descomponen fácilmente generando malos olores si es que no son sometidos a algún tratamiento.

3.1.4.1 Procesos

Los lodos son sometidos a tratamiento por diversas razones, entre ellas la necesidad de controlar la generación de olores y la proliferación de insectos, de reducir su volumen para optimizar el transporte y el espacio disponible para su disposición, mejorar las características mecánicas o mejorar sus características fisicoquímicas para su aprovechamiento posterior.

Los tipos de procesos en el tratamiento de lodos pueden agruparse en cuatro categorías, las cuales se detallan en la tabla 3.3

1. **Procesos físicos:** destinados a la separación, reducción de volumen y peso de los lodos.
2. **Procesos químicos:** adición de químicos para modificar las características de los lodos.
3. **Procesos biológicos:** aplicación de la biomasa para la estabilización de lodos.
4. **Procesos térmicos:** destinados a la destrucción y detoxificación de lodos.

Tabla 3.3 Operaciones de tratamiento de lodos (Van Nostrand Reynold, 1990)

PROCESOS				
Físicos		Químicos	Biológicos	Térmicos
Espesamiento	Desaguado			
Decantación Flotación Centrifugación	Filtración Centrifugación Secado Evaporación Prensado	Acondicionamiento Neutralización Extracción Óxido-reducción Estabilización Solidificación	Digestión anaerobia Digestión aerobia Compostaje	Incineración Vitrificación Congelamiento Cristalización Oxidación por aire húmedo Ceramización

3.2 Marco Normativo

Los lodos de desecho producidos durante las diferentes etapas de tratamiento del agua residual, están constituidas por un concentrado de diversos contaminantes provenientes del agua tratada. Debido a su alto contenido de materia orgánica presenta un potencial de putrefacción elevado y una importante presencia de microorganismos patógenos y parásitos, así como también la atracción de vectores, por lo cual necesitan ser tratados para su disposición final



En el apartado 503 *Environmental Protection Agency* (EPA, 1996a), se clasifica a los biosólidos en clase A y B de acuerdo al nivel de contenido de patógenos. Las características de los biosólidos clase A debe tener un contenido de coliformes fecales inferior a 1000 NMP por gramo de sólidos totales en peso seco, menos de 3 NMP por cuatro gramos de sólidos totales en peso seco para el caso de de *Salmonella sp.* y menos de un huevo de helminto viable por cada cuatro gramos de sólidos totales en peso seco. Los biosólidos clase B deben tener un nivel de contenido de coniformes fecales inferior a 2×10^6 NMP por gramo de sólidos totales en peso seco.

En el documento que se hizo referencia de la EPA, los procesos aceptados para la producción de biosólidos clase A son; composteo, secado con calor, tratamiento con calor, digestión aerobia termofílica, irradiación con rayos beta o gamma y pasteurización. Para la producción de biosólidos clase B los procesos aceptados son; digestión aerobia, secado con aire, digestión anaerobia, composteo sin un estricto control de temperatura y la estabilización con cal.

Las autoridades mexicanas tomando como referencia la norma para los biosólidos de la *Environmental Protection Agency* (EPA, 1996a), crearon la NOM-004-SEMARNAT-2002 que regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho provenientes de las plantas tratadoras de agua residual en nuestro país, estableciendo las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, los cuales se muestran en las siguientes tablas.

Tabla 3.4 Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Clase	Patógenos		Parásitos
	Coliformes fecales NMP/ g ST	<i>Salmonella sp</i> NMP/ g ST	HH/ g ST
A	< 1000	<3	<1 ^(a)
B	< 1000	<3	<10
C	<2X10 ⁶	<300	<35

(a) Huevos del Helminto viables

Tabla 3.5 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Contaminante	Tipo excelente (mg/kg en base seca)	Tipo bueno (mg/kg en base seca)
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

**Tabla 3.6** Aprovechamiento de biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	<ul style="list-style-type: none">• Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación• Los establecidos para la clase B y C
Excelente o bueno	B	<ul style="list-style-type: none">• Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación• Los establecidos para la clase C
Excelente o bueno	C	<ul style="list-style-type: none">• Usos forestales• Mejoramiento de suelos• Usos agrícolas

3.3 Digestión anaerobia

La aplicación de procesos biológicos en el tratamiento de desechos orgánicos remota al siglo pasado, cuando sistemas rústicos como la fosa séptica comenzaron a ser utilizados para el control de la contaminación y de los riesgos sanitarios asociados. Posteriormente, nuevos procesos fueron desarrollados sobre bases puramente empíricas, como el sistema de lodos activados. Sin embargo, es hasta el siglo pasado que las bases teóricas comenzaron a ser planteadas, al utilizarse los resultados de investigaciones sobre crecimiento bacteriano y fermentaciones. Hoy en día, el avance en el conocimiento de los fundamentos y aplicación de los procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos orgánicos es considerable. A ello ha contribuido el auge de la biotecnología en general y la necesidad de ejercer cada vez un control más estricto sobre efluentes contaminantes, ya sean municipales o industriales.

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques y reactores. De esta forma pueden obtener energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales. Como esto, los compuestos contaminantes son transformados en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua.

La principal división entre los diversos procesos biológicos existentes para el tratamiento de aguas residuales se hace en relación a la forma en que los microorganismos utilizan el oxígeno. Es así que se tienen los procesos aerobios (requieren de oxígeno) y los anaerobios (no requieren oxígeno). Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología, como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control.

Digestión anaerobia: Término que se refiere rigurosamente a fermentaciones bacterianas anaerobias en las que biopolímeros orgánicos complejos y otros productos orgánicos de desecho se descomponen produciendo una mezcla de metano y de bióxido de carbono conocido como biogás, (Combs, 1992).

Este proceso se utiliza en el tratamiento de lodos residuales, así como residuos de granjas, efluentes industriales o cultivos cuyo propósito es la obtención de energía. La digestión anaerobia

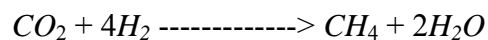


también conlleva la formación de gas de composición similar durante la descomposición biológica de los productos orgánicos en sitios de disposición final.

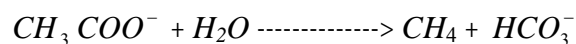
3.3.1 Aspectos bioquímicos

La degradación de sustrato en un proceso anaerobio se consigue transformándola en biomasa y compuestos inorgánicos en su mayoría gaseosos o volátiles: CH_4 , CO_2 , N_2 , H_2S y NH_3 . El proceso sigue una secuencia como la mostrada en la figura 3.4, en donde se indica como los biopolímeros 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 azúcares, ácidos grasos y aminoácidos. Los organismos fermentadores utilizan de sustrato a los azúcares y aminoácidos, mientras que los ácidos grasos son asimilados por los oxidadores anaerobios. Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato. Estos últimos son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocidas como OHPA (Bacterias Acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, por sus siglas en inglés) las cuales deben existir en relación simbiótica con las metanogénicas que utilizan hidrógeno. Estos dos compuestos son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, que se dividen en dos grupos tróficos:

- Bacterias metanogénicas hidrogenofilicas, que utilizan el hidrógeno producido para reducir el CO_2 en CH_4



- Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que se transforman el acetato en CH_4 . Esta información contribuye con el 70% de la producción de metano en los digestores



Son seis procesos de conversión identificados en la digestión anaerobia como se ve en la figura 3.4

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
2. Fermentación de aminoácidos y azúcares
3. Oxidación β anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes
4. Oxidación anaerobia de productos intermedios, como ácidos volátiles (excepto acetato)
5. Conversión de acetato a metano
6. Conversión de hidrógeno a metano

Un detalle dentro del proceso que merece atención es la dependencia de las OHPA y las metanogénicas hidrogenofilicas. Las primeras se pueden inhibir ante la existencia de presiones parciales elevadas de H_2 , por lo que las últimas se encargan de consumir el hidrógeno, manteniendo las concentraciones de dicho gas a niveles adecuados y así propiciar las condiciones necesarias para la producción de acetato e hidrógeno (Noyola, 1998b).

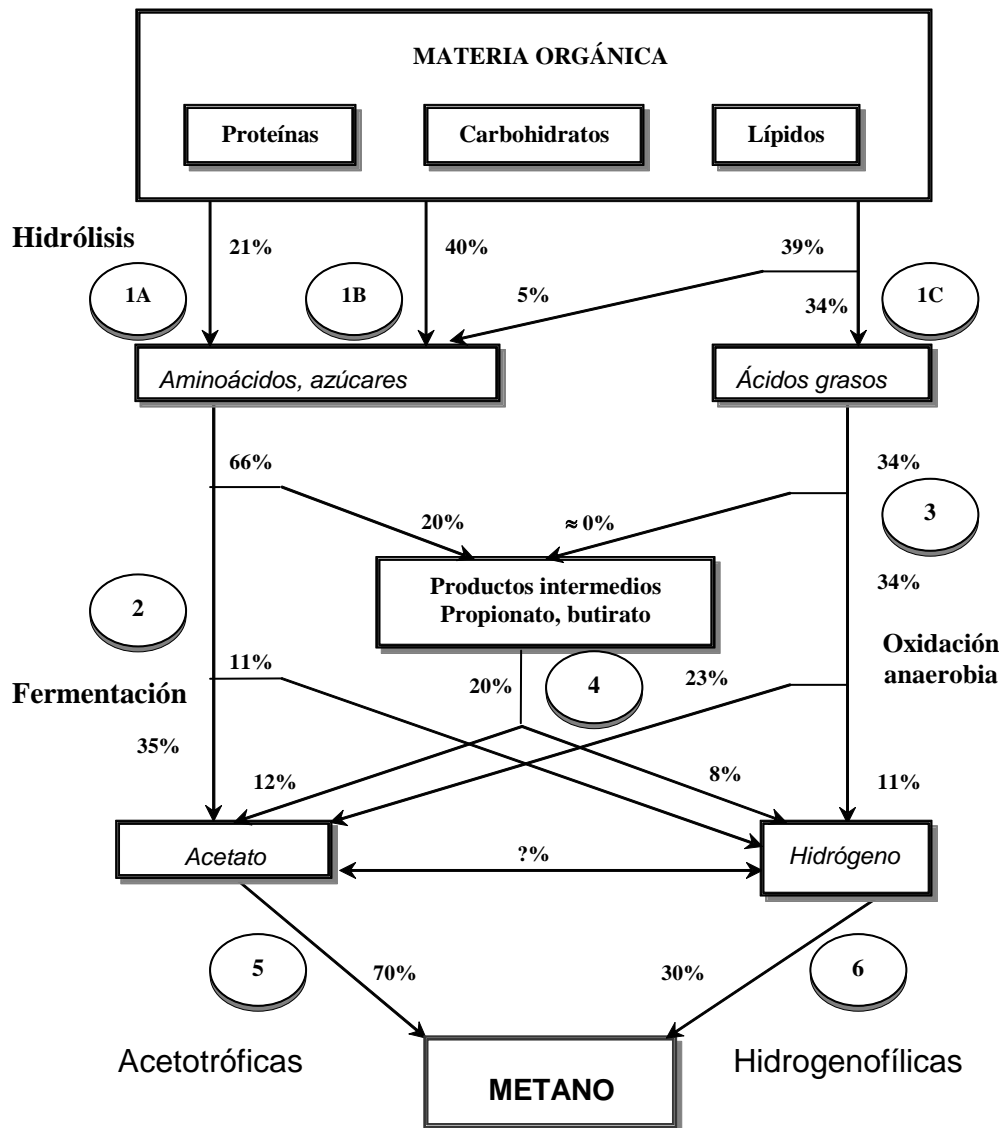


Figura 3.4 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder, 1983)

3.3.2 Población microbiana en digestores anaerobios

La digestión efectiva de la materia orgánica a metano requiere del metabolismo combinado y coordinado de diferentes tipos de bacterias anaerobias. Al menos cuatro grupos tróficos han sido aislados en digestores anaerobios, pudiendo ser diferenciados en base en los extractos fermentados y a los productos formados (Curds *et al.*, 1995). Estos cuatro grupos se presentan a continuación: (McInerney, 1980).



3.3.2.1 Bacterias hidrolíticas

Este tipo de bacterias conforman una mezcla muy compleja de muchas especies bacterianas, la mayoría de las cuales son anaerobias obligadas (Cohen, 1982). No obstante pueden resultar también numerosas algunas bacterias anaerobias facultativas tales como los estreptococos y otros gérmenes entéricos.

Este tipo de microorganismos fermentan una gran variedad de moléculas orgánicas complejas como polisacáridos, lípidos y proteínas, convirtiéndolos en una amplia gama de productos finales tales como ácido acético, mezcla de H_2 y CO_2 , compuestos monocarbonados, ácidos orgánicos de más de dos átomos de carbono y compuestos como propanol, butanol, etc. El pH óptimo para la hidrólisis varía de acuerdo con el sustrato. Para carbohidratos fácilmente degradables, la hidrólisis procede con una velocidad máxima a pH entre 5.5-6.5 (Hungate, 1969; Zoetemeyer, 1982).

3.3.2.2 Bacterias acidogénas

Intervienen en los procesos de fermentación de aminoácidos y azúcares y en la oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga (Henze *et al.*, 1983). La mayoría de las bacterias que conforman este grupo trófico son anaerobias no obstante una pequeña fracción de ese nivel es capaz de utilizar O_2 como las bacterias del ácido láctico (Souves, 1994). Los productos metabólicos en esta etapa varían en dependencia de las condiciones aplicadas, del tiempo de residencia celular del tipo de sustrato y la rapidez de eliminación de hidrogeno del medio.

3.3.2.3 Bacterias acetógenicas

Los productos metabólicos de las bacterias acidogénicas son convertidos en sustratos para las metanógenas por la actividad de las bacterias acetógenas constituyentes del tercer nivel o grupo trófico en la secuencia poblacional que ocurre en la digestión anaerobia siendo el resultado metabólico de este grupo, la formación de acetato, H_2 y CO_2 . Estas bacterias participan tanto en las reacciones de oxidación anaerobia de productos como en la conversión no metanógena de ácido acético, metanol e hidrógeno. En esta etapa, el hidrógeno juega un papel muy preponderante como ya fue mencionado.

3.3.2.4 Bacterias (archeas) metanógenas

Constituyen un grupo especial de bacterias, de diferentes formas celulares que obtienen energía para el crecimiento y para la formación de metano a través de mecanismos aún parcialmente desconocidos (Rinsema *et al.*, 1988). Morfológicamente constituyen un grupo diverso siendo todas estrictamente anaerobias que tienen la capacidad metabólica común de producir metano.

De acuerdo a los sustratos que pueden degradar, se dividen en hidrogenótrofos, capaces de producir metano a partir de H_2 y CO_2 ; acetoclastos, que producen CH_4 y CO_2 a partir de acetato; y metilótrofos que metabolizan compuestos como metilaminas y metilsulfuros disputando los



grupos metilo de sus sustratos a los que reducen con oxidación de hidrógeno molecular (Large, 1982). El mayor número de especies de bacterias metanógenas pertenecen al primer grupo. Muchas de ellas a su vez pueden también utilizar formiato, y algunas pocas isopropanol e isobutirato. Las bacterias acetoclastas dismutan acetato, oxidando el carboxilo a CO_2 y reduciendo el metilo a metano.

En cuanto a la temperatura de supervivencia y crecimiento, se han descrito tres rangos principales: psicrófilico menor a $20\text{ }^\circ\text{C}$, mesófilico de 20 a $40\text{ }^\circ\text{C}$ y termófilico de 50 a $60\text{ }^\circ\text{C}$. De igual forma el rango adecuado de pH inicial para el crecimiento y producción de metano está entre 6.8 y 7.2 , aunque pueden encontrarse alguna variación entre las especies.

El crecimiento bacteriano anaerobio ocurre en medios que contengan amonio y sulfuros o cisteína, como fuentes de nitrógeno y azufre, respectivamente. El crecimiento puede estar estimulado por ciertos compuestos orgánicos que actúan como factores de crecimiento tales como las vitaminas de complejo B, la cisteína e inclusive los acetatos. Algunos metales micronutrientes son indispensables en la metanogénesis para la síntesis de coenzimas, como hierro, cobalto, níquel y molibdeno.

3.3.3 Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso de Digestión Anaerobia

Los parámetros ambientales causan fallas dentro de los sistemas anaerobios, pero como existe una relación con los parámetros controlables, estas alteraciones pueden ser medidas y controladas para mejorar el funcionamiento del proceso, reflejándose en la remoción de materia orgánica y producción de biogás. Los factores que se mencionan a continuación son importantes para evitar cualquier falla dentro del proceso y tener conocimiento para tomar medidas correctivas necesarias cuando así se requiera.

- **pH:** El problema más frecuente es el desbalance en el consorcio microbiano que provoca una disminución del pH al liberarse ácidos grasos orgánicos como resultado de la hidrólisis, fermentación y acetogénesis en las primeras etapas. 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 y 7.2 . Fuera de este último, la digestión puede continuar aunque en forma ineficiente hasta un pH de 6.2 , en donde las bacterias metanogénicas son afectadas severamente (Noyola, 1998b). A niveles de pH alcalinos, se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclasticas (Malina y Pohland, 1992).
- **Alcalinidad:** La alcalinidad es la capacidad de un sistema para mantener un pH determinado; es una medida de la capacidad amortiguadora (buffer) del sistema. En cuanto mayor sea la alcalinidad, se podrá mantener un pH más fácilmente a pesar de un aumento en la generación de H^+ . En los sistemas donde se realiza digestión anaerobia, el sistema buffer se debe a la presencia de carbonato, en particular la capacidad tampón de la especie HCO_3^- .

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 digestor una óptima capacidad 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 debe mantener en el nivel más bajo posible. Un criterio para verificar si la carga orgánica suministrada al digestor es adecuada para el proceso anaerobio, es la relación α entre la alcalinidad debida a los bicarbonatos y la alcalinidad total; ésta se determina 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 lectura, es la cantidad de ácido utilizado hasta el valor de pH de 4.3 (Jenkins, 1983).

- **Temperatura:** En los ambientes anaerobios, la temperatura define las especies predominantes. Las especies psicrófilas (6-20°C), mesófilas (20-40 °C), termófilas (50-65 °C) tienen intervalos de temperatura óptima de crecimiento y actividad definida. La temperatura óptima de crecimiento de las bacterias metanogénas mesofílicas es de 37 °C.

La temperatura afecta a las constantes de equilibrio químico, produciendo desplazamientos en los valores de varios parámetros, como alcalinidad, pH, precipitaciones o redisoluciones de compuestos inorgánico, cambios en la composición del gas por efecto de la diferente solubilidad, etc.

- **Ácidos grasos volátiles:** La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV'S) producto de la fermentación, tiene una gran importancia en el proceso de digestión anaerobia. Estos compuestos pueden llegar a acidificar el reactor provocando el fallo del proceso. En condiciones normales de operación la concentración de AGV'S en el efluente debe ser muy baja o inapreciable, inferior a 100 mg/l. Por el contrario, si existe una mayor concentración puede provocar inhibición a las bacterias formadoras de metano. La relación de AGV/alcalinidad, también es indicadora de estabilidad; una relación superior a 0.4 es indicadora de fallo inmediato (WPCF, 1987).

3.4 Tipos de digestores anaerobios

Las tecnologías utilizadas para la digestión anaerobia de lodos se agrupan en dos tipos.

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

A continuación en la figura 3.5 se muestran los tipos de digestores anaerobios de lodos.

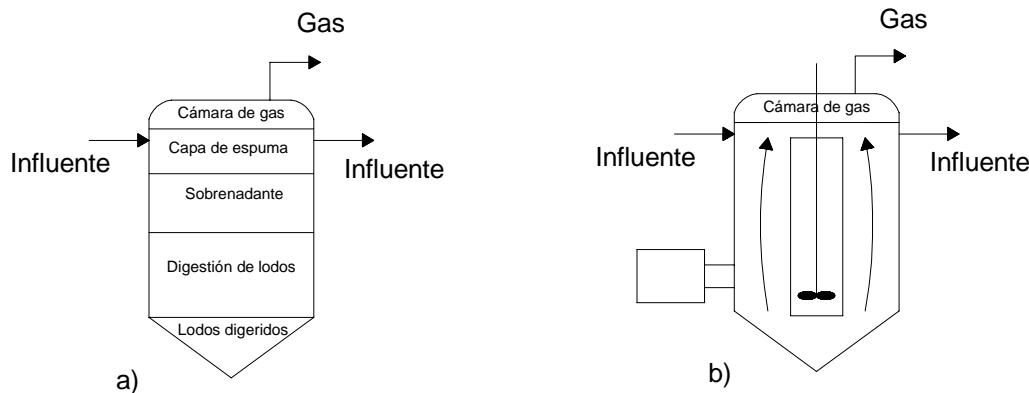


Figura 3.5 Digestores anaerobios, **a)** Tasa baja y **b)** Tasa alta (Metcalf & Eddy, 1991).

En 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 digestores consiste en la introducción del mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el reactor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción.

Por su parte los digestores de alta tasa se caracterizan por un calentamiento y 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 puede trabajar con temperatura en el rango mesofílico o termofílico.

El digestor anaerobio de alta tasa es adecuado para altas concentraciones de material particulado. Su mezclado reduce problemas de taponamientos y de sedimentación, evitando volúmenes muertos dentro del tanque. Tiene un efecto diluyente sobre compuestos tóxicos y amortigua las cargas máximas imprevistas. Homogeniza la temperatura, el pH y el sustrato. Sus desventajas son principalmente que requiere un alto tiempo de retención hidráulica (TRH). El mezclado para este tipo de reactor, se puede realizar con agitador o recirculación de gas comprimido, en forma continua o intermitente.

Un diseño aplicado al tratamiento de aguas residuales industriales y municipales es el reactor anaerobio de lecho de lodos UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), que se muestra en la figura 3.6. Este reactor pertenece a la llamada “segunda generación” de digestores anaerobios aplicados a efluentes líquidos y no a lodos. En este sistema, el influente es introducido de manera ascendente atravesando un lecho de lodos activos (biomasa), con la particularidad de retener dentro del reactor los microorganismos en forma de gránulos o flóculos que da como resultado una cama de lodos en la parte inferior del reactor. El biogás producido, genera una mezcla suave interna que contribuye a un mejor transferencia de sustrato en el lecho de lodos. El gas generado



producto de la digestión anaerobia es captado en una cámara especialmente diseñada y después evacuado para ser quemado o aprovechado.

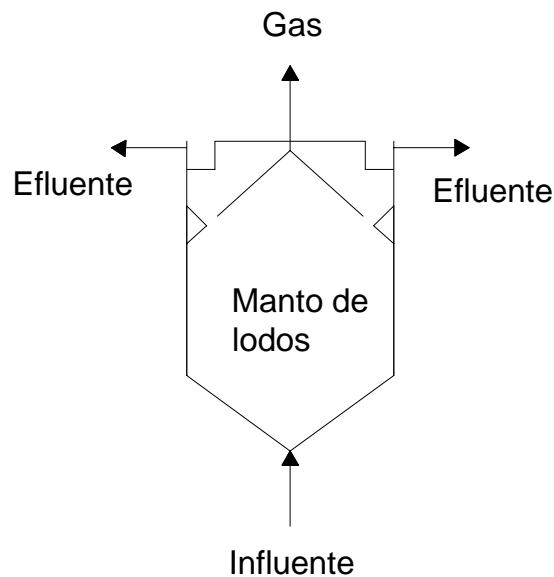


Figura 3.6 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 1991)

3.4.1 Geometrías de reactores anaerobios convencionales de lodos

La geometría de un digester de lodos influye en factores como el mezclado de los lodos, en la generación de zonas muertas y en la acumulación de sedimentos en esquinas del digester. Las geometrías más convencionales para digestores anaerobios de lodos son; la geometría clásica, americana, europea y forma de huevo.

La geometría clásica, como se muestra a continuación en la figura 3.7, consiste en un cilindro (diámetro/altura =1) con pendiente 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 la parte inferior las paredes tienen una pendiente de 1.0 a 1.7. Esta geometría favorece el mezclado y homogenización de los lodos

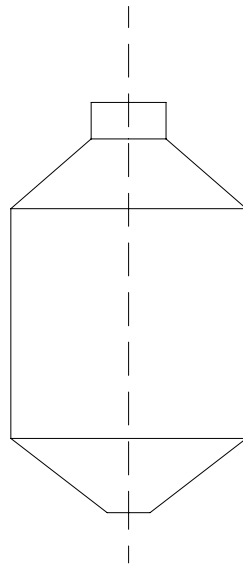


Figura 3.7 Geometría clásica (WEF, 1993)

La geometría americana, como se muestra en la figura 3.8, en la parte superior tiene una cubierta metálica fija o flotante para la captación de biogás y el fondo del digestor tiene una pendiente muy limitada. En este arreglo, la relación altura/diámetro es menor a 1, lo que resulta en inconvenientes con respecto al mezclado de los lodos, lo que provoca la presencia de zonas muertas, la acumulación de sólidos en el fondo y la generación de natas.

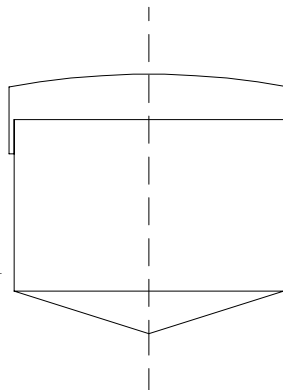


Figura 3.8 Geometría Americana (WEF, 1993)

La geometría europea, mostrada en la figura 3.9, es un cilindro con una relación de altura/diámetro mayor 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, al tener una pendiente baja en el fondo, limita la elección de los equipos de mezcla.

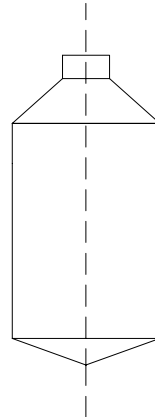


Figura 3.9 Geometría Europea (WEF, 1993)

La geometría en forma de huevo (eggs-shaped reactors), que se muestra en la figura 3.10, con mayor aceptación actualmente 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 la que mejora el mezclado y evita la acumulación de sólidos, lo que abarata y simplifica su operación.

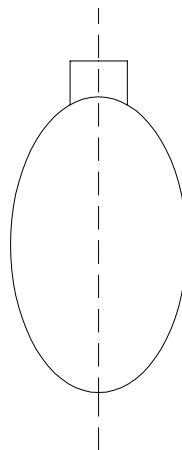


Figura 3.10 Geometría en forma de huevo (WEF, 1993)



3.5 Espumas y natas presentes en digestores anaerobios

Las espumas son uno de los subproductos generados en mayor cantidad en tratamiento de lodos. En general pueden ser definidas como una película de material flotante que se desarrolla en la superficie de los reactores. (Souza *et al.*, 2006). Las espumas pueden estar constituidas por grasas, aceites, detergentes, papel, algodón, plásticos, materia orgánica etc. (Metcalf & Eddy, 2003).

Laubscher *et al.* (2001) en sus experimentos con reactores UASB tratando efluentes de la destilación de caña demostró que la nata estaba constituida por una cama gelatinosa espesa extremadamente pegajosa y de consistencia grasosa, cubierta con una delgada costra que contenía lodo granular, partículas gruesas y finas.

El fenómeno de formación de espumas y natas ocurre cuando las burbujas se elevan y acumulan más rápido en la superficie del líquido que lo que se integran en burbujas mayores y que por su tamaño se rompen. El gas acumulado en las burbujas hace que el volumen de las espumas y natas sea importante y por lo tanto eventualmente problemático (Vardar-Sukan, 1998).

Muchos factores contribuyen en la formación, evolución y estabilidad de las espumas y natas. En cultivos sumergidos, son asociados a las condiciones hidrodinámicas que son afectadas por la introducción de gas, la intensidad y el equipo de agitación, la composición del medio el crecimiento celular, la formación de metabolitos, sustancias tensoactivas, tensión superficial, viscosidad y fuerza iónica.

Su formación resulta de interacciones complejas entre los componentes iniciales del medio, los productos de reacciones bioquímicas y el resto de sustancias tensoactivas que pueden estar presentes, así como las condiciones de funcionamiento del bioreactor. Además, la producción es generalmente autocatalítica. Pequeñas cantidades pueden crear condiciones que pueden promover la lisis de células y esto genera más natas (Vardar-Sukan, 1998).

La presencia de la espuma y nata, y más particularmente de su cantidad, requiere un equilibrio entre los procesos que la crean y las fuerzas que causan su destrucción (Thomas y Winkler, 1977).

3.5.1 Tipos de espumas y natas

Cuando una solución que contiene una sustancia tensoactiva se airea, las burbujas se elevan hacia la superficie y dos regiones distintas pueden ser consideradas; la capa superior donde las burbujas se acumulan, llamada espuma, y la región inferior, donde es mayor la fracción líquida, zona de espumación. Cuando existen flujos de gas altos, sobre todo si las burbujas generadas son pequeñas (menos de 1 mm de diámetro), estas regiones pueden combinarse en una masa espumosa llamada “espuma fluida”. En general, la “espuma líquida o fluida” se encuentra en procesos sumergidos. De acuerdo a las diversas características que presentan, se clasifican en (Vardar-Sukan, 1998).



- Verdadera
- Fluida
- Inestables
- Metaestables
- Persistentes

Verdadera: Es una dispersión predominantemente gaseosa.

Fluida: Dispersión predominante líquida con interrupciones de gas en porciones grandes del líquido.

Inestable: Este tipo de espuma continuamente se forma y se destruye, ya que el líquido entre las burbujas se seca y su tiempo de permanencia depende de la concentración de la solución.

Metaestable: Se caracteriza por el hecho de que el secado de la película líquida entre las burbujas puede detenerse y la espuma puede persistir indefinidamente, si está protegido contra influencias que la perturben, como vibración, corrientes, evaporación, calor radiante, diferencias de temperatura, polvo y otras impurezas (Berovic, 1990; Berovic y Cimerman, 1979). La metaestabilidad se puede conferir a la espuma por la presencia de un soluto que se fije por adsorción en la superficie y requiera trabajo para removerlo (Vadar-Sukan, 1998).

Generalmente, el carácter fisicoquímico de la película adsorbida interfacialmente en la superficie del agente tensoactivo en sistemas gas-líquido depende de (Mancy y Okun, 1960):

1. Los tipos de agentes tensoactivos
2. El número de átomos de carbón en la molécula fijada por adsorción
3. La configuración molecular
4. El modo de adsorción y de la orientación
5. La compresibilidad y la diseminación de la película fijada por adsorción
6. La presencia o ausencia de hidrógeno que vincula la película adsorbida entre si o entre los grupos polares.

Persistentes: Se presentan solamente con los solutos que bajan fuertemente la tensión superficial, es decir, con las sustancias altamente tensoactivas (Komaroga *et al.*, 1984; Lee y Tynan, 1988). Esta adsorción en la interfase del gas-líquido baja la tensión superficial en relación con la del solvente puro (Thomas y Winkler, 1977).

La estabilidad de las espumas persistentes se asocia a la estabilidad de la película y a la formación de las capas superficiales gelatinosas (Hancock, 1984). La elasticidad de la película es la capacidad de películas líquidas de resistir el secado localizado mientras que procede el secado general. Esto es, mientras que un área se deshidrata y la tensión superficial se eleva, la superficie que rodea esa región se mueve hacia el punto enrarecido para igualar las tensiones superficiales.



Alternativamente, las tensiones superficiales se pueden igualar por la migración de moléculas del surfactante de la solución de la superficie adyacente. Si esto ocurre, no hay movimiento para restaurar la porción deshidratada y nada evita la ruptura eventual.

La permanencia de la espuma aumenta también por las altas viscosidades superficiales que resultan de la interacción de fuerzas entre las moléculas adyacentes del surfactante en la superficie líquida. Una alta viscosidad superficial retarda el drenaje de la película. Existe una correlación entre la viscosidad superficial y la estabilidad de la espuma.

3.5.2 Efectos de las espumas y natas causadas en bioreactores

Efectos físicos:

- Heterogeneidad creciente del cultivo.
- Aumento de la transferencia de gas-líquido.
- Reducción en el volumen de trabajo.
- Disminución en la disipación de energía.
- Patrón cambiante de los gases disueltos, debido a la dispersión heterogénea.
- Reducción en la viscosidad aparente.
- Disminución de la masa y tasa de intercambio térmico.
- Datos de proceso inválidos debido a interferencias.
- Tasa de circulación disminuida.
- Supervisión y control incorrectos.
- Obstrucción de conductos y filtros de gas de la entrada y la salida

Efectos biológicos:

- Enriquecimiento de células en el líquido estancado alrededor de las burbujas de aire.
- Las células se depositan en la parte superior del reactor.
- Pérdida de líquido causando disminución de biocatálisis y del producto.
- Lisis microbiana.
- Cambio en el metabolismo microbiano debido a las limitaciones de nutrientes.
- Contaminación por la formación de aerosoles.
- Problemas en la operación.
- Desnaturalización de la proteína en la capa de la espuma.

3.5.3 Destrucción y prevención de espumas y natas en bioprocesos

Siendo las espumas y natas un problema muy extenso en los bioprocesos, los métodos adoptados para combatirlos son tan variables como los procesos que los causan.



Métodos mecánicos.- El rompimiento mecánico de la espuma y natas se basa en gran parte en someter a la película líquida de las burbujas a la tensión de corte. Varios métodos se han desarrollado para lograr un control mecánico de la espuma como son (Zlokamik, 1986):

- Eyectores, inyectores y orificios, donde una presión repentina ocasiona que las burbujas se destruyan.
- Discos giratorios y agitadores, donde la tensión de corte es aumentada rápidamente alternando los campos de presión (Furchner y Mersmann, 1990; Ohkawa *et al.*, 1985). Cuando las piezas móviles de estos dispositivos entran en contacto con la espuma o nata, las fuerzas centrífugas impartidas a las burbujas las destruyen. Una parte de las burbujas se reduce de tamaño y se expulsan a las zonas distantes en la forma de una emulsión fina. Este proceso es acompañado por la separación del gas. Los trituradores centrífugos más eficaces de espumas son los separadores cónicos.
- Centrífugas y ciclones donde la fuerza rotatoria se sobrepone a la fuerza centrífuga (Cabeza de Vaca, 2006). La espuma o nata que entran en el ciclón se lanza a la pared, bajo influencia de las fuerzas centrífugas, mientras que el gas es forzado hacia el centro del ciclón y descargado a través de líneas de salida. La fase líquida condensada se circula nuevamente dentro del recipiente.

Los dispositivos mecánicos generalmente no son totalmente eficaces. Por lo que su acción es incrementada por la utilización de antiespumantes químicos en concentraciones lo más bajas posibles.

Métodos físicos.- Otros métodos físicos para el control de espumas y natas incluyen el uso del ultrasonido, y los tratamientos termales o eléctricos. Estos métodos no se utilizan extensamente porque los microorganismos son sensibles a tales factores físicos (Chisti y Moo-Young, 1986; Viesturs *et al.*, 1982).

La destrucción de la espuma o nata por método de ultrasonido se atribuye a la presión acústica, vibraciones resonantes inducidas en las burbujas, alta presión interna en las burbujas, el vacío causado por energía acústica, y la turbulencia producida por las ondas acústicas (Ghildyal *et al.*, 1988).

Los rompedores eléctricos de espumas o natas se basan en pasar una descarga eléctrica sobre éstas. El mecanismo exacto de la fractura con este método no se sabe, pero se basa probablemente en las fuerzas que actúan diferentemente en el líquido y el gas (Viesturs *et al.*, 1982).

Métodos químicos.- La acción de los agentes químicos para el control de este problema es fundamentalmente diferente a la de los trituradores mecánicos. Los dispositivos mecánicos destruyen la espuma o nata solamente después que se ha formado mientras que los agentes químicos pueden prevenir la formación de la espuma o nata así como destruyen la espuma existente.

Los agentes químicos antiespuma (AFA por sus siglas en inglés) se pueden hacer de aceites, de ácidos grasos, de ésteres, de poliglicoles y de siloxanes, de alcoholes, de sulfitos y de sulfonatos



(Currie, 1953; Prins y Van Riet, 1987). El modo de acción del agente químico depende de la naturaleza del compuesto, el tipo de la espuma o nata, y la naturaleza de la sustancia.

Los agentes químicos pueden desestabilizar las espumas y natas por varios mecanismos:

- Actuando como puentes hidrofóbicos entre dos superficies de la película. Para que este mecanismo funcione la microgota del aceite debe entrar en la película; así, el diámetro de la microgota debe ser más pequeño que el espesor de la película. Por lo tanto, el aceite se debe agregar como emulsión. De acuerdo con este mecanismo, es plausible que las microgotas muy pequeñas producirán solamente una cantidad pequeña de movimiento superficial y que la película seguirá siendo estable. Por lo tanto, hay un tamaño óptimo de la microgota para el derrumbamiento de la película (Van Riet *et al.*, 1984).
- Por desplazamiento de la proteína fijada por adsorción en la superficie de la película y perturbando la acción de estabilización de la proteína. Los surfactantes de bajo peso molecular son más activos que las proteínas; por lo tanto, tienden a desplazar la proteína fijada por adsorción de la superficie. Esto afecta el equilibrio en la película, conduciendo posiblemente al drenaje localizado de la película, el enrarecimiento subsecuente y derrumbamiento.
- Por separación rápida de la superficie de la película, causando que el líquido se drene y se colapse. Este mecanismo funcionará solamente si la tensión superficial de la película es mayor que la suma de las tensiones superficiales de la microgota de la interfase aceite/agua.



4 MÉTODO EXPERIMENTAL

4.1 Descripción del prototipo

El digester anaerobio no convencional del tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) está ubicado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cerro de la Estrella (PTAR-CE), en la delegación Iztapalapa, Ciudad de México. La planta es operada por el Sistema de Aguas de la Ciudad de México del gobierno del Distrito Federal. Considerando que el prototipo se encontraba en operación, se continuó operándolo por un periodo de ocho meses. El digester tipo UASB, mesofílico tiene un volumen de 22.7 m^3 , de los cuales 18 m^3 fueron ocupados para el tratamiento de lodos y el volumen restante para el almacenamiento de biogás. Dentro del diseño establecido se consideró una carga másica de $2.5\text{ kg SSV/m}^3\text{ d}$.

El digester fue construido de ferrocemento, las tuberías del proceso como las del sistema de intercambiador de calor, fueron de acero al carbón Ced 40. A su vez, la tubería fue cubierta con aislante térmico de poliestireno para evitar las pérdidas de calor. A continuación en la figura 4.1 se muestra una vista en planta con las características del digester tipo UASB; y en la figura 4.2 se presenta un corte transversal del mismo.

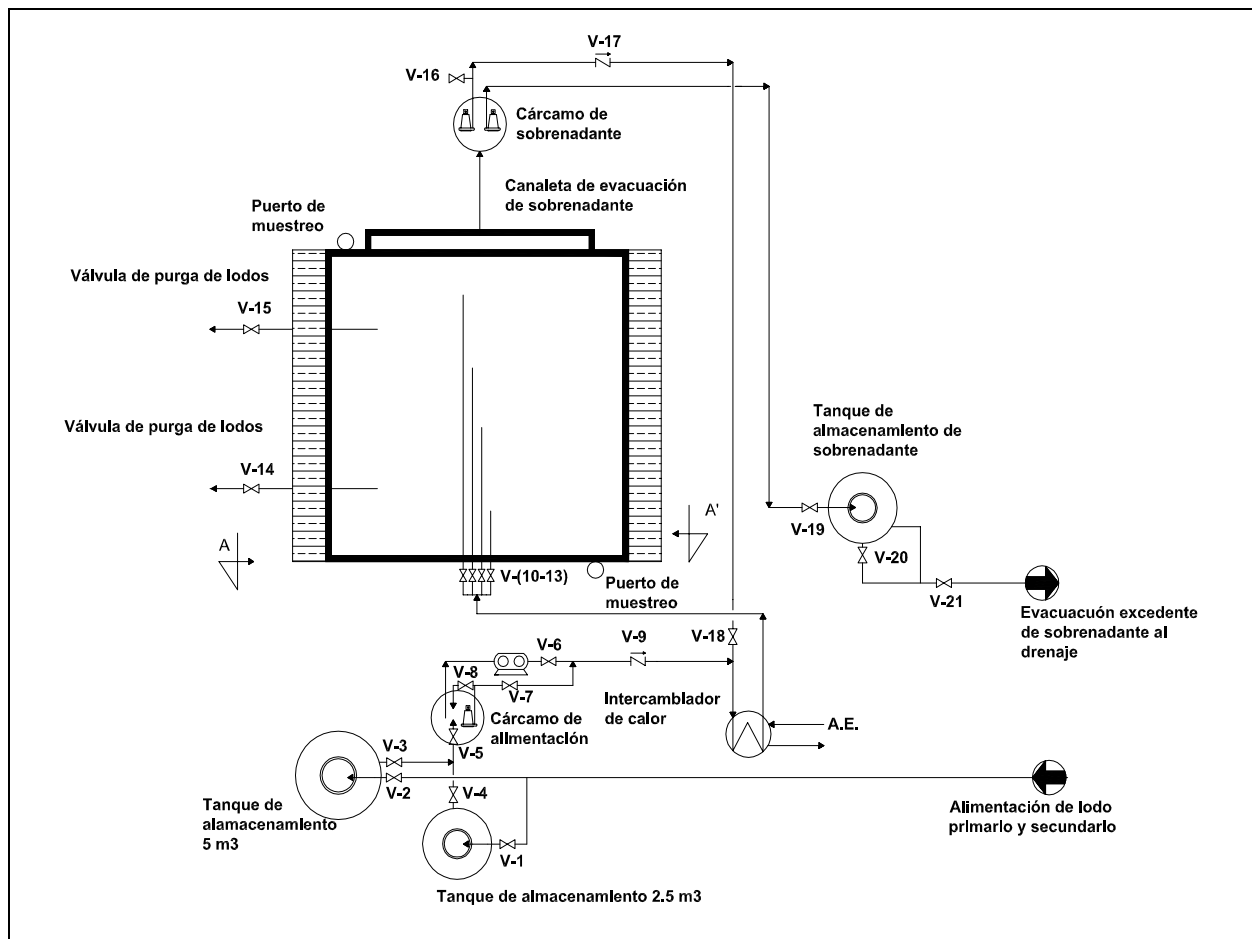


Figura 4.1 Vista en planta del digester tipo UASB

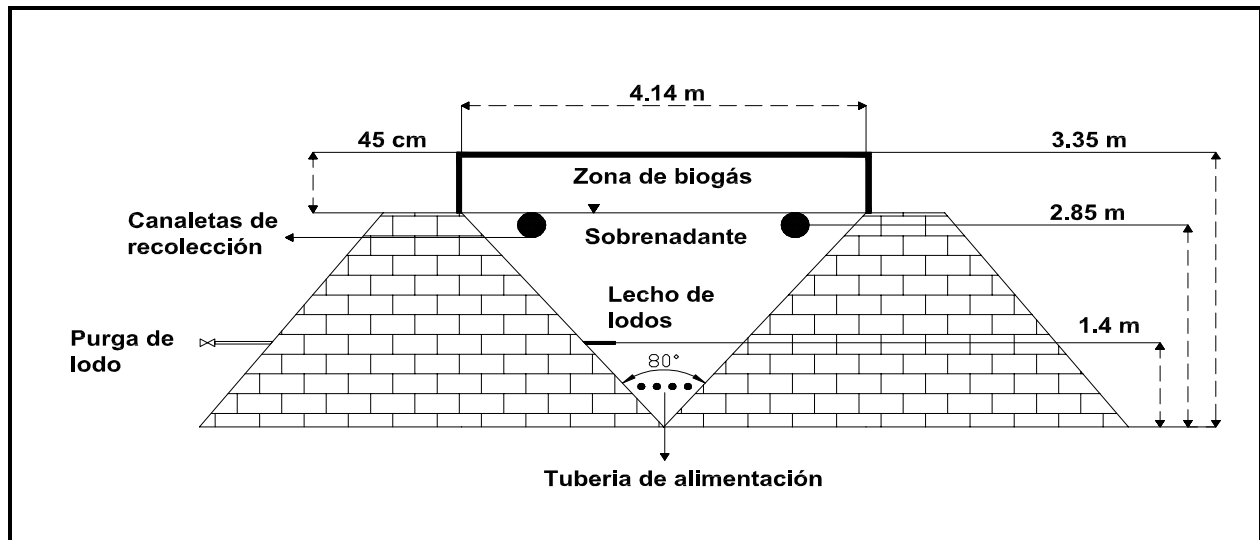


Figura 4.2 Diagrama de un corte transversal del digestor tipo UASB corte (A-A')

En el digestor anaerobio UASB se alimentó con una mezcla de lodos primarios y secundarios. El lodo primario se obtuvo de un registro de purga que recibe los lodos de los sedimentadores primarios de la PTAR-CE: el lodo retenido dentro del registro de purga es bombeado con ayuda de una bomba sumergible de 3 HP trifásica marca F&Q modelo 80WQ2.2-4P (figura 4.3), hasta un tanque de balance de 2.5 m³ de volumen que se encuentra en la zona de pilotos (a aproximadamente 360 m), a un costado del cárcamo de alimentación. Por su parte, el lodo secundario es tomado de la corriente de recirculación del proceso de lodos activados para aprovechar la presión que da la bomba y evitar inconsistencias en el flujo. Esta corriente, se dirige hacia un tanque rotoplas de 5 m³ de volumen en donde se almacena para su posterior mezcla (figura 4.4). Dicha mezcla se realiza en el cárcamo de alimentación y el flujo es controlado mediante una válvula de retención diseñada por el equipo de trabajo para este propósito (figura 4.5).



Figura 4.3 Registro de purga y bomba sumergible



Figura 4.4 Tanques de almacenamiento



Figura 4.5 Válvula de retención



Figura 4.6 Líneas de alimentación

Diariamente se alimentaba un volumen de 8 m^3 de la mezcla de lodo primario y secundario; la proporción fue 2 m^3 de lodo primario y 6 m^3 de lodo secundario, con una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) de lodo primario en promedio de 14.4 g/L , y de lodos secundarios en promedio de 5.5 g/L , respectivamente. La alimentación fue a régimen semi-continuo con 24 ciclos de 15 minutos por cada hora con un volumen introducido de $0.022 \text{ m}^3/\text{min}$. Esto fue controlado mediante la utilización de un timer de 24 ciclos marca LLOYD'S, modelo LR-911.

La carga de 8 m^3 de mezcla de lodos depositados en los tanques de balance es vertida al cárcamo de alimentación, donde son enviados hacia el reactor empleando una bomba peristáltica de 0.5 HP marca masterflex B/T modelo 7584-20. En el circuito de alimentación hacia el reactor, el lodo pasa por un sistema de calentamiento. La línea que alimenta al reactor está ubicada en la parte inferior y antes de entrar al digestor, se encuentra un cabezal donde se desprenden cuatro tuberías paralelas con diferentes distancias para que la alimentación dentro del mismo, sea lo más uniforme (ver figura 4.1).

Durante la alimentación, el sobrenadante es desplazado y captado por dos canaletas ubicadas en el interior del digestor, que a su vez verterán a una canaleta de recolección ubicada en el exterior del digestor. De ahí, el efluente es enviado a un cárcamo de recolección del líquido.

El efluente captado en el cárcamo de recolección se recirculaba con una bomba sumergible de $\frac{3}{4}$ HP marca F&Q modelo 50WQP0.55-4P a través del dispositivo calefactor, directamente a la línea alimentación. Cuando el volumen de sobrenadante rebasaba un nivel establecido en el cárcamo de recolección, se acciona otra bomba sumergible de 1 HP marca F&Q modelo 50WQP0.75-2P ubicada en el mismo cárcamo, que enviaba el excedente fuera del proceso, pasando por un tanque de balance para conocer el volumen evacuado del sistema.

En la unidad de proceso del intercambiador de calor, se empleó un calentador casero de 60 litros, un intercambiador de calor con carcasa de acero al carbón con un serpentín de cobre en el



interior, una bomba centrífuga horizontal de 1/2 HP marca F&Q modelo HT250, para la recirculación del agua caliente y un tanque estacionario de gas LP de 300 litros de capacidad. El servicio auxiliar de agua que requirió el intercambiador de calor, se utilizó de la PTAR-CE, que era almacenada en un tanque ubicado en la zona de pilotos muy cerca del digestor.

Para iniciar con la operación del intercambiador de calor, es necesario llenar con agua el calentador casero, el intercambiador de calor y la tubería que se emplea para el servicio. Se enciende el calentador, una vez que el agua ha alcanzado la temperatura fijada por el calentador se comienza el bombeo hacia el intercambiador, manteniendo encendido el calentador para mantener el agua a una temperatura constante (40 a 55° C aproximadamente). El sentido de alimentación del agua hacia el intercambiador de calor es por la parte superior de la carcasa, para salir en la parte inferior en donde el agua es captada por la bomba centrífuga de recirculación, la cual envía nuevamente el agua al calentador para iniciar un nuevo ciclo de calentamiento. El sobrenadante recirculado al digestor, es introducido al serpentín del intercambiador de calor en contra flujo del agua de calentamiento que circula en la carcasa.



Figura 4.7 Vista del digestor tipo UASB ubicado en PTAR Cerro de la Estrella. Vista de la canaleta de evacuación del sobrenadante.

La purga del reactor se realizó tomando en cuenta los parámetros como altura de cama de lodo y la cantidad de sólidos suspendidos en el efluente. La altura máxima propuesta para la cama de



lodos fue de 2.4 m, para evitar que fuera expulsada por las canaletas del sobrenadante, ya que estas se encuentran a una altura de 2.8 m.

De acuerdo a la geometría del reactor, éste cuenta solo con dos paredes de ángulos rectos, en donde ahí eran tomadas las alturas de la cama de lodos. La medición se realizaba a partir del vértice hasta el borde del mismo se realizó por ambos lados, sacando el promedio de la altura de cama. El monitoreo de las alturas se realizaban dos veces por semana.

Cuando la cantidad de sólidos suspendidos en el efluente del reactor presentaban un aumento considerable, era necesario tomar la medición de las alturas de la cama de lodos, esto para observar la apariencia, concentración del lodo y descartar que este incremento de los sólidos suspendidos fueran originados por algún rompimiento de nata

El nucleador, fue el instrumento utilizado para la medición de la cama de lodos y diseñado por el equipo de trabajo. Es importante mencionar que la observación del lodo extraído por el nucleador era de gran ayuda para observar sus características del lodo depositado en el reactor.

Se realizaron tres purgas, una en el mes de abril y las dos últimas en el mes de septiembre, el volumen propuesto a purgar fue de 2 m³, considerando que el reactor tiene dos líneas de evacuación para purgas, la cantidad se repartía a la mitad.

4.2 Variables de control y respuesta

Las variables a medir sirven para tener un control del funcionamiento del proceso y detectar oportunamente los eventuales disturbios que afectan al sistema, lo que permite aplicar medidas correctivas para evitar problemas que alteren la operación del mismo.

4.2.1 Operación del digestor

Como fue mencionado el digestor ya se encontraba operando y para este trabajo se continuó su alimentación con una carga volumétrica de 2 kgSSV/m³d en promedio. Para la caracterización de la operación se midieron los parámetros sólidos suspendidos, pH, alcalinidad, relación de alcalinidades (α) con las técnicas analíticas mostradas en la Tabla 4.1. Los ácidos grasos volátiles (AGV'S) se cuantificaron mediante un cromatógrafo de gases marca SRI modelo 8610-10 con detector de ionización de flama y una columna capilar utilizando como gas acarreador nitrógeno. En la fase final de la experimentación se realizó la purga de lodo para realizar una prueba de actividad metanogénica, con el objetivo de medir la evolución metabólica de las bacterias del lodo. En esta prueba se mide específicamente la capacidad de conversión del ácido acético por las bacterias metanogénicas acetoclásticas a biogás (CH₄ y CO₂). La composición del biogás producido se determinó con un cromatógrafo de gases FISHER modelo 1200 con un detector de conductividad térmica y una columna Porapak Q con helio como gas acarreador.

Para la determinación de patógenos y parásitos se realizaron pruebas microbiológicas, en el influente, cama de lodos y efluente. Esta prueba fue evaluada a partir de la determinación de la



concentración de coliformes fecales, *Salmonella sp* y de la cuantificación de huevos de helminto, basados en la norma oficial vigente (NOM-004-SEMARNAT-2002).

En lo que se refiere a la cama de lodos del reactor tipo UASB para determinar las características de compactación y sedimentabilidad, se hicieron las pruebas de índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación, con los métodos señalados en la Tabla 4.1.

Los datos referentes al volumen y composición del biogás no fueron determinados debido a que se retiró la cubierta del digestor con el fin de identificar y evaluar el origen de formación de las natas o espumas, propiciando que todo el biogás generado escapara hacia la atmósfera.

Por su parte, para conocer su comportamiento y características, a las natas o espumas, se les realizaron las determinaciones de sólidos totales, grasas y aceites, durante un periodo de seguimiento de 20 días.

4.2.2 Metodología de muestreo

Los lodos alimentados al digestor, fueron muestreados directamente de los tanques de almacenamiento, mediante la ayuda de un nucleador, el efluente (sobrenadante) fue muestreado en el tanque de balance, y la cama de lodos del digestor, se muestreó a partir de la obtención de ductos de muestreo instalados especialmente para este fin. Las natas o espumas formadas en el reactor fueron muestreadas manualmente en diferentes puntos de la superficie.

4.3 Técnicas analíticas

El seguimiento del funcionamiento del digestor se realizó mediante la determinación de métodos estandarizados (APHA, 1995) y no estandarizados. Los parámetros analizados se presentan en la tabla 4.1. En ella se muestran también las técnicas empleadas, la frecuencia de determinación y el punto de muestreo.

**Tabla 4.1** Parámetros para el monitoreo y control del digestor anaerobio.

Parámetros	Técnica	Frecuencia de medición	Punto de muestreo
Sólidos suspendidos totales (SST, mg/L) Sólidos suspendidos volátiles (SSV, mg/L) Sólidos suspendidos fijos (SSF, mg/L)	SM	Diario	I, E, C, N
Sólidos totales totales (STT, mg/L) Sólidos totales volátiles (STV, mg/L) Sólidos totales fijos (STF, mg/L)	SM	Diario	N
pH (unidades de pH)	Potenciómetro	Diario	I, E, C
Temperatura (°C)	Termómetro	Diario	E, C
Relación de alcalinidades α	CBPA-II*	Diario	I, E
Ácidos grasos volátiles (AGV, mg/L)	Cromatografía de gases	Dos veces por semana	E
Coliformes fecales y <i>Salmonella sp</i> (NMP/gST)	SM	Al final	I, C, E
Actividad metanógena específica (CH ₄ -DQO/g SSV*d)	CBPA-II*	Al final	C
Huevos de helminto (HH/g ST)	SEMARNAT - 2002	Al final	I, C, E
Índice volumétrico de lodos (IVL, mL/g SST)	SM-II*	Dos veces por semana	C
Velocidad de sedimentación (Vsed, m/h)	SM-II*	Dos veces por semana	C
Grasas y aceites (%)	SM	Diario	N

I-Influyente, E-Efluente, C-Cama de lodos, N-Nata

*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)



5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El periodo de operación del digestor duró aproximadamente 8 meses, obteniéndose los resultados mostrados en las figuras que a continuación se presentan. Conjuntamente a la operación se inició con la caracterización de natas o espumas formadas en el digestor.

5.1 Influyente

El influente que se alimentó al digestor, como ya se mencionó en el capítulo anterior, estaba constituido por la mezcla de lodo primario y lodo secundario.

5.1.1 Sólidos Suspendidos (lodo primario)

En la figura 5.1 se muestran los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos fijos (SSF) contenidos en el influente de lodo primario en el periodo de operación, manteniendo un valor promedio en la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) de 14.4 g/L, volátiles (SSV) de 8.5 g/L, y fijos (SSF) de 6.0 g/L. En donde podemos observar que el comportamiento en la concentración es muy variable, las causas de estas variaciones se deben a que las purgas de los sedimentadores primarios en la PTAR-CE se realizan de manera muy irregular.

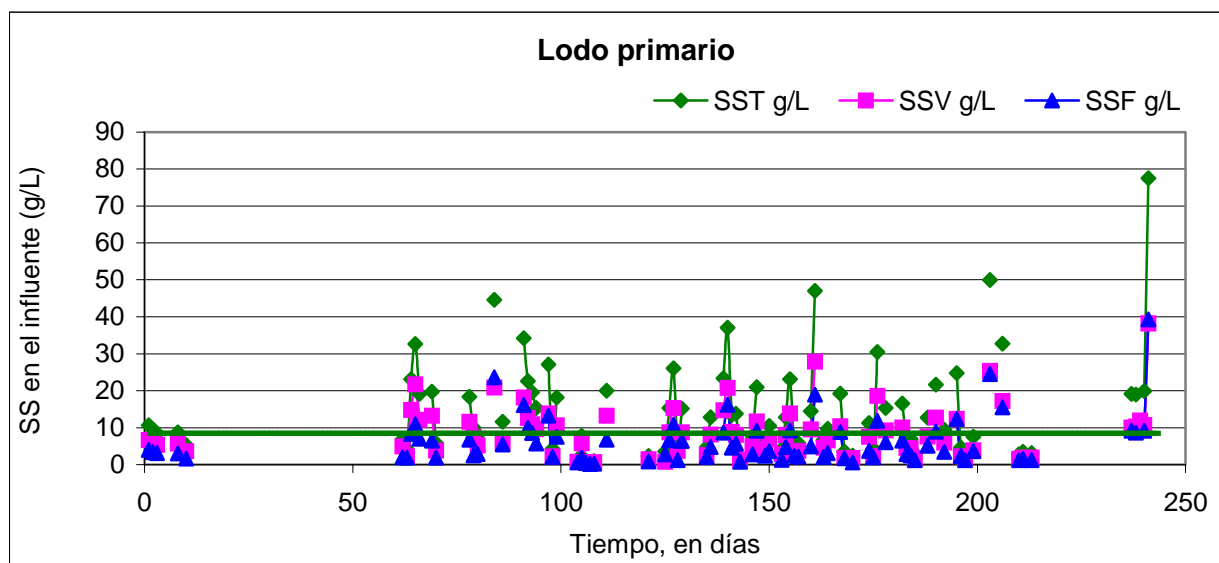


Figura 5.1 Concentración de sólidos suspendidos de lodo primario en el influente del digestor

La fracción volátil de los sólidos suspendidos, de lodo primario se presenta en la Figura 5.2, con un valor promedio de 0.60, presentó también un comportamiento irregular.

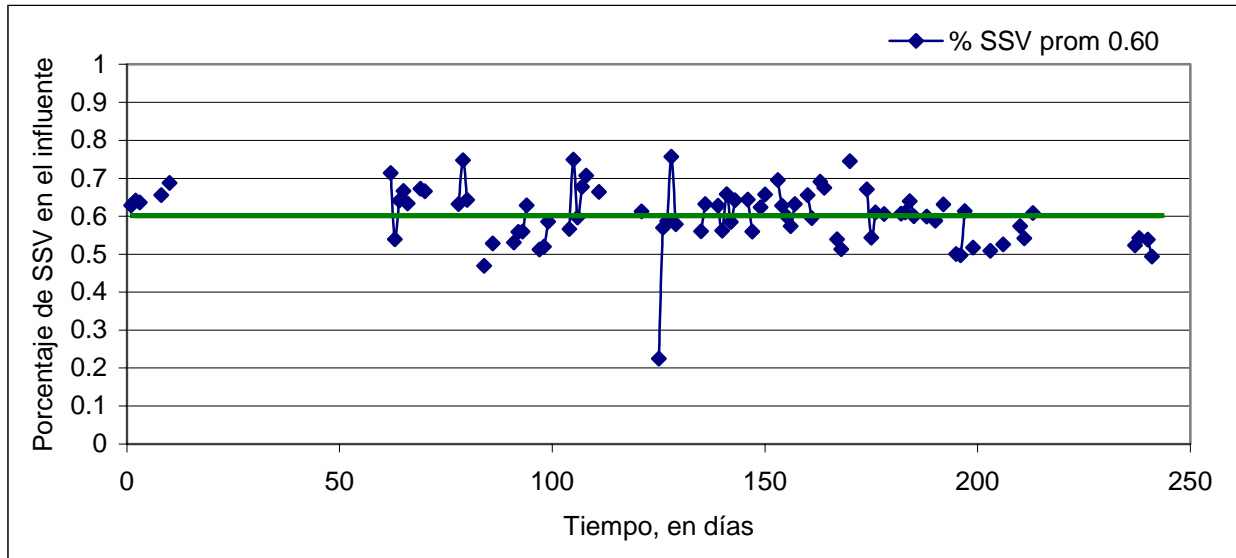


Figura 5.2 Fracción volátil de sólidos suspendidos de lodo primario en el influente alimentado al digestor

5.1.2 pH alcalinidad y relación de alcalinidades (α) (lodo primario)

En las figuras 5.3, 5.4 y 5.5 se presentan los parámetros evaluados para el lodo primario, pudiéndose observar que el pH promedio fue de 6.4, 646 mg/L en promedio para la alcalinidad y una relación alfa promedio de 0.28. Estos valores son atribuidos por las características propias del lodo, considerando a que este tipo de lodo contiene una elevada cantidad de materia orgánica que fácilmente se degrada ocasionando alteraciones en sus propiedades fisicoquímicas.

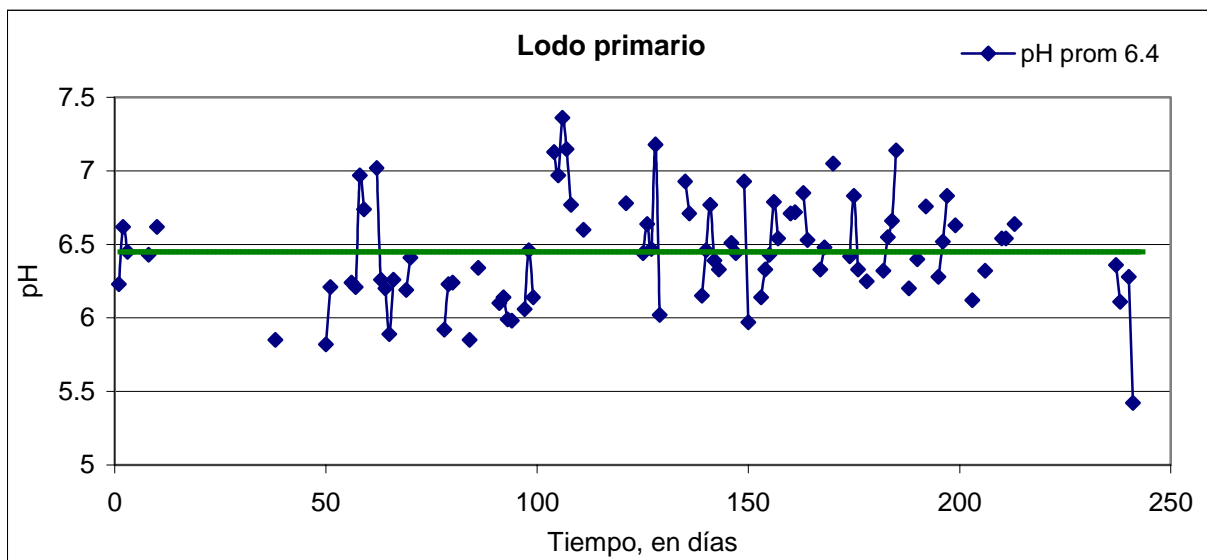


Figura 5.3 Comportamiento del pH en el lodo primario en el influente del digestor

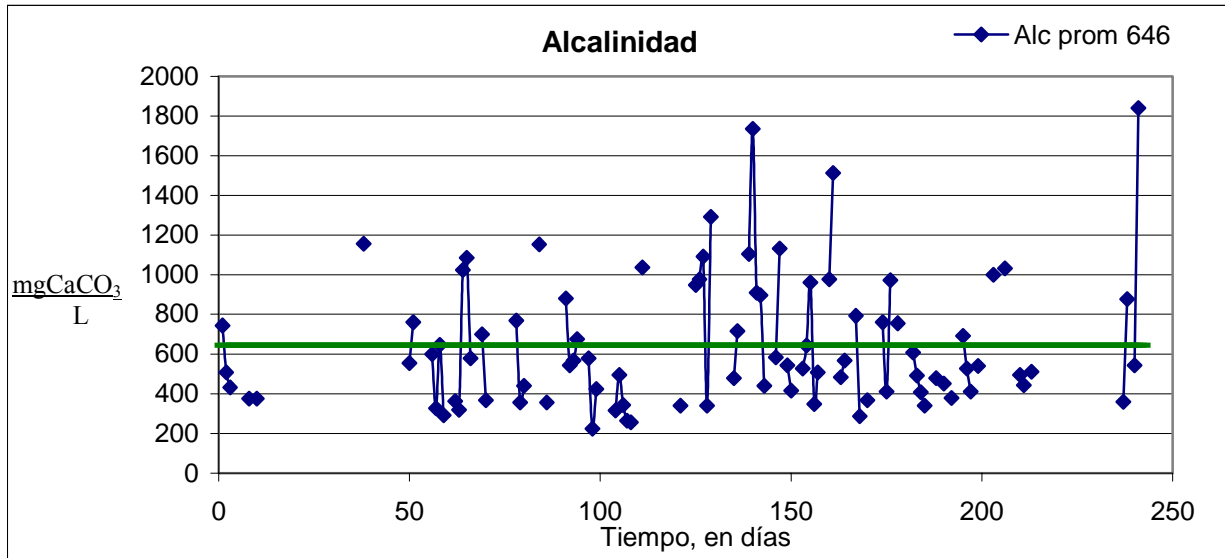


Figura 5.4 Alcalinidad en el lodo primario en el influente del digestor

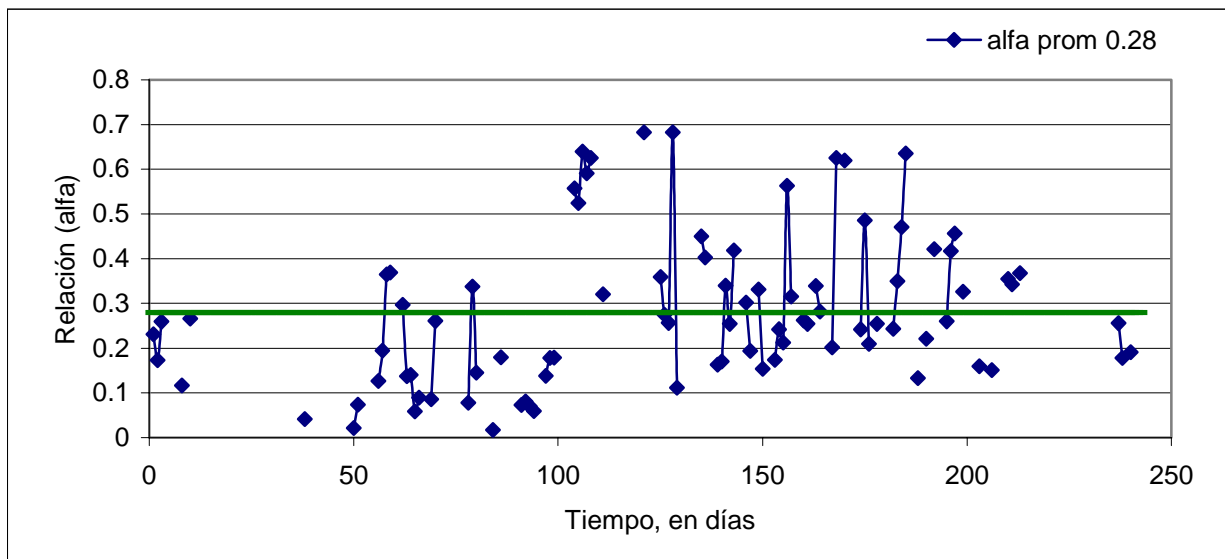


Figura 5.5 Relación de alcalinidades (α) en el lodo primario en el influente del digestor

5.1.3 Sólidos Suspendidos (lodo secundario)

En la figura 5.6 se muestran los SST, SSV y SSF contenidos en el influente de lodo secundario en el periodo de operación, manteniendo un valor promedio en la concentración de sólidos



suspendidos totales (SST) de 5.2 g/L, de volátiles (SSV) 3.8 g/L y de fijos (SSF) 1.4 g/L. Se puede observar que el comportamiento en la concentración en este caso no es tan variable, las causas de estas eventuales variaciones se debe al mantenimiento correctivo y preventivo de las líneas de lodos activados de la PTAR-CE.

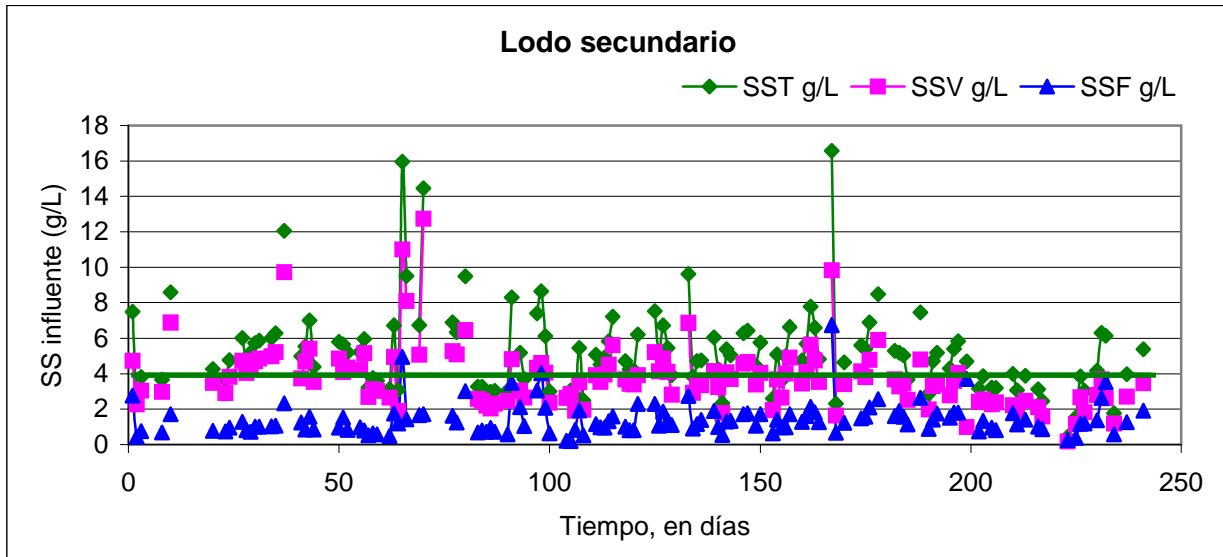


Figura 5.6 Concentración de sólidos suspendidos de lodo secundario en el influente del digestor

Se presenta en la figura 5.7 la fracción volátil de los sólidos suspendidos alimentados de lodo secundario al digestor, cuyo valor promedio es de 0.72. La caída paulatina en el valor indicaría que el lodo activado de la planta de tratamiento evolucionó de un lodo con bajo tiempo de residencia a uno de largo tiempo, del tipo encontrado en sistemas de aeración extendida.

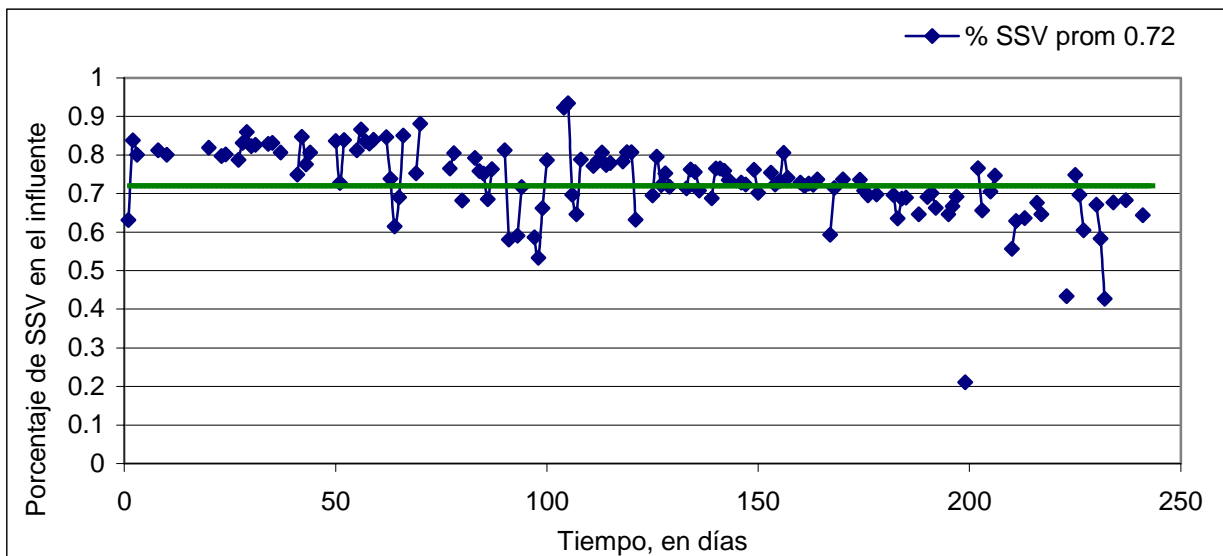


Figura 5.7 Fracción volátil de sólidos suspendidos de lodo secundario en el influente del digestor



5.1.4 pH alcalinidad y relación de alcalinidades (α) (lodo secundario)

Los promedios de pH, alcalinidad y relación de alcalinidades para el lodo secundario se presentan en las figuras 5.8, 5.9 y 5.10, siendo estas en promedio de 6.8, 279 mg/L y 0.56 respectivamente, valores compatibles con las características propias del lodo secundario.

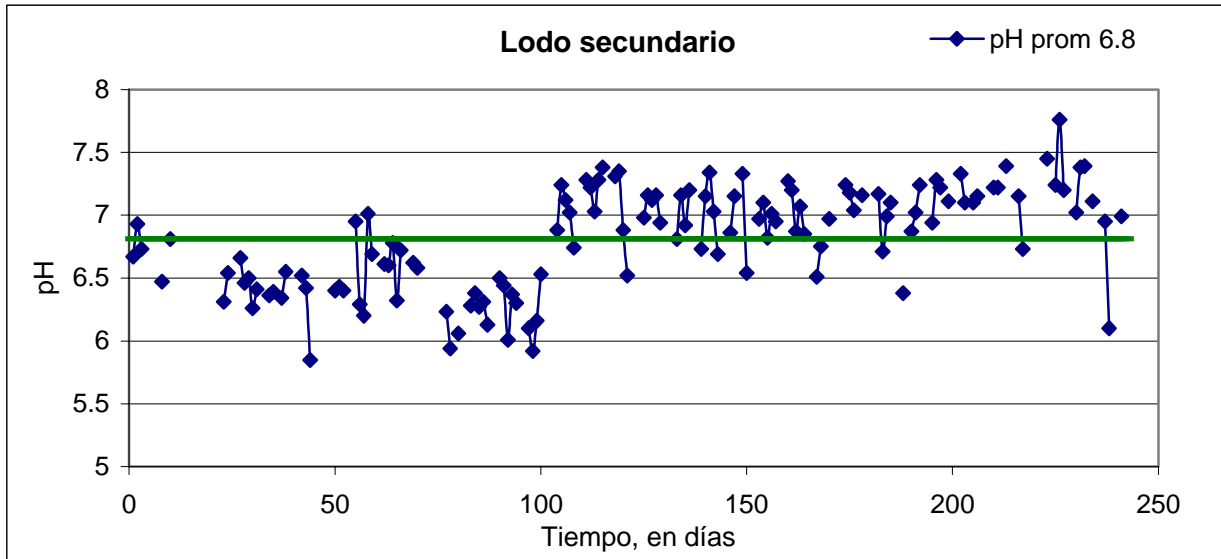


Figura 5.8 Comportamiento del pH en el lodo secundario en el influente del digestor

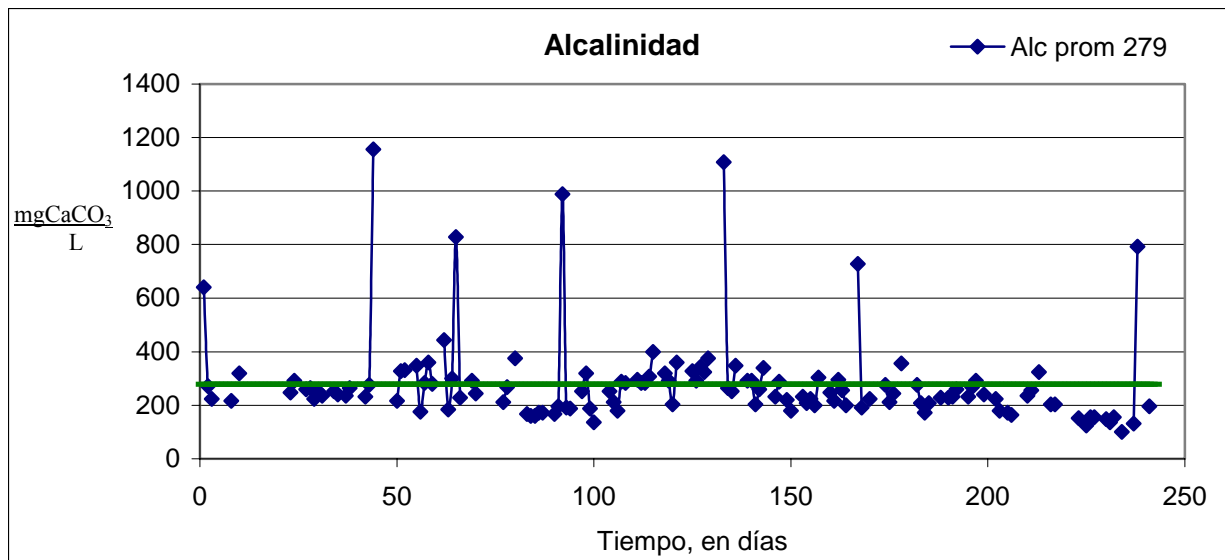


Figura 5.9 Alcalinidad en el lodo secundario en el influente del digestor

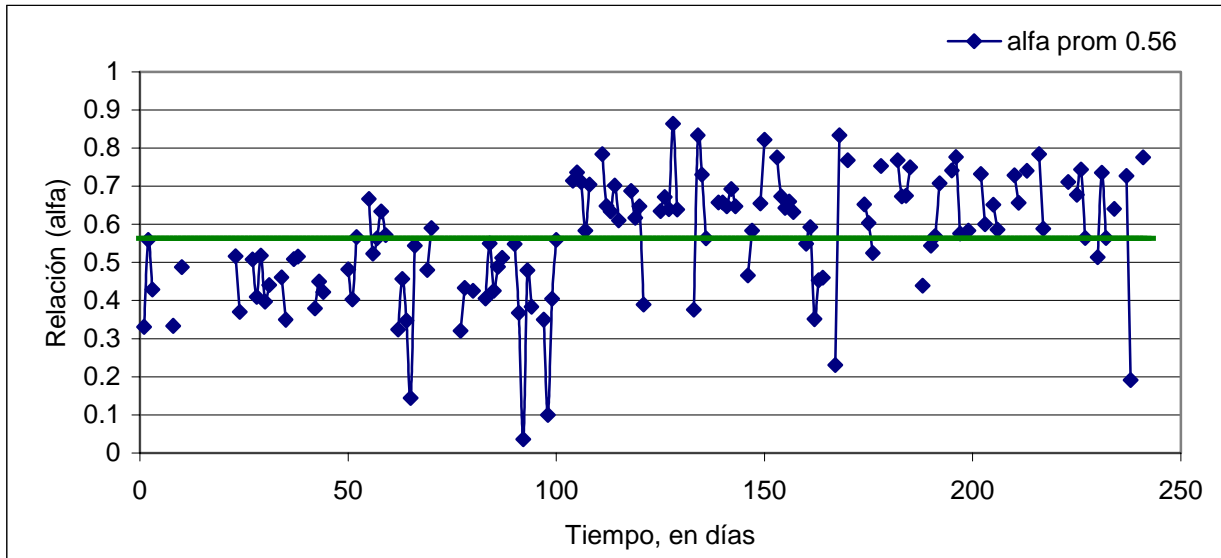


Figura 5.10 Relación de alcalinidad en el lodo secundario en el influente del digestor

5.1.5 Mezcla de lodo en alimentación

Para tener un panorama mas representativo en la alimentación del lodo al reactor y recordando que está fue constituida por un lodo primario y secundario; en la figura 5.11 se observa la concentración de la mezcla de lodo alimentado al reactor obteniendo un promedio en los sólidos suspendidos totales (SST) de 13.6 g/L, en sólidos suspendidos volátiles (SSV) de 8.8 g/L y de fijos (SSF) de 5.1 g/L.

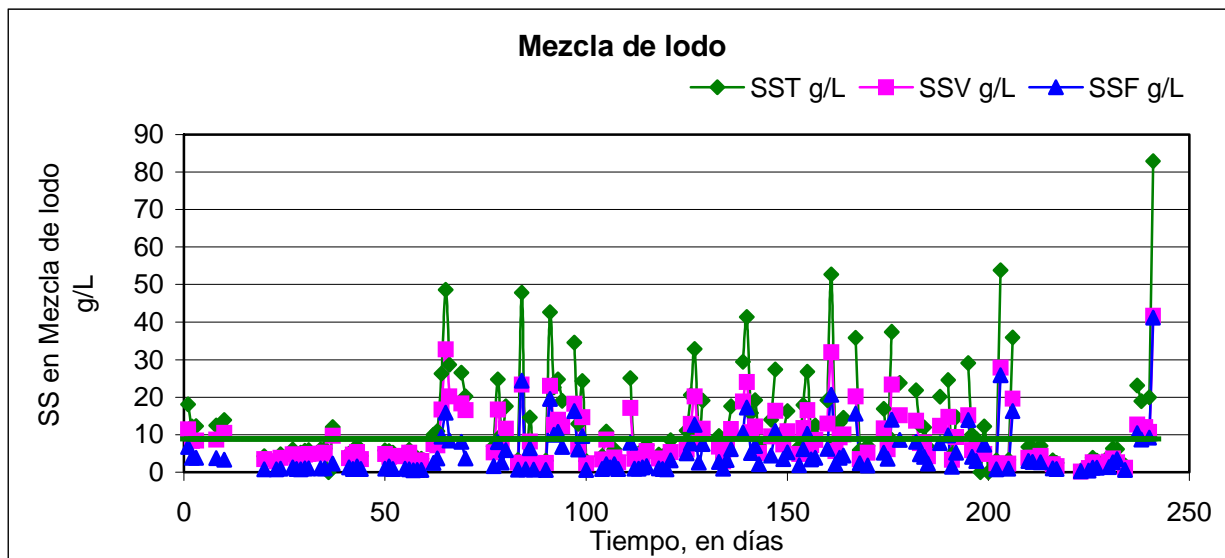


Figura 5.11 Concentración de los sólidos suspendidos en la mezcla de lodo en alimentación al digestor

El promedio de fracción volátil en los sólidos suspendidos de la mezcla de lodo en la alimentación fue de 0.68, como se presenta en la figura 5.12.

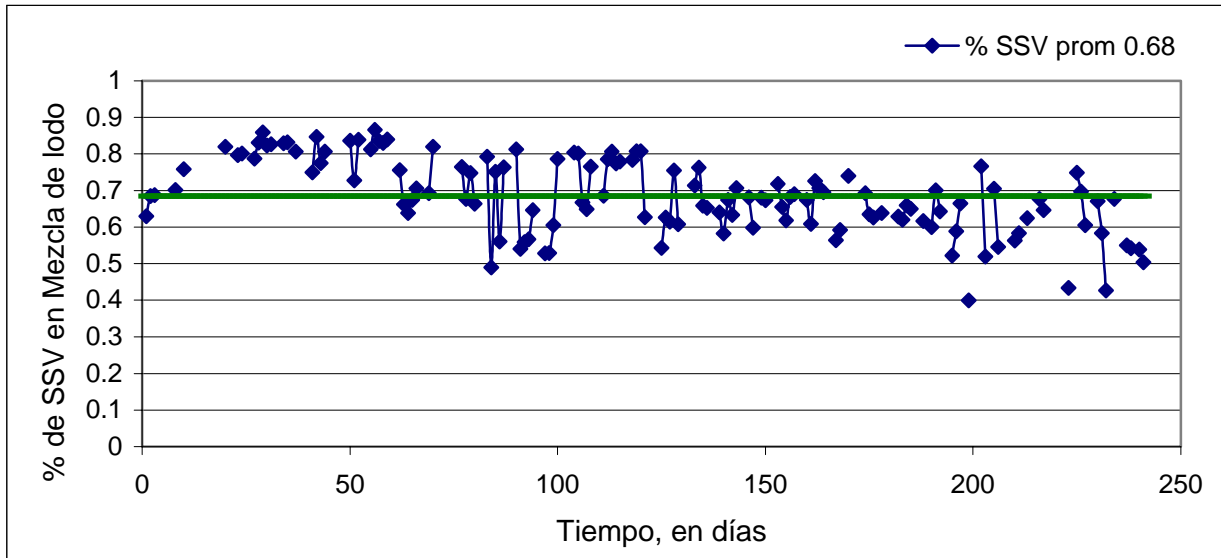


Figura 5.12 Fracción volátil en mezcla de lodo de alimentación al digestor

5.1.6 Carga másica alimentada

La carga másica de diseño de alimentación establecida para esta etapa fue de $2.5 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$, pretendiéndose alcanzar con la mezcla de lodos (2 m^3 de primario y 6 m^3 de secundario). En la figura 5.13 se muestra la evolución de la carga másica, y se aprecia que el promedio alimentado fue de $2.0 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$. No se logró alcanzar la carga establecida en el diseño por las diversas irregularidades en las corrientes que conformaron la alimentación, además de otros problemas, siendo los principales el fallo del equipo de bombeo y reparaciones en los sedimentadores primarios y secundarios de la PTAR-CE. Aún con estas limitaciones se logró alcanzar las condiciones de operación a las cuales operan los digestores convencionales de alta tasa, según bibliografía de $1.6 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$ a $3.2 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$, (Noyola, 1998b).

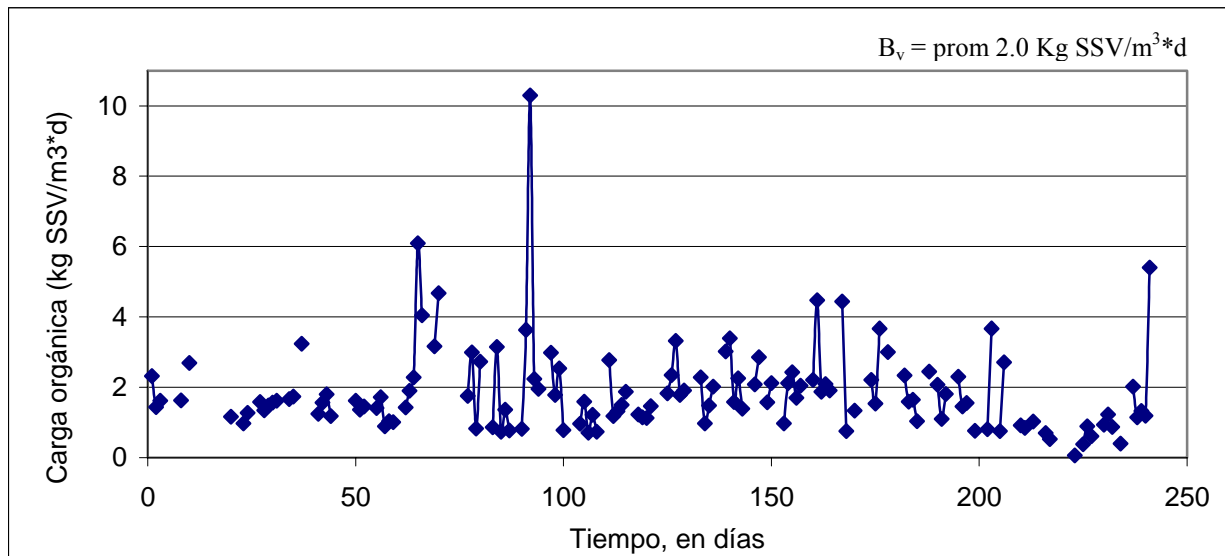


Figura 5.13 Carga másica alimentada al digestor no convencional



5.2 Efluente líquido (sobrenadante)

En lo que se refiere al sobrenadante evacuado del digestor, se le realizaron pruebas para analizar sus características y comportamiento como son; sólidos suspendidos (SS), pH, alcalinidad, relación de alcalinidades (α), y ácidos grasos volátiles (AGV'S).

5.2.1 Sólidos Suspendidos (sobrenadante)

El comportamiento que presentan los sólidos suspendidos, se muestra en la figura 5.14; los valores promedio de sólidos suspendidos totales (SST) fueron de 4.7 g/L, en (SSV) de 3.1 g/L y de fijos (SSF) de 1.6 g/L. El valor elevado que presenta el efluente se le atribuye a la alta flotación de lodo y la formación de natas o espumas observadas en el digestor. El sobrenadante representó en los hechos una corriente de purga continua, la cual debía haber sido realizada directamente en la cama de lodos.

La figura 5.15 muestra la fracción volátil que presentan los sólidos suspendidos evacuados del digestor cuyo valor es de 0.69 en promedio.

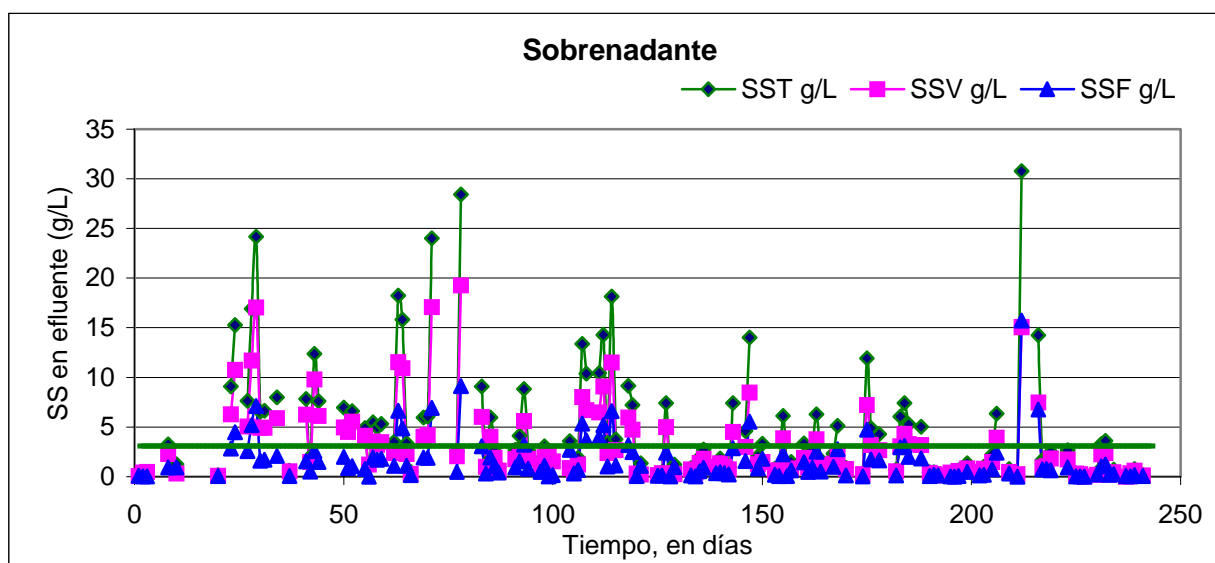


Figura 5.14 Concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante (efluente) del digestor

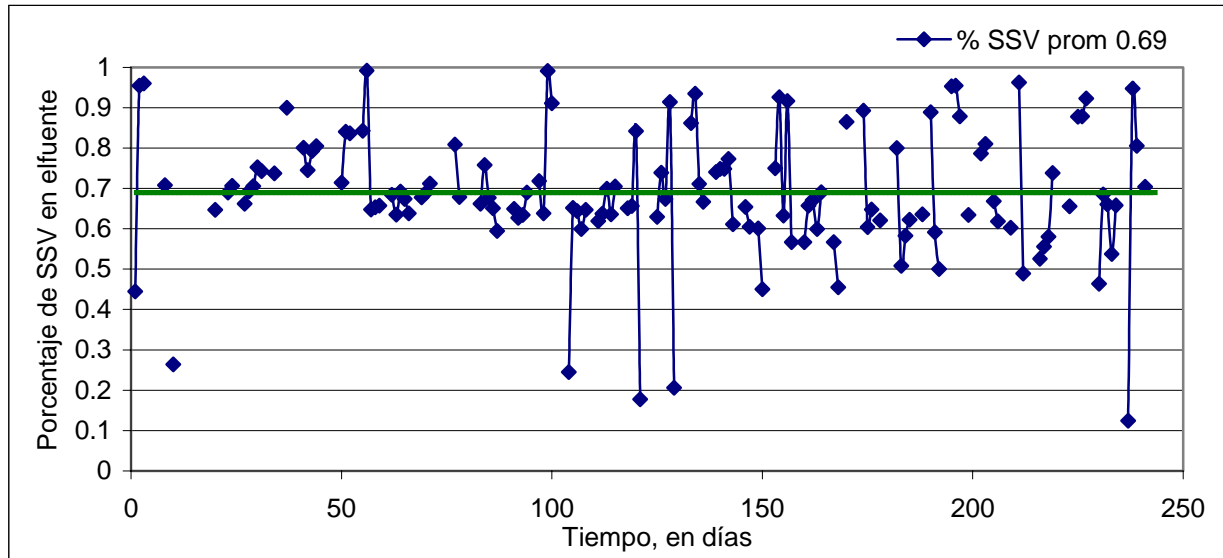


Figura 5.15 Fracción volátil de los sólidos suspendidos del sobrenadante (efluente) del digestor

5.2.2 pH alcalinidad y relación de alcalinidades (α)

En el efluente (sobrenadante) evacuado por el digestor, el pH promedio, de acuerdo a la figura 5.16, fue de 7.1, encontrándose dentro del valor óptimo de operación para un proceso anaerobio. Con respecto a la alcalinidad (ver figura 5.17) el promedio fue del orden de 693 mg/L. La relación de alcalinidad (α) en promedio fue de 0.72 ver figura 5.18 y se mantuvo dentro de valores que indicaron la estabilidad del proceso, aún y cuando alguno llegaron debajo de 0.6, estas alteraciones se le atribuyen a las altas variaciones en la carga de alimentación.

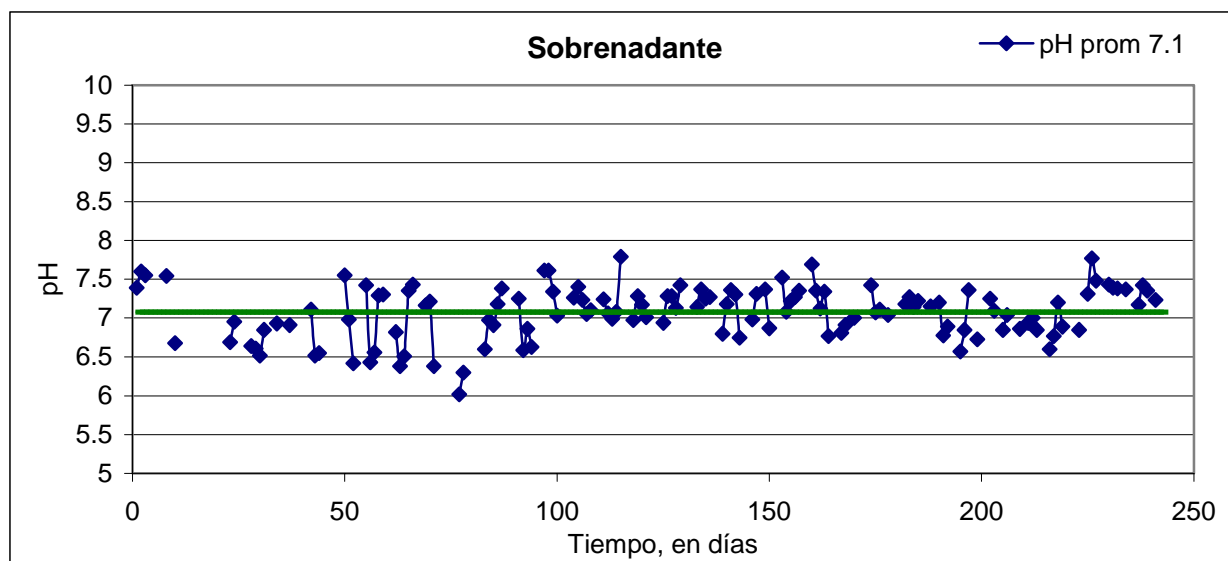


Figura 5.16 Comportamiento del pH del sobrenadante (efluente) del digestor

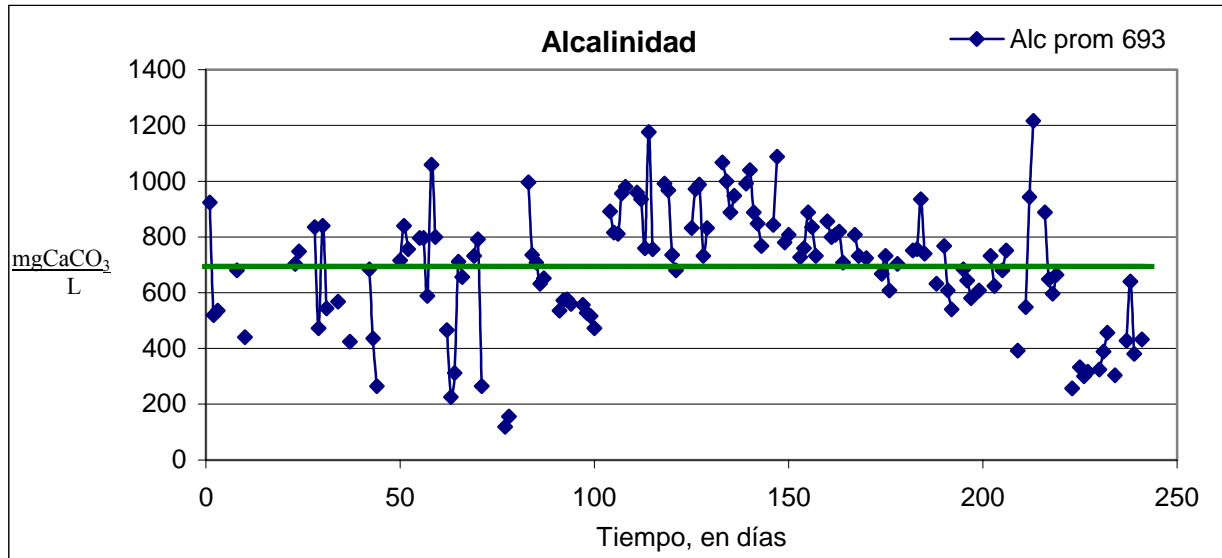


Figura 5.17 Alcalinidad en el sobrenadante (efluente) del digestor

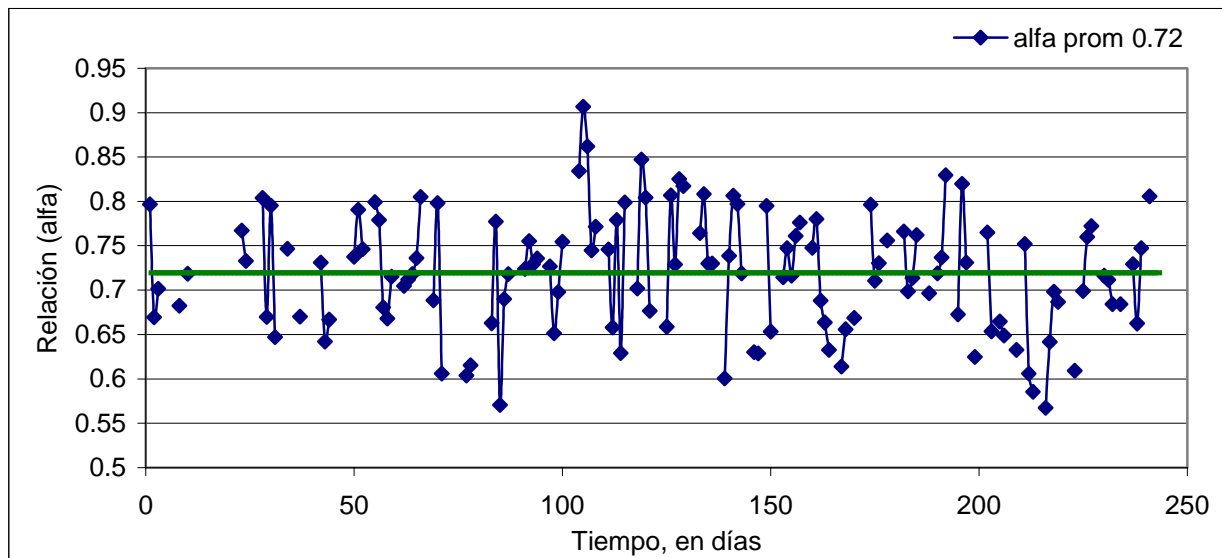


Figura 5.18 Relación de alcalinidades (α) en el sobrenadante (efluente) del digestor

5.2.3 Ácidos grasos volátiles (AGV'S)

La concentración de los ácidos grasos fue disminuyendo considerablemente en el transcurso de la operación, situación que se atribuye a que las bacterias asimilaron (consumieron) rápidamente la cantidad de sustrato. Considerando que la carga de alimentación estuvo ligeramente por debajo a la deseada, se pone de manifiesto que dentro del digestor se tiene buena actividad microbiana y capacidad para recibir cargas mayores. Los valores mostrados en la figura 5.19, comparados con el pH, indican que existe estabilidad en el proceso, donde la concentración de AGV'S debe ser baja o inapreciable inferior a 100 mg/L (Noyola, 1998b). En promedio, se tienen valores de 59 mg/L para acético, 20 mg/L para propiónico y de 8 mg/L para butírico.

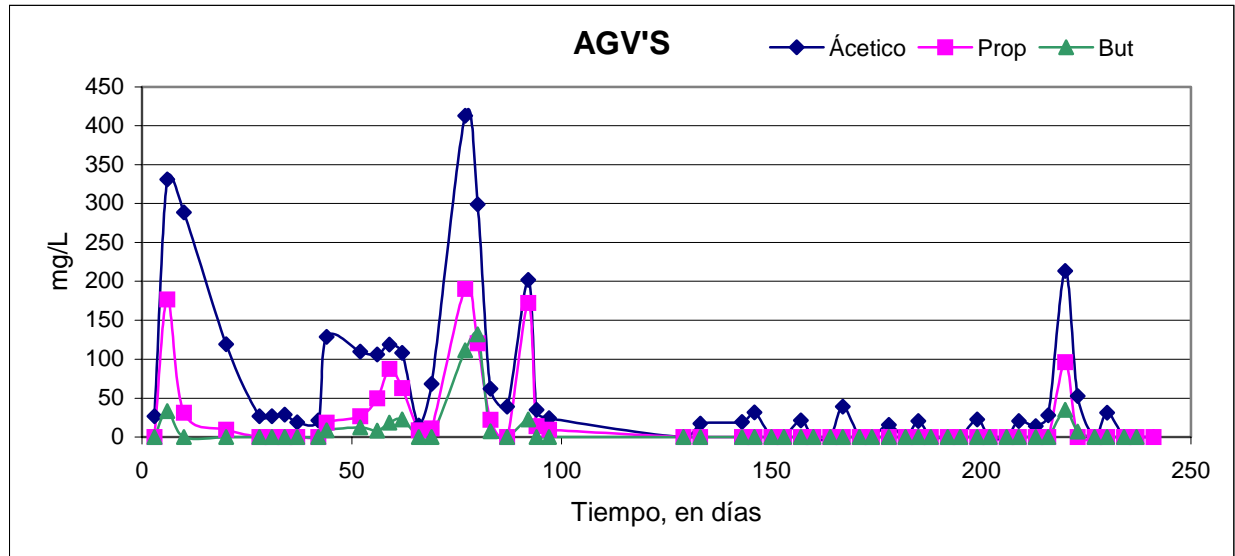


Figura 5.19 Evolución de los ácidos grasos volátiles en el sobrenadante (efluente) del digestor

5.3 Lodos contenidos en el digestor (Cama de lodos)

Para tener un conocimiento del comportamiento de la cama de lodos del digestor no convencional, se decidió que a partir del día 97 se realizaran los análisis de sólidos suspendidos (en sus tres formas), relación de alcalinidades, pH, actividad metanogénica, IVL y velocidad de sedimentación (V_{sed}). Los dos últimos parámetros tenían por objeto evaluar el grado de compactación y sedimentabilidad de los lodos. Además se realizaron determinaciones de los microorganismos patógenos coliformes fecales, *Salmonella sp* y parásitos (huevos de helminto), para conocer la calidad de lodo con respecto a la norma.

5.3.1 Sólidos suspendidos (cama de lodos)

Se presentan a continuación los valores de SS obtenidos de la cama de lodos en la figura 5.20. Se muestra su evolución durante el periodo de operación del digestor. La concentración de SST fue aumentando, lo que indica que el lodo se estaba espesando; en todo el periodo, el promedio fue de 32 g/L de SST y de SSV de 17 g/L. La fracción volátil como la fija de los lodos de la cama se muestra en la figura 5.21, donde se aprecia que el porcentaje de SSV fue disminuyendo a medida que transcurrió la operación (promedio 56%). Esto indica que la degradación (digestión) de la materia orgánica se estaba dando satisfactoriamente. Es importante, hacer notar como van acercándose la fracción volátil con la fracción fija al valor de 50%, hecho que se empieza a dar a partir del día 192 y que continúa hasta el día 241 que se da por concluida esta etapa del estudio. Este valor final muestra que el lodo estaba adecuadamente digerido (mineralizado).

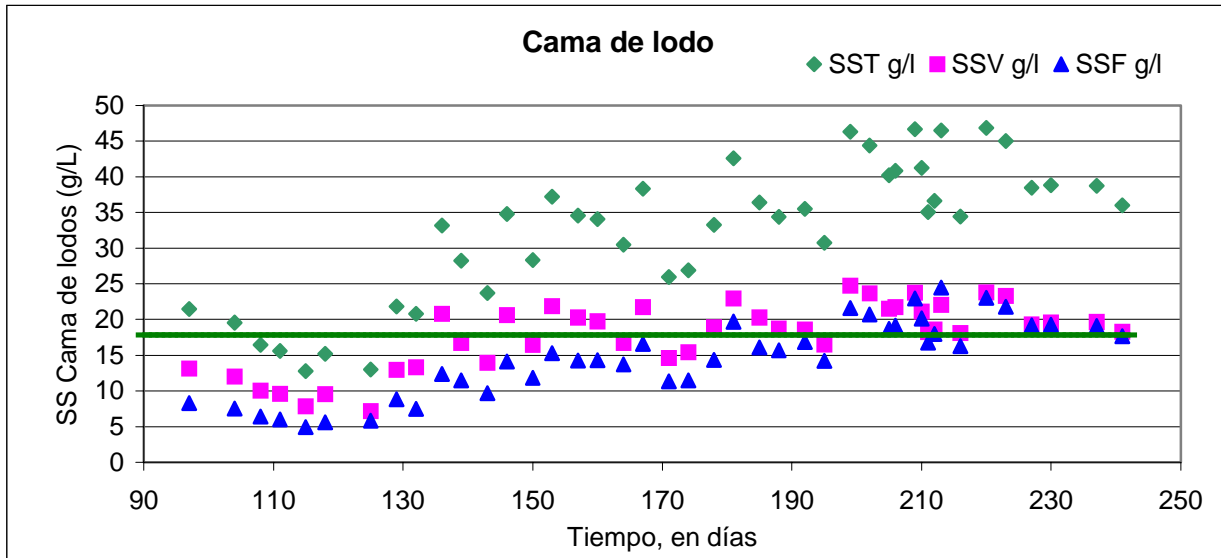


Figura 5.20 Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos del digestor

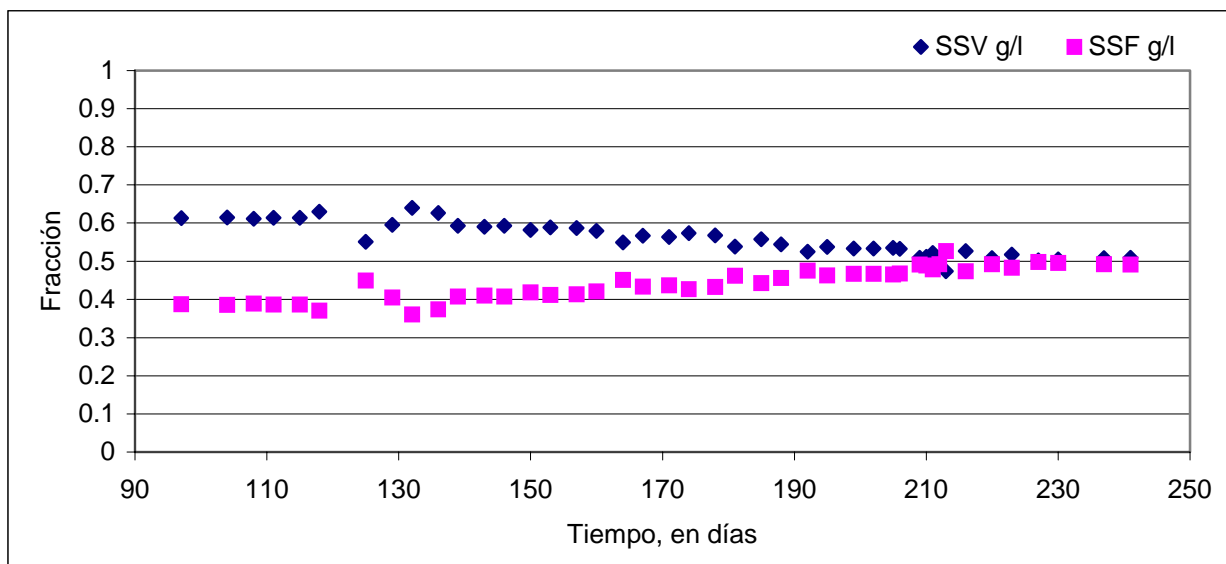


Figura 5.21 Fracción volátil de los sólidos suspendidos de la cama de lodos del digestor

5.3.2 Relación de alcalinidades (α) y pH

La relación alfa medida en la cama de lodos se mantuvo en un promedio de 0.52 lo que muestra una estabilidad en el digestor (ver figura 5.22). En general, durante la operación este parámetro se mantuvo dentro del intervalo establecido (0.5 a 0.8) como control del sistema. De cualquier forma, tanto la relación de alcalinidades como el pH, mostraron una tendencia a la baja conforme transcurría el tiempo. Ante esta estabilidad reflejada por el digestor, se corrobora lo antes mencionado sobre la reducción de los ácidos grasos volátiles. Por lo que se refiere al pH de la cama de lodos, este se mantuvo en el intervalo de 6.4 a 7.4 (figura 5.23) con un promedio de 6.8



dejando en claro que la cama de lodos estaba muy cerca del rango óptimo (7.0 a 7.2) para la digestión anaerobia (Noyola, 1998b).

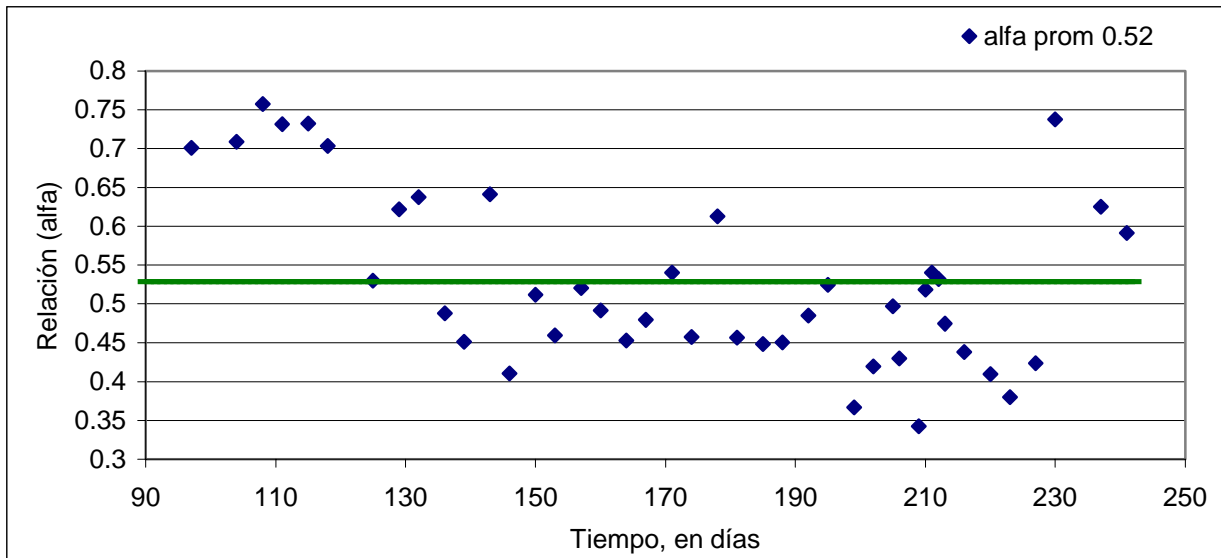


Figura 5.22 Relación de alcalinidades (α) de la cama de lodos del digestor

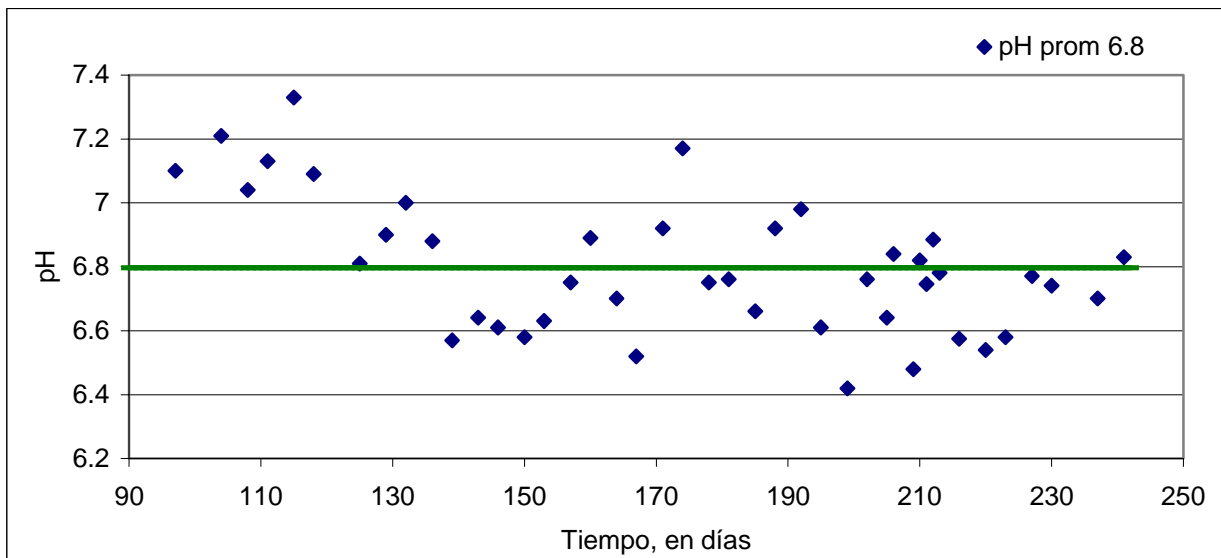


Figura 5.23 Comportamiento del pH en la cama de lodos del digestor

5.3.3 Actividad metanogénica

El parámetro de actividad metanogénica de la cama de lodos fue evaluado al final de la operación, con el propósito de determinar cual era la actividad de la biomasa que forma la cama de lodos, encontrando un valor de 0.39 gCH₄-DQO/gSSV*d. De acuerdo con este dato, se puede decir que la biomasa presenta una buena actividad metanógena, comparada con la que presentan los lodos de los digestores convencionales (del orden de 0.2 gCH₄-DQO/gSSV*d) y moderada si



se compara con los lodos de los reactores anaerobios de alta tasa que tratan agua residual industrial (0.7 a $1 \text{ gCH}_4\text{-DQO/gSSV*d}$)

5.3.4 Índice Volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación (V_{sed})

La evolución del índice volumétrico de lodos se muestra en la figura 5.24 con valores de 70 hasta 35 ml/g SST. Los valores en la etapa final estuvieron en un intervalo de 40 a 50 ml/g SST lo que indica un buen grado de compactación de los lodos contenidos en la cama. Como referencia un lodo granular de reactor UASB industrial tiene IVL del orden de 20 a 40 ml/g (Noyola, 1994). En el parámetro de velocidad de sedimentación dentro de la cama de lodos, se muestra en la figura 5.25 que se inició con un valor de 3.7 m/h pero al final del periodo se obtuvieron valores en promedio de 1 m/h. Considerando que el tipo de lodo es flocculento, los valores son representativos de esta característica, la cual pudo favorecer el lavado continuo del lodo en el sobrenadante, por la velocidad ascendente del líquido y biogás (Noyola, 1998b).

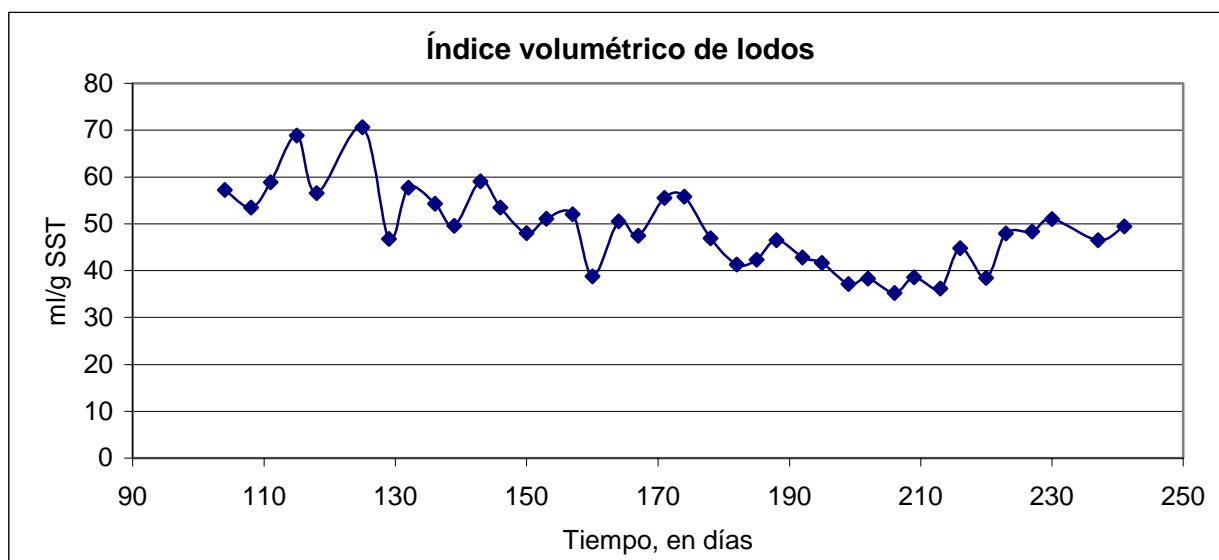


Figura 5.24 Índice volumétrico de lodos contenidos en la cama de lodos del digestor

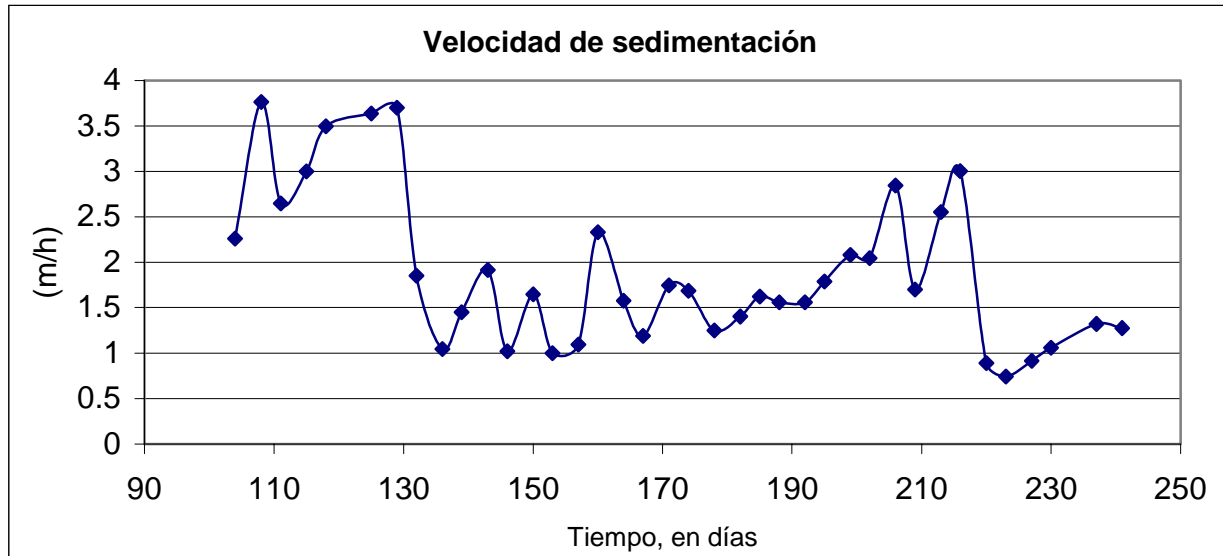


Figura 5.25 Velocidad de sedimentación en la cama de lodos del digestor

5.3.5 Purga de cama de lodo

Durante el periodo de operación del reactor UASB, se efectuaron tres purgas la primera en el día 76, la segunda al 225 y la última al 233 (figura 5.26). En estas tres evacuaciones realizadas al reactor se obtuvo un promedio 20 g/L en sólidos suspendidos volátiles. Es importante mencionar que la tendencia de la concentración de sólidos suspendidos volátiles. La apariencia del lodo proveniente de la cama tenía un color negro y sin algún olor desagradable.

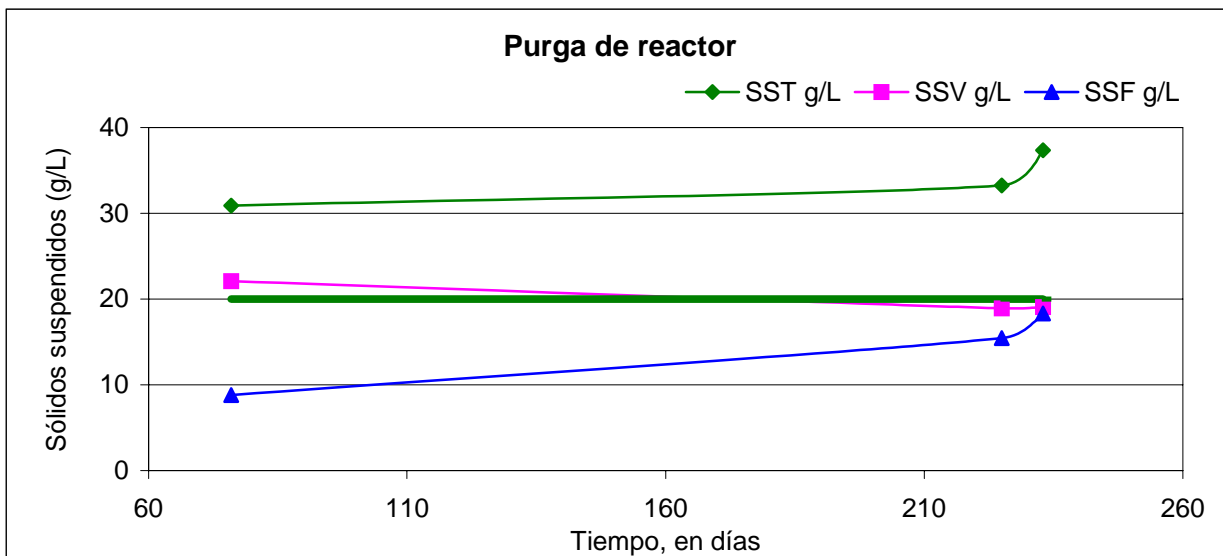


Figura 5.26 Concentración de sólidos suspendidos en purga de cama de lodos



5.4 Presencia de nata en el digestor UASB

Debido a que desde la etapa anterior a este estudio se presentaron problemas en el digestor por la formación de natas (scaum/foaming) en este trabajo se realizó un seguimiento mediante la determinación de algunos parámetros. Para ello, se estableció un periodo de estudio comprendido de 20 días (8-Nov-06 a 4-Dic-06), reportando el espesor de la nata y la concentración de sólidos totales y de grasas y aceites, para obtener un criterio del comportamiento y así proponer a futuro una posible solución a esta problemática. En la figura 5.27 se observa la presencia de nata en el digestor.



Figura 5.27 Nata de lodo sobre la superficie del digestor UASB

5.4.1 Sólidos totales en la nata de lodo

En lo que se refiere a este parámetro, en la figura 5.28 se observa una elevada concentración de sólidos totales (STT), siendo estos en promedio de 63 g/L y en sólidos totales volátiles (STV) de 38 g/L, respectivamente con una fracción volátil de un 61.3% en promedio, (figura 5.29). Estos resultados ponen en evidencia que un elevado contenido de materia orgánica que se encuentra fuera del área de digestión anaerobia, lo que ocasiona que solo una fracción del lodo retenido por el sistema está en condiciones adecuadas para realizar su digestión en la zona activa del digestor.

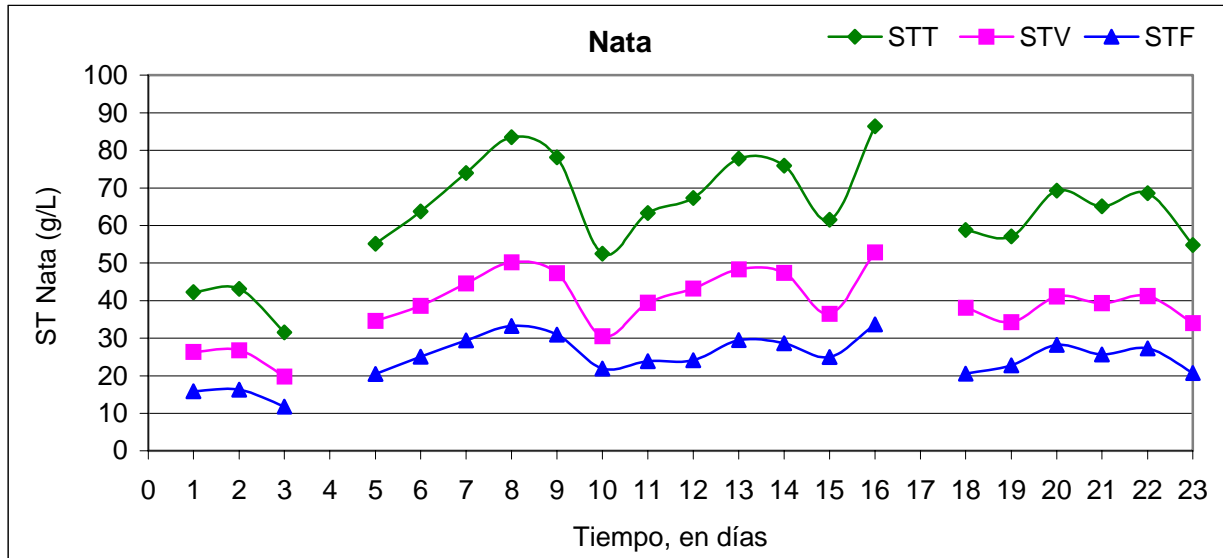


Figura 5.28 Concentración de sólidos totales en la nata de lodo

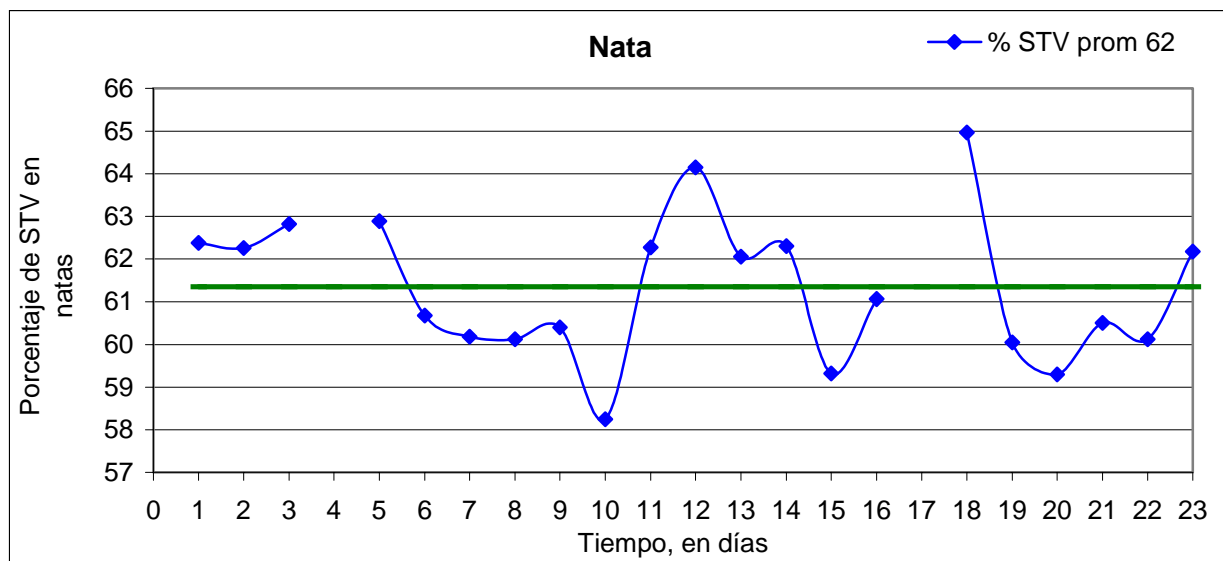


Figura 5.29 Fracción volátil de sólidos totales en la nata de lodo

5.4.2 Grasas y aceites en la nata de lodos

En la figura 5.30 se presenta la cantidad en porcentaje de grasa y aceite de la nata de lodo evaluada en el digestor no convencional. Los tres primeros días muestra un decremento e incremento aunque esta sufre un rompimiento repentino, pero nuevamente en el día 5 inicia un crecimiento de la grasa y aceite llegando cerca del 6%. Este día coincide con la máxima altura de la nata, en el día 10 y con un decremento en la fracción volátil (ver figura 5.29 y 5.31). Este comportamiento permite pensar que en esos días hubo una cantidad de biogás atrapada en la nata haciéndola esponjosa y aumentando su volumen pero no su masa. En el día 16 se presenta un rompimiento repentino y después se reduce la presencia de grasa y aceite en la nata. Los cambios



tan significativos pueden ser atribuidos por tratar con aguas residuales muy complejas (Nadais *et al.*, 2005).

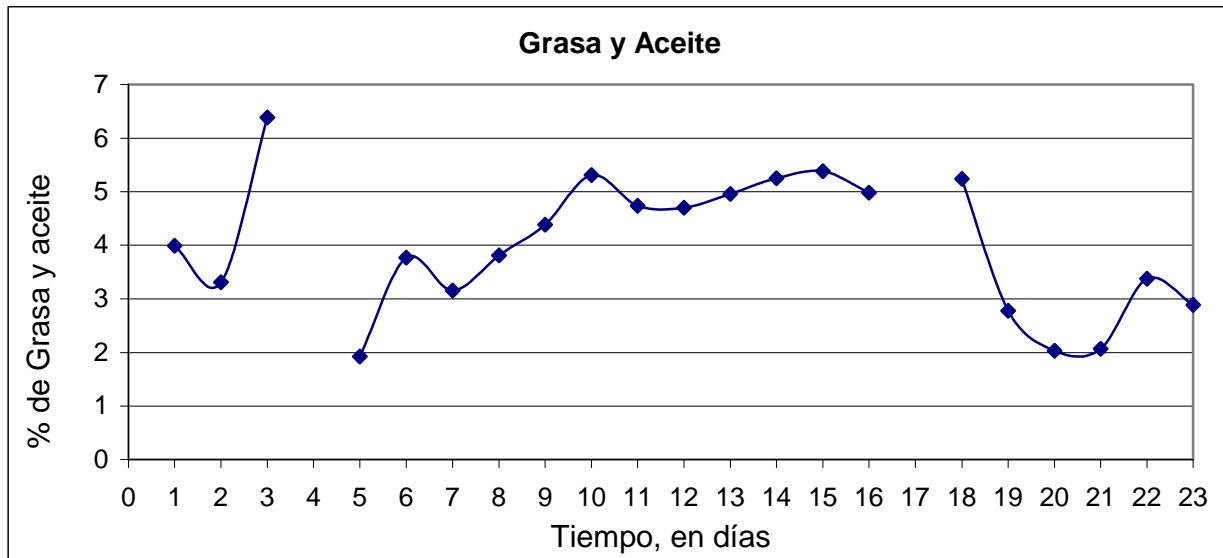


Figura 5.30 Porcentaje de grasa y aceite en la nata de lodo

El periodo de evaluación del crecimiento de nata fue de 20 días; los primeros tres días el crecimiento fue del orden de 2 cm, con un rompimiento repentino del fenómeno, mostrándose nuevamente al día 5 con un crecimiento de 4 cm aproximadamente por día, alcanzando su máximo grosor el día 10 con una altura en la nata de 25 cm. En este día se presentó nuevamente un rompimiento, y después el grosor de nata osciló entre 10 y 18 cm. Se presume que una elevada concentración de lodo primario origina y da crecimiento a la nata, por lo que se recomienda seguir con la evaluación de las natas para una interpretación más fundamentada a futuro.

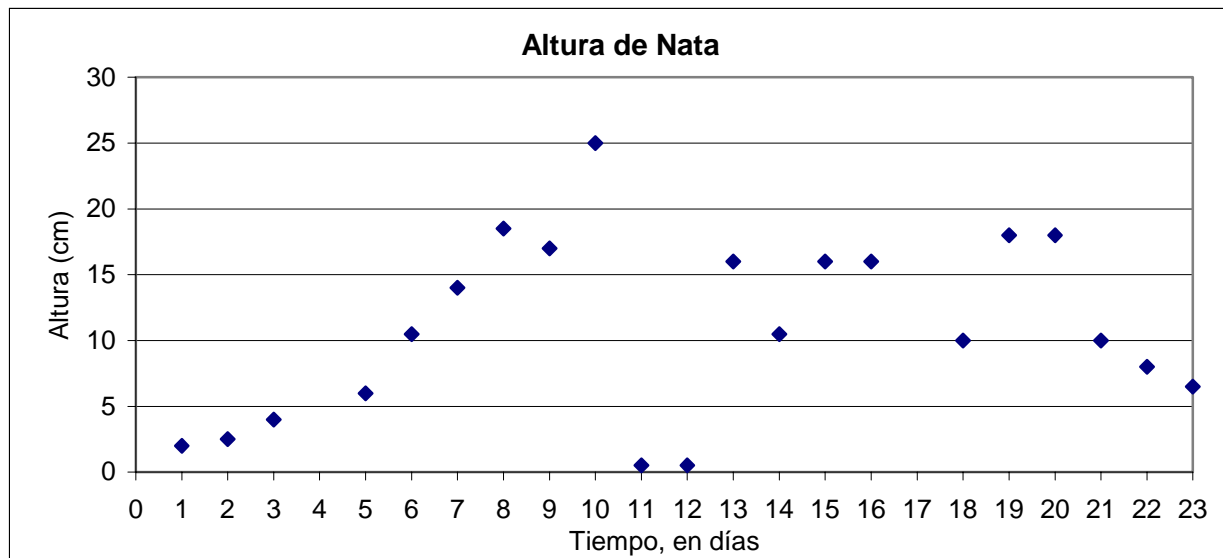


Figura 5.31 Altura de nata de lodo



5.5 Balance de masa

Para tener conocimiento del comportamiento del sistema y de la remoción de materia orgánica volátil removida, es necesario contabilizar la cantidad de materia entrante, saliente y transformada, mediante un balance de masa. Para ello, se tomará como base los sólidos suspendidos volátiles que intervienen dentro del proceso, planteando la siguiente ecuación general de acuerdo a los flujos que intervienen.

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

En donde:

- F_e = Flujo másico entrante que cruza la frontera del sistema
- F_s = Flujo másico saliente que cruza la frontera del sistema
- R = Tasa de remoción dentro del sistema
- A = Tasa de acumulación dentro del sistema
- P = Tasa de producción dentro del sistema

Para la unidad de proceso, en caso particular el digester no convencional, las variables involucradas dentro del sistema son las que se muestran a continuación:

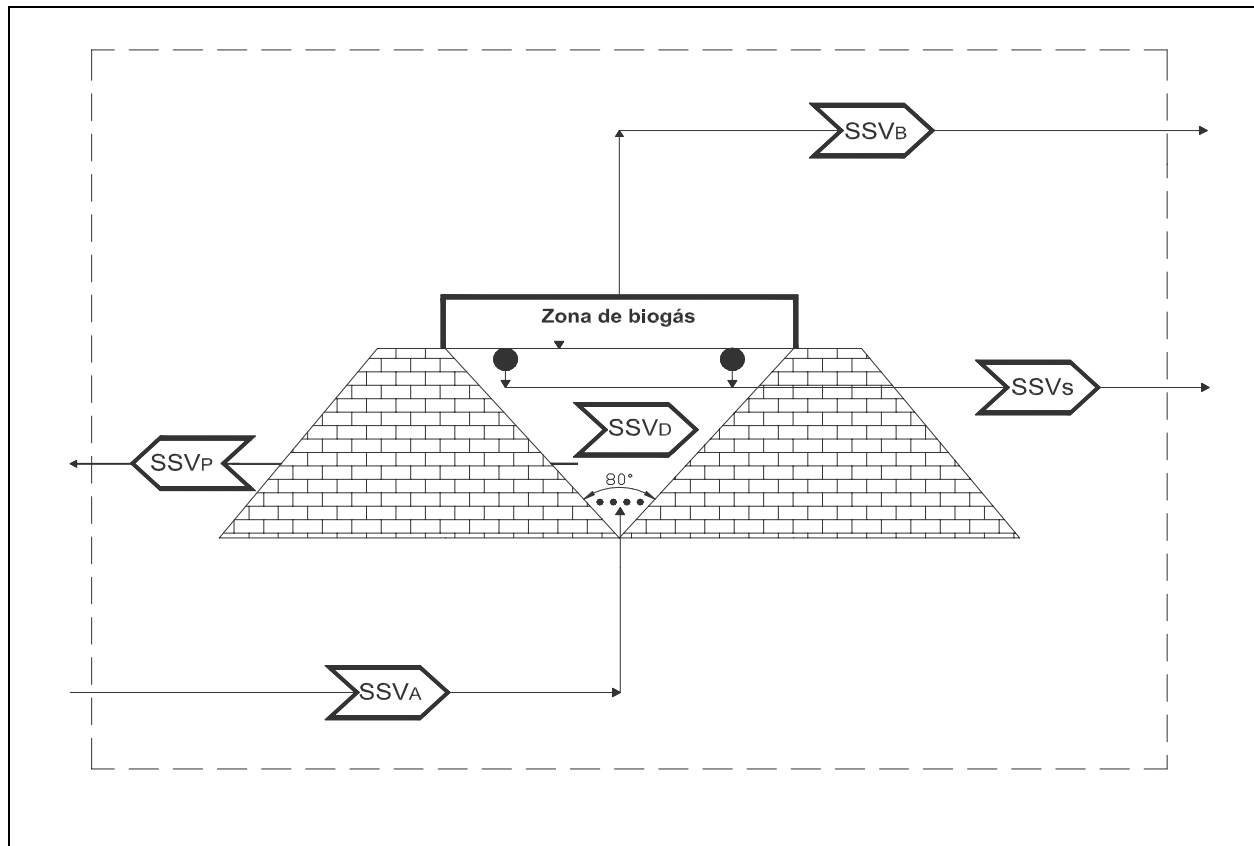


Figura 5.32 Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el digester UASB



Variables definidas dentro del sistema [kg SSV] para el periodo de evaluación y a partir de la ecuación 1;

Entradas.- Masa de sólidos suspendidos volátiles alimentados (SSV_A)

Salidas.- Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en el sobrenadante (SSV_S)
Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en la purga (SSV_P)

Remoción.- Masa de sólidos suspendidos volátiles transformados a biogás (SSV_B)

Acumulación-Producción.- Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (SSV_D)

Con estas variables totalizadoras se obtiene la siguiente ecuación para el digestor:

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

Por otro lado, para el periodo de tiempo definido:

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

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

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

Entonces sustituyendo la ecuación 3 en 2 tenemos que el balance de masa de sólidos suspendidos volátiles para un intervalo f-i es:

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

Considerando las condiciones a las que se llevaron a cabo las purgas, se tomó el valor promedio de las tres purgas realizadas una en el mes de abril y las dos restantes en el mes de septiembre. El balance de masa se realizó considerando como i al inicio del periodo de operación del digestor, y como instante f al final del mismo, planteando las siguientes consideraciones:

- Volumen del digestor 18 m^3
- Por el estudio de las natas, no se pudo determinar la producción de biogás SSV_B
- Los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo i (SSV_{Di}), son el promedio de la concentración de SSV en el digestor durante las dos primeras semanas de operación y así mismo los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo f (SSV_{Df}), son el promedio de la concentración de los SSV en el digestor durante las dos últimas semanas de operación.
- Las purgas del reactor, se realizaron cuando el nivel de cama de lodos empezaba a alcanzar el nivel de las canaletas (proponiendo 40 cm por debajo de canaleta) y registrando un incremento considerable en los sólidos suspendidos del sobrenadante.
- El periodo estable de evaluación fue de 241 días.



De acuerdo al balance de masa, y considerando los resultados obtenidos se tiene que:

$$\begin{aligned} SSV_A &= 4597 \text{ kg SSV} \\ SSV_S &= 3384 \text{ kg SSV} \\ SSV_P &= 120 \text{ kg SSV} \\ SSV_{Di} &= 202 \text{ kg SSV} \\ SSV_{Df} &= 346 \text{ kg SSV} \end{aligned}$$

Sustituyendo valores en la ecuación 4 y despejando SSV_B se tiene:

$$\begin{aligned} SSV_B &= SSV_A - SSV_S - SSV_P - SSV_{Df} + SSV_{Di} \dots\dots\dots (4) \\ SSV_B &= 4597 - 3384 - 120 - 346 + 202 \\ SSV_B &= 949 \end{aligned}$$

De acuerdo con el resultado, teóricamente 949 kg de SSV fueron transformados durante la operación del digestor, a biogás, lo que equivale en términos de porcentaje un 20.6%. Estos resultados son calculados y no consideran errores experimentales.

5.6 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), tomando como base concentraciones promedio del periodo experimental

Para dar una aproximación en la eficiencia de remoción de los SSV en la cama de lodos, con respecto al influente, basada en resultados experimentales, se siguió el procedimiento de calculo de Metcalf & Eddy (1991).

Considerando que la alimentación estaba compuesta de una mezcla de lodos (primario y secundario), se procedió a determinar la fracción de SSV de la mezcla siendo esta de 65%, y para la cama de lodos fue de 56% en el mismo parámetro. Obteniendo estos datos se plantea lo siguiente:

	% Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)	% Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)
Influente	35	65
Cama de lodos	44	56

Con una base de calculo de 100 kg de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y con la suposición que la masa de Sólidos Suspendidos Fijo (SSF) se mantiene constante, se tiene que:

$$SSF \text{ en Influyente} = \frac{0.35kg}{0.35kg + 0.65kg} * (100kg) = 35\%$$

$$SSF \text{ en cama de lodos (lodos digeridos)} \quad 44\% = \frac{0.35kg * (100kg)}{0.35kg + X}$$



En donde X:

$$X = 0.45 \text{ kgSSV}$$

Con este resultado, la masa de lodos digeridos será:

$$45\text{kgSSV} + 35\text{kgSSF} = 80 \text{ kgSST}$$

Por lo tanto:

$$\text{Porcentaje de reducción de SST} = \frac{1.0 - 0.8}{1.0} * (100) = 20\%$$

$$\text{Porcentaje de reducción de SSV} = \frac{0.65 - 0.45}{0.65} * (100) = 31\%$$

Dado que los digestores anaerobios de alta tasa para lodos, tienen eficiencias de remoción de SSV del 45 al 50% (Metcalf & Eddy), y logran una reducción de masa total de SST del 25 a 45% (Noyola, 1998a), el 31% de eficiencia de remoción obtenido indica que ésta se encuentra por debajo de lo establecido en la literatura y por consecuencia también en la reducción de masa total, ya que sólo se alcanzó un 20%.

5.7 Producción teórica de biogás

Debido a la presencia de natas en el digestor tipo UASB y al no contar con una cubierta no se pudo cuantificar la producción de biogás en el digestor. Considerando que la producción de biogás se puede estimar de manera teórica, ya que esta va de: 0.75 a 1.12 m³CH₄/kgSSV_{eliminados} en un digestor anaerobio de lodos (Noyola, 1998a) y tomando en cuenta que el porcentaje de eliminación obtenido mediante el balance de masa equivale a 949 kgSSV, la producción teórica total de biogás fue de: 711.7 a 1062.8 m³CH₄, lo que equivale por día en un rango de: 2.9 a 4.3 m³CH₄ /d.

5.8 Contenido de patógenos en el influente, cama de lodos y efluente

La caracterización de estos parámetros en el digestor tipo UASB no convencional se realizó conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002 en los diferentes puntos de muestreo que son: el influente, efluente (sobrenadante) y cama de lodos, analizando coliformes fecales, *Salmonella sp* y huevos de helminto.

5.8.1 Coliformes fecales

Los coliformes fecales se muestran en la tabla 5.1, con los valores promedio de tres muestras. Se observa que hubo una disminución en la cuenta de la cama de lodo en comparación con el



influyente y el sobrenadante, encontrándose en el rango que establece la norma para biosólidos clase C en la cama de lodos.

Tabla 5.1 Promedio de Coliformes fecales, influente, cama de lodos y efluente.

Muestra	(NMP/ g ST)
Primario	4.60E+05
Secundario	6.37E+05
Sobrenadante	2.57E+06
Cama de lodos	4.13E+04

5.8.2 *Salmonella sp*

Para *salmonella sp*, los puntos también fueron, el lodo primario, lodo secundario (ambos influentes), cama de lodos y sobrenadante. Los valores promedios de tres muestras se presentan en la tabla 5.2. Se observa que dentro del sistema se crearon las condiciones favorables para la disminución de este patógeno. Horan *et al.*, (2004) y Zábranká *et al.*, (2003) al trabajar bajo condiciones de mesofilia, logrando una remoción máxima de *salmonella sp* de 2 unidades logarítmicas. Comparando con la NOM-004-SEMARNAT-2002 la calidad de los biosólidos se encuentran dentro de la clase C.

Tabla 5.2 Promedio de *Salmonella sp*, influente, cama de lodos y efluente.

Muestra	(NMP/ g ST)
Primario	7.27E+02
Secundario	7.97E+02
Sobrenadante	1.25E+03
Cama de lodos	1.18E+02

5.8.3 Huevos de helminto

Con respecto a la cuantificación de huevos de helminto (HH) los puntos de muestreo fueron el influente (lodo primario, lodo secundario), cama de lodos y efluente. Los valores obtenidos para este parámetro evaluado al final de la experimentación se muestran en la tabla 5.3.

Tabla 5.3 Promedio de huevos de helminto en influente, cama de lodos y efluente.

Tipo de muestra	Huevos totales /gST	Huevos viables /gST	Huevos no viables/gST
Primario	93	82	11
Secundario	71	61	10
Sobrenadante (Efluente)	37	24	13
Cama	117	78	39



Se puede apreciar que hay una pequeña disminución en los huevos no viables, pero no lo necesario para encontrarse en el rango que establece la NOM-004-SEMARNAT-2002. Se puede afirmar que el sistema no proporcionó las condiciones necesarias para la eliminación de este parásito ya que los huevos de helminto pasan o se acumulan dentro del sistema sin sufrir algún efecto.

Es importante mencionar que dentro de la Norma se especifican los huevos de helminto viables solo para la clase A y para las dos clases restantes no hacen mención alguna. Al carecer de dicha aclaración, entonces los límites especificados en la Norma para las clases B y C se interpretan como huevos de helminto totales. Este punto debería ser revisado en la Norma, puesto que el riesgo a la salud por parte de estos parásitos se basa en su condición infecciosa, cosa que solo pueden alcanzar los elementos viables.



6 CONCLUSIÓN

A pesar de tratar de controlar la alimentación al digestor no convencional, no se pudo mantener la carga másica de 2.5 kgSSV/ m³d propuesta para operar el reactor, ya que sólo se alcanzó 2 kgSSV/ m³d, ocasionado principalmente a mantenimientos e irregularidades en la operación de la PTAR-CE y a los continuos fallos de la bomba que alimentaba el lodo primario.

El digestor UASB no convencional pudo digerir adecuadamente el lodo retenido en la cama de lodo si se toma como indicador la fracción volátil, la cual se redujo a un 56% en promedio, además de lograr un espesamiento del mismo al alcanzar un promedio de 32 gSST/L en la cama y sobre los 40 gSST/L al final del experimento.

Los lodos purgados de la cama de lodos del digestor no convencional cumplen con la normatividad mexicana para los patógenos, en su clase C, NOM-004-SEMARNAT-2002. Para los coliformes fecales se logró alcanzar 0.04 E6 NMP/g ST, (límite requerido menor a, 2.0 E6 NMP/g ST) y de *Salmonella sp*, el valor fue de 118 NMP/g ST, (límite requerido menor a, 300 NMP/g ST). Sin embargo, para los huevos de helminto no se cumplió con la normatividad.

De la caracterización de la nata formada sobre la superficie del digestor, se obtuvo que menos del 10% es grasa y aceite. Se presenta evidencia que el crecimiento de espesor de la nata está ligado al incremento de la grasa y aceite y probablemente a la acumulación de biogás en el material flotante. Es necesario seguir con la investigación del fenómeno de formación de la nata para lograr su control, puesto que este es un problema mayor en la operación del digestor probado.

RECOMENDACIONES

Es necesario que se cuente con un cribado para retirar partículas gruesas para tener un mejor funcionamiento del equipo de bombeo.

Los tanques de depósito de lodo (tanques de balance) se deben purgar continuamente para evitar que partículas finas y natas lleguen a taponar líneas.

El rediseño de las líneas de purga del digestor debe garantizar el desalojo completo del biosólido para evitar implementar mecanismos externos para su retiro.

**Bibliografía**

APHA, AWWA, WPCF (1995). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. USA.

Barrios, A. (2007). Digestión anaerobia de lodos residuales en un reactor tipo lecho de lodos. Tesis licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México.

Berovic, M., and Cimerman, A. (1979). Foaming in submerged citric acid fermentation on beet molasses. *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 7. 3 13-3 19.

Berovic, M. (1990). Foam problems in fermentation processes, *Chem. Ind.* 39 (12), 567-573.

Bikerman, J. J., Perri, J. M., Booth, R.B., and Curri, C. C. (1953). Foams; Theory and Industrial Application, Reinhold, New York.1-137.

Cabeza de Vaca, F. A. (2006). Digestión anaerobia de lodos residuales usando un reactor no convencional de manto de lodo. Trabajo de investigación 1. Instituto de Ingeniería, UNAM. México.

Centro de Estudios del Sector Privado para el Desarrollo Sustentable, (1998). El desafío del agua en México: avances y perspectivas.

Chisti, Y., and Moo-Young, M. (1986). Disruption of microbial cells for intracellular products, *Enzyme Microb. Technology.* 8, 194-204.

Combs, J. (1992). Diccionario de Biotecnología. Ed. Reverté. 880.

Currie, C. C. (1953). Foams: Theory and Industrial Applications, Reinhold, New York. 297.

Environmental Protection Agency (1994). A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. EPA/832/R-93/003. USA. September.

Environmental Protection Agency (1996a). A guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. USA.

Environmental Protection Agency (1996b). A plain English guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. USA.

Furchner, B., and Mersmann, A. (1990). Foam breaking by high speed rotors, *Chem. Eng. Technol.* 13, 86-96.

Ghildyal, N. P., Lonsane, B. K., and Karanth, N. G. (1988). Foam control in submerged fermentation: state of the art, *Adv. Appl. Microbiol.* 33, 173-222.

Guerrero, V. (2006, Marzo). Agua el recurso más valioso. *¿Cómo ves?*, 11-15.



- Gujer, W. & Zehnder, J. B. (1983).** Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 5, 127-167.
- Hancock, R. I. (1984).** Macromolecular Surfactants, in T. F. Tadros, (ed.), *Surfactants*, Academic Press, London.
- Horan, N. J., Fletcher, L., Betmal, S. M., Wilks, S. A., and Keevil, C. W. (2004).** Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion. *Water Research* 38 (2004), 1113-1120.
- Hungate R. E. (1969).** "A roll tube method for cultivation of strict anaerobes". In Norris J. R. and Ribbons D. W. (Editores). *Methods in Microbiology*. Academic Press. New York. Vol 3B, 117-132.
- Jenkins, S. R., Morgan, J. M., y Sawyer, C. L. (1983).** Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Jour. Of Wat. Pollut. Cont. Fed.* 55, 448-453.
- Joubert, W. A., Britz, T. J. (1987).** Caracterización de aerobica, facultativa anaerobica, and anaerobica bacteria in a acidogenic phase reactor and their metabolite formation. *Microb. Ecol.*, 13, 159-168.
- Komaroga, A. B., Subyaga, E. G., Gladkovskii, G. A., Ryzherhova, E. V., and Tarakanov, O. G. (1984).** Foam formation characteristics of oligoethers, copolymers of ethylene and propylene oxides in water, *Colloid J.* 46, 5-11.
- Laubscher, A. C. J., et al. (2001).** Treatment of grain distillation wastewater in an upflow anaerobic sludge bed (UASB) system. *Water SA* 27(4): 433-444.
- Lee, J. C. and Tynan, K. J. (1988).** Antifoams and their affects on coalescence between protein stabilized bubbles, *Bioreactor Fluid Dynamics*, Conference paper, 353-377.
- López, Raúl. (1998).** Análisis del proceso de digestión anaerobia acelerada para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales. Tesis de licenciatura, UNAM, México.
- Lue-Hing, C., Matthew, P., Namer, J., Okuno, N., and Spinoso, L. (1996).** Sludge management in highly urbanized areas. En: *A global atlas of wastewater sludge and biosolids: use and disposal* Matthew P. (ed) Reporte científico y técnico No. 40 IAWQ. Gran Bretaña.
- Malina, J. F., and Pohland, F. G. (1992).** Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Technomic Publishing Co. USA.167-207.
- Mancebo del Castillo, U. (2001).** Digestión anaerobia no convencional de lodos combinados, utilizando un reactor tipo UASB. UNAM. Tesis de Maestría.
- Mancy, K. H. and Okun, D. A. (1960).** Effects of surface active agents on bubble aeration, *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 32. April, 351-364.



McInerney, M. J. (1980). Metabolic stages and energetics of microbial anaerobic digestion. Anaerobic Digestión Ed. Applied Sciences Publishers Ltd. Londres

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Ed. Mc Graw-Hill. USA, 1334.

Metcalf & Eddy, Inc. (1996). Ingeniería de las Aguas Residuales. Tratamiento Vertido y Reutilización. 3rd Edition. Vol I. Mc. Graw-Hill, New York, 1996, 17-136.

Metcalf & Eddy (2003). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 4rd Ed.. Mc Graw-Hill. USA, 1819.

Moleta, R. (1988). Anaerobic digestion monitoring and control, *memorias quinto taller y seminario Latinoamericano tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Chile.

Montalvo, S., Guerrero, L. (2003). Tratamiento anaerobio de residuos. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso Chile, 413.

Nadais, H. et al. (2005). Intermittent vs continuous operation of upflow anaerobic sludge bed reactors for dairy wastewater and related microbial changes. Proceedings VIII Taller y simposio latinoamericano sobre Digestión Anaerobia: 171-176.

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, 331-340.

Noyola, A. (1998a). Anaerobio vs. Aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs. primario avanzado, ¿el nuevo debate?. *Ingeniería y Ciencias Ambientales*. Núm. 34. Enero-Febrero, 10-14

Noyola, A. (1998b). 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.

Noyola, A. Ortega L. Mancebo U. Pérez A. (2002). Digestión anaerobia no convencional de lodos biológicos utilizando un reactor tipo UASB. Memoria del XIII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Guanajuato, México.

Ohkawa, A., Ueda, Y., and Sakai, N. (1985). Effect of impeller design on foam breaking and power characteristics of an aerated stirred tank fitted with a rotating disk mechanical foam-breaker, *Process Biochem*. August, 116-129.

Peregrina, K. (2003, Mayo). El regreso de las aguas perdidas. *¿Cómo ves?*, 24-25.

Pérez, A. (2004). Escalamiento de un digestor no convencional para lodos biológicos e purga, caso de estudio; planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella. Tesis de licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México.



Prins, A., and Van Riet, K. (1987). Proteins and surface affects in fermentation: Foam, antifoam and mass transfer, Trends Biotechnol. 5, 296-301.

Romallo Rubens, S. (1991). Tratamiento de aguas residuales. Ed. Reverté S.A., 1991, 531-578.

SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes de lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial agosto de 2003. pp. 62.

Souza, C. L. et al. (2006). Production and characterization of scum from UASB reactors treating typically domestic sewage.

Tchobanoglus G., Theisen H., Vigil S.A (1993). Integrated Solid Waste Management. McGraw-Hill, 1993, 671-712.

Thomas, A., and Winkler, M, A, (1977). Foam separation of biological materials, in A. Wiseman (eds.), Topics in Enzyme and Fermentation Biotechnology. Ellis Horwood, Chichester, 43-71.

Van Nostrand Reynold, (1990). Toxicity Reduction in Industrial Effluents. Ed. P.W. Lankford and W.W. Eckenfelder Jr.

Van Riet, K., Prins, A., and Nieuwenhuijs, J. A. (1984). Some affects of foam control by dispersed natural oil on mass transfer in a bubble column Third Europ. Congr. Biotechnol., Germany. September, 10-14, 3, 521-525.

Vardar-Sukan, F. (1987). A quantitative comparison of natural oils as antifoam agents in bioprocesses, Fourth European Congress on Biotechnology, 14-19 June, Amsterdam, The Netherlands.

Vardar-Sukan, F. (1998). Foaming: Consequences, prevention and destruction, Biotechnology Advances Vol 16 (1998), 913-948.

Viesturs, U. E., Kristapsons, M Z., and Levitans, E. S. (1982). Foam in microbiological processes, Adv. Biochem. Eng. 21, 169-224.

Water Environment Federation (1993). Sludge stabilization. Manual of practice No. FD-9. USA, 1-53, 81-105.

Water Pollution Control Federation (1987). Anaerobic sludge digestion. Manual of practice No. 16 2nd Edition. USA, 118.

Yang, Sch. et al. (1988). Defined bacterial culture development for methane generation from lactose, biot. Bioeng, 32, 28-37.



Zábranská, J., Dohányos, M., Jenicek, P., Ruzicikova, H., and Vránova, A. (2003). Efficiency of autothermal aerobic digestion and thermophilic anaerobic digestion of municipal wastewater sludge in removing *Salmonella sp.*, and indicator bacteria. *Water Science and Technology*, 47 (3), 151-156.

Zlokamik, M. (1986). Design and scale-up of mechanical foam breaker, *German Chem. Eng.* 9. 3, 14-320.

Zoetemeyer, R. J., Van den Heuvel, J. C. and Cohen, A. (1982). pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anaerobic digester. *Water Research*. Vol 16, 303-311.



ANEXO 1

Tabla de parámetros fisicoquímicos obtenidos a nivel laboratorio

Sólidos suspendidos en el influente (lodo primario, lodo secundario) y el sobrenadante (efluente)

Días	Primario			Secundario			Sobrenadante		
	SST(g/l)	SSV(g/l)	SSF(g/l)	SST(g/l)	SSV(g/l)	SSF(g/l)	SST(g/l)	SSV(g/l)	SSF(g/l)
1	10.64	6.69	3.95	7.49	4.73	2.76	0.18	0.08	0.1
2	9.54	6.12	3.42	2.71	2.27	0.44	0.44	0.42	0.02
3	8.5	5.41	3.09	3.82	3.06	0.76	0.5	0.48	0.02
8	8.79	5.76	3.03	3.67	2.98	0.69	3.25	2.3	0.95
10	5.29	3.64	1.65	8.59	6.88	1.71	1.25	0.33	0.92
20				4.26	3.49	0.77	0.17	0.11	0.06
23				3.65	2.91	0.74	9.11	6.28	2.83
24				4.78	3.83	0.95	15.26	10.78	4.48
27				6.02	4.74	1.28	7.63	5.05	2.58
28				4.86	4.04	0.82	16.9	11.71	5.19
29				5.19	4.46	0.73	24.16	17.04	7.12
30				5.72	4.71	1.01	6.55	4.93	1.62
31				5.88	4.86	1.02	6.65	4.94	1.71
34				6.02	4.99	1.03	8	5.9	2.1
35				6.29	5.23	1.06			
37				12.06	9.73	2.33	0.6	0.54	0.06
41				4.99	3.74	1.25	7.83	6.27	1.56
42				5.55	4.7	0.85	2	1.49	0.51
43				6.99	5.42	1.57	12.39	9.82	2.57
44				4.39	3.54	0.85	7.62	6.13	1.49
50				5.81	4.86	0.95	6.97	4.98	1.99
51				5.65	4.11	1.54	5.38	4.52	0.86
52				5.2	4.36	0.84	6.62	5.54	1.08
55				5.22	4.24	0.98	4.9	4.13	0.77
56				5.97	5.17	0.8	1.23	1.22	0.01
57				3.22	2.69	0.53	5.48	3.55	1.93
58				3.76	3.12	0.64	4.96	3.24	1.72
59				3.61	3.03	0.58	5.31	3.49	1.82
62	6.86	4.9	1.96	3.13	2.65	0.48	3.51	2.4	1.11
63	4.17	2.25	1.92	6.72	4.96	1.76	18.21	11.56	6.65
64	23.18	14.86	8.32	3.09	1.9	1.19	15.81	10.94	4.87
65	32.66	21.76	10.9	15.96	11.01	4.95	3.4	2.29	1.11
66	19.18	12.15	7.03	9.51	8.09	1.42	0.47	0.3	0.17
69	19.77	13.29	6.48	6.75	5.08	1.67	5.96	4.04	1.92
70	5.77	3.84	1.93	14.46	12.74	1.72	6.08	4.19	1.89
71							24	17.08	6.92
77				6.89	5.27	1.62	2.56	2.07	0.49
78	18.39	11.63	6.76	6.34	5.1	1.24	28.41	19.27	9.14
79	9.98	7.46	2.52						
80	8.06	5.18	2.88	9.49	6.47	3.02			
83				3.27	2.59	0.68	9.09	6.02	3.07
84	44.57	20.93	23.64	3.27	2.48	0.79	1.32	1	0.32
85				2.94	2.21	0.73	5.97	4.04	1.93
86	11.58	6.12	5.46	2.99	2.05	0.94	2.92	1.9	1.02



87				3.04	2.32	0.72	1.01	0.6	0.41
90				3.04	2.47	0.57			
91	34.29	18.2	16.09	8.3	4.82	3.48	2.71	1.76	0.95
92	22.6	12.63	9.97				4.13	2.59	1.54
93	19.58	10.96	8.62	5.18	3.06	2.12	8.85	5.61	3.24
94	15.31	9.63	5.68	3.71	2.66	1.05	2.64	1.82	0.82
97	27.15	13.9	13.25	7.4	4.34	3.06	1.67	1.2	0.47
98	4.27	2.22	2.05	8.64	4.61	4.03	3.07	1.96	1.11
99	18.2	10.66	7.54	6.13	4.06	2.07	2.27	2.25	0.02
100				3	2.36	0.64	1.69	1.54	0.15
104	1.43	0.81	0.62	2.85	2.63	0.22	3.59	0.88	2.71
105	7.77	5.82	1.95	3.05	2.85	0.2	0.89	0.58	0.31
106	1.14	0.68	0.46	2.74	1.91	0.83	1.91	1.23	0.68
107	0.62	0.42	0.2	5.45	3.52	1.93	13.4	8.03	5.37
108	0.99	0.7	0.29	2.5	1.97	0.53	10.38	6.71	3.67
111	19.99	13.27	6.72	5.08	3.92	1.16	10.45	6.47	3.98
112				4.52	3.55	0.97	14.29	9.11	5.18
113				4.91	3.96	0.95	3.42	2.39	1.03
114				5.84	4.52	1.32	18.12	11.52	6.6
115				7.21	5.62	1.59	3.79	2.67	1.12
118				4.71	3.69	1.02	9.16	5.96	3.2
119				4.25	3.43	0.82	7.21	4.73	2.48
120				4.2	3.39	0.81	0.38	0.32	0.06
121	2.35	1.44	0.91	6.22	3.93	2.29	1.35	0.24	1.11
125	3.57	0.8	2.77	7.51	5.22	2.29	0.27	0.17	0.1
126	15.39	8.76	6.63	5.19	4.13	1.06	0.46	0.34	0.12
127	26.14	15.35	10.79	6.73	4.86	1.87	7.41	4.99	2.42
128	4.98	3.77	1.21	5.46	4.11	1.35	0.35	0.32	0.03
129	15.17	8.78	6.39	3.93	2.82	1.11	1.21	0.25	0.96
131									
132									
133				9.61	6.86	2.75	0.87	0.75	0.12
134				3.83	2.92	0.91	0.46	0.43	0.03
135	4.71	2.64	2.07	4.71	3.56	1.15	1.94	1.38	0.56
136	12.85	8.12	4.73	4.76	3.37	1.39	2.73	1.82	0.91
139	23.4	14.7	8.7	6.05	4.16	1.89	1.35	1	0.35
140	37.05	20.81	16.24	4.25	3.25	1	1.83	1.37	0.46
141	13.48	8.87	4.61	2.34	1.79	0.55	1.35	1.01	0.34
142	13.82	8.08	5.74	5.39	4.09	1.3	0.97	0.75	0.22
143	2.15	1.38	0.77	5.05	3.71	1.34	7.41	4.53	2.88
146	7.75	4.99	2.76	6.29	4.58	1.71	4.6	3.01	1.59
147	20.95	11.72	9.23	6.44	4.66	1.78	14.02	8.48	5.54
149	6.43	4.01	2.42	4.45	3.39	1.06	2.08	1.25	0.83
150	10.52	6.92	3.6	5.77	4.05	1.72	3.31	1.49	1.82
153	4.14	2.88	1.26	2.6	1.96	0.64	0.8	0.6	0.2
154	12.83	8.06	4.77	5.1	3.69	1.41	0.68	0.63	0.05
155	23.16	13.91	9.25	3.62	2.65	0.97	6.12	3.87	2.25
156	5.7	3.27	2.43	4.99	4.02	0.97	0.72	0.66	0.06
157	5.84	3.69	2.15	6.63	4.91	1.72	1.5	0.85	0.65
160	14.48	9.5	4.98	4.75	3.46	1.29	3.37	1.91	1.46
161	46.97	27.94	19.03	5.7	4.1	1.6	1.4	0.92	0.48
162				7.77	5.64	2.13	2.76	1.85	0.91
163	6.64	4.59	2.05	6.59	4.76	1.83	6.29	3.77	2.52
164	9.7	6.55	3.15	4.82	3.55	1.27	1.68	1.16	0.52
167	19.27	10.39	8.88	16.57	9.83	6.74	2.33	1.32	1.01
168	3.55	1.82	1.73	2.31	1.65	0.66	5.12	2.33	2.79
170	2.39	1.78	0.61	4.64	3.42	1.22	0.89	0.77	0.12
171									
174	11.27	7.56	3.71	5.61	4.13	1.48	0.28	0.25	0.03
175	4.34	2.36	1.98	5.4	3.82	1.58	11.95	7.22	4.73



176	30.52	18.62	11.9	6.89	4.79	2.1	4.91	3.18
177								
178	15.37	9.31	6.06	8.47	5.91	2.56	4.3	2.67
181								
182	16.53	10.03	6.5	5.29	3.68	1.61	0.7	0.56
183	7.38	4.5	2.88	5.18	3.29	1.89	6.06	3.08
184	6.94	4.44	2.5	5.04	3.46	1.58	7.42	4.32
185	2.95	1.77	1.18	3.67	2.53	1.14	5.29	3.29
188	12.71	7.61	5.1	7.44	4.81	2.63	5.02	3.19
189								
190	21.69	12.75	8.94	2.88	1.99	0.89	0.45	0.4
191				4.71	3.3	1.41	0.44	0.26
192	9.47	5.98	3.49	5.19	3.44	1.75	0.26	0.13
195	24.8	12.41	12.39	4.3	2.78	1.52	0.43	0.41
196	4.61	2.29	2.32	5.4	3.6	1.8	0.22	0.21
197	3.08	1.89	1.19	5.84	4.04	1.8	0.66	0.58
198								
199	7.52	3.89	3.63	4.7	0.99	3.71	1.34	0.85
202				3.16	2.42	0.74	0.61	0.48
203	49.94	25.4	24.54	3.87	2.54	1.33	1	0.81
205				3.22	2.27	0.95	2.23	1.49
206	32.74	17.22	15.52	3.2	2.39	0.81	6.37	3.94
209							0.78	0.47
210	2.79	1.6	1.19	3.99	2.22	1.77		
211	3.45	1.87	1.58	3.07	1.93	1.14	0.27	0.26
212							30.77	15.05
213	3.09	1.88	1.21	3.88	2.47	1.41		
216				3.128	2.116	1.012	14.254	7.488
217				2.46	1.59	0.87	1.664	0.924
218							1.84	1.068
219							2.494	1.84
220								
223				0.434	0.188	0.246	2.668	1.748
224								
225				1.536	1.15	0.386	0.36	0.316
226				3.85	2.682	1.168	0.28	0.246
227				3.032	1.834	1.198	0.052	0.048
230				4.178	2.804	1.374	0.414	0.192
231				6.314	3.682	2.632	3.29	2.254
232				6.152	2.624	3.528	3.62	2.39
233							0.402	0.216
234				1.772	1.2	0.572	0.708	0.466
237	19.2	10.04	9.16	3.97	2.71	1.26	0.08	0.01
238	18.984	10.294	8.69				0.38	0.36
239							0.77	0.62
240	19.976	10.752	9.224					
241	77.518	38.242	39.276	5.38	3.462	1.918	0.196	0.138
N	83	83	83	131	131	131	135	135
X	14.49	8.48	6.05	5.23	3.80	1.42	4.72	3.11
s	12.98	6.88	6.27	2.43	1.80	0.91	5.75	3.72

Promedios por semana de pH, alfa (α) y alcalinidad

	Primario			Secundario			Sobrenadante		
	pH	α	Alcalinidad	pH	α	Alcalinidad	pH	α	Alcalinidad
1	6.43	0.22	561	6.78	0.44	379	7.51	0.72	660
2	6.53	0.19	376	6.64	0.41	268	7.11	0.70	560
3	0.00	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0.00	0
4	0.00	0.00	0	6.43	0.443	270	6.82	0.75	726
5	0.00	0.00	0	6.46	0.454	247	6.66	0.73	673
6	5.85	0.04	1156	6.41	0.458	248	6.92	0.71	496
7	0.00	0.00	0	6.26	0.417	555	6.73	0.68	461
8	6.02	0.05	658	6.41	0.483	292	6.98	0.76	771
9	6.54	0.26	467	6.63	0.592	290	7.00	0.73	808
10	6.33	0.14	674	6.61	0.363	397	6.90	0.73	474
11	6.30	0.17	534	6.60	0.535	268	6.92	0.70	596
12	6.13	0.19	521	6.08	0.393	285	6.16	0.61	138
13	6.10	0.10	754	6.27	0.476	166	7.01	0.68	745
14	6.05	0.07	667	6.32	0.363	346	6.83	0.74	561
15	6.22	0.17	409	6.18	0.353	224	7.40	0.71	518
16	7.08	0.59	335	7.00	0.69	243	7.21	0.82	891
17	6.60	0.32	1036	7.24	0.675	314	7.23	0.72	918
18	6.78	0.68	340	7.02	0.585	294	7.11	0.76	844
19	6.55	0.34	930	7.07	0.689	333	7.21	0.77	871
20	6.82	0.43	598	7.02	0.626	493	7.26	0.76	976
21	6.42	0.27	1017	6.99	0.66	278	7.08	0.73	907
22	6.46	0.25	669	6.97	0.631	230	7.13	0.68	880
23	6.45	0.30	598	6.97	0.677	234	7.29	0.74	789
24	6.70	0.28	885	7.05	0.481	243	7.25	0.70	798
25	6.62	0.48	483	6.74	0.611	381	6.91	0.65	755
26	6.46	0.30	725	7.16	0.633	272	7.16	0.75	678
27	6.67	0.42	462	6.99	0.716	216	7.20	0.74	796
28	6.45	0.26	437	6.88	0.565	237	7.01	0.75	637
29	6.57	0.36	543	7.14	0.669	258	6.88	0.71	629
30	6.22	0.16	1016	7.17	0.642	185	7.06	0.68	697
31	6.57	0.35	484	7.28	0.709	272	6.91	0.64	775
32	0.00	0.00	0	0.00	0.686	204	6.87	0.65	699
33	0.00	0.00	0	7.41	0.674	147	7.35	0.71	301
34	0.00	0.00	0	7.23	0.613	135	7.39	0.70	368
35	6.04	0.21	905	6.68	0.565	373	7.29	0.74	470
N	35	35	35	35	35	353	35	35	35
X	5.14	0.22	521.16	6.40	0.54	273.64	6.85	0.70	653.30
s	2.6199	0.17507	335.138222	1.63697	0.148	99.2564131	1.2187	0.128	219.411133



Tabla de sólidos suspendidos en cama de lodos

Día	Cama de lodo		
	SST(g/l)	SSV(g/l)	SSF(g/l)
97	21.46	13.15	8.31
104	19.57	12.02	7.55
108	16.46	10.06	6.4
111	15.62	9.59	6.03
115	12.78	7.84	4.94
118	15.2	9.57	5.63
125	13.02	7.17	5.85
129	21.81	12.99	8.82
132	20.79	13.31	7.48
136	33.17	20.79	12.38
139	28.23	16.74	11.49
143	23.69	13.98	9.71
146	34.77	20.62	14.15
150	28.33	16.49	11.84
153	37.2	21.88	15.32
157	34.58	20.3	14.28
160	34.07	19.75	14.32
164	30.49	16.75	13.74
167	38.33	21.72	16.61
171	25.95	14.61	11.34
174	26.9	15.43	11.47
178	33.26	18.89	14.37
181	42.61	22.92	19.69
185	36.38	20.27	16.11
188	34.39	18.7	15.69
192	35.51	18.63	16.88
195	30.76	16.53	14.23
199	46.32	24.71	21.61
202	44.37	23.66	20.71
205	40.195	21.505	18.69
206	40.86	21.74	19.12
209	46.69	23.76	22.93
210	41.245	21.075	20.17
211	35.045	18.275	16.77
212	36.61	18.61	18
213	46.48	22.02	24.46
216	34.414	18.13	16.284
220	46.84	23.81	23.03
223	45.04	23.29	21.75
227	38.478	19.316	19.162
230	38.824	19.588	19.236
237	38.714	19.66	19.054
241	36.006	18.32	17.686
N	44	44	44
X	32.59	17.86	14.73
s	9.75	4.60	5.36



Tabla de ácidos grasos volátiles (AGV'S) cama de lodos

Ácidos grasos volátiles en cama de lodos									
	Día	Acético	Propiónico	Butírico		Día	Acético	Propiónico	Butírico
Febrero	3	27	0	0		150	0	0	0
	6	331	177	33	Julio	153	0	0	0
	10	289	31	0		157	22	0	0
	20	119	10	0		160	0	0	0
	28	27	0	0		164	0	0	0
Marzo	31	27	0	0		167	39	0	0
	34	29	0	0		171	0	0	0
	37	19	0	0		174	0	0	0
	42	21	0	0		178	16	0	0
	44	129	18	9	Agosto	182	0	0	0
	52	110	27	12		185	20	0	0
	56	106	50	8		188	0	0	0
	59	119	88	18		192	0	0	0
Abril	62	108	63	23		195	0	0	0
	66	15	9	0		199	23	0	0
	69	68	11	0		202	0	0	0
	77	413	190	112		206	0	0	0
	80	299	121	132		209	20	0	0
	83	62	22	7	Septiembre	213	14	0	0
	87	39	0	0		216	28	0	0
Mayo	92	202	172	23		220	213	96	35
	94	35	14	0		223	53	0	7
	97	24	9	0		227	0	0	0
Junio	129	0	0	0		230	31	0	0
	133	17	0	0		234	0	0	0
	143	19	0	0		237	0	0	0
	146	32	0	0		241	0	0	0

N	54	54	54
X	59	21	8
s	93	47	24

**Índice volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación (V_{sed})**

Días	IVL ml/g SST	Vsed m/h	Días	IVL ml/g SST	Vsed m/h
104	57.23	2.26	174	55.76	1.68
108	53.46	3.76	178	46.90	1.25
111	58.90	2.65	182	41.30	1.40
115	68.86	3.00	185	42.33	1.62
118	56.58	3.49	188	46.53	1.56
125	70.66	3.64	192	42.80	1.56
129	46.77	3.70	195	41.61	1.79
132	57.72	1.85	199	37.13	2.08
136	54.27	1.05	202	38.31	2.04
139	49.59	1.45	206	35.24	2.84
143	59.10	1.91	209	38.55	1.70
146	53.49	1.02	213	36.14	2.55
150	48.01	1.65	216	44.75	3.00
153	51.08	1.00	220	38.43	0.89
157	52.05	1.10	223	47.96	0.74
160	38.74	2.33	227	48.35	0.92
164	50.51	1.57	230	51.00	1.06
167	47.48	1.19	237	46.50	1.32
171	55.49	1.74	241	49.44	1.28

Tablas de sólidos totales y altura en nata de lodo

Nata de lodo			
Día	STT g/l	STV g/l	STF g/l
1	42.23	26.342	15.888
2	43.09	26.828	16.262
3	31.57	19.834	11.736
5	55.112	34.66	20.452
6	63.714	38.664	25.05
7	73.958	44.514	29.444
8	83.506	50.208	33.298
9	78.19	47.232	30.958
10	52.452	30.55	21.902
11	63.326	39.436	23.89
12	67.282	43.164	24.118
13	77.846	48.31	29.536
14	75.972	47.336	28.636
15	61.544	36.51	25.034
16	86.476	52.808	33.668
18	58.746	38.168	20.578
19	57.114	34.296	22.818
20	69.3	41.096	28.204
21	65.072	39.372	25.7
22	68.576	41.23	27.346
23	54.8	34.074	20.726

Altura de nata de lodo	
Día	Altura (cm)
1	2
2	2.5
3	4
5	6
6	10.5
7	14
8	18.5
9	17
10	25
11	0.5
12	0.5
13	16
14	10.5
15	16
16	16
18	10
19	18
20	18
21	10
22	8
23	6.5

**ANEXO 2****Balance de masa de los sólidos suspendidos volátiles en el digestor**

Entradas.- Masa de sólidos suspendidos volátiles alimentados (SSV_A)

Salidas.- Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en el sobrenadante (SSV_S)
Masa de sólidos suspendidos volátiles desechados en la purga (SSV_P)

Remoción.- Masa de sólidos suspendidos volátiles transformados a biogás (SSV_B)

Acumulación-Producción.- Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (SSV_D)

Con estas variables totalizadoras se obtiene la siguiente ecuación para el digestor:

$$SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_D \dots \dots (1)$$

Por otro lado, para el periodo de tiempo definido:

$$SSV_D = SSV_{Df} - SSV_{Di} \dots \dots \dots (2)$$

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

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

Entonces sustituyendo la ecuación 2 en 3 tenemos que el balance de masa de sólidos suspendidos volátiles para un intervalo f-i es:

$$SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_{Df} - SSV_{Di} \dots \dots \dots (3)$$

Entradas

Para conocer la cantidad de sólidos suspendidos volátiles a la entrada, se obtiene el promedio de los SSV, se multiplica por los días alimentados y por el volumen alimentado de cada tipo de lodo.

En el lodo primario se tiene un promedio de sólidos suspendidos volátiles de (SSV) 8.4776 kg/m³ con 84 días de alimentación con un volumen de 2 m³ de lodo primario.

$$8.4776 \text{ kg SSV/m}^3 * 84 \text{ días} = 712.1184 \text{ kg SSV/m}^3$$

$$712.1184 \text{ kg SSV} * 2 \text{ m}^3 = 1424.2368 \text{ kg SSV}$$

Para el lodo secundario el promedio de sólidos suspendidos volátiles (SSV) fue de 3.9756 kg/m³ con 133 días de alimentación y con un volumen de 6 m³.

$$3.9756 \text{ kg SSV/m}^3 * 133 \text{ días} = 528.7548 \text{ kg SSV/m}^3$$



$$528.7548 \text{ kg SSV/m}^3 * 6 \text{ m}^3 = 3172.5288 \text{ kg SSV}$$

Con la suma de las dos entradas se tiene la cantidad de masa alimentada de lodo (SSV_A) al reactor:

$$1424.2368 \text{ kg SSV} + 3172.5288 \text{ kg SSV} = \mathbf{4597 \text{ kg SSV}}$$

Salidas

Para conocer la cantidad de SSV a la salida es necesario sumar las corrientes que cruzan la frontera del sistema, se cuenta con el sobrenadante y la cantidad de lodo purgado.

El promedio del sobrenadante (efluente) en el reactor fue de 3.1107 kg/m³ de SSV con 136 días y un volumen evacuado de 8 m³.

$$3.1107 \text{ kg/m}^3 \text{ SSV} * 136 \text{ días} = 423.0552 \text{ kg/m}^3 \text{ SSV}$$

$$423.0552 \text{ kg/m}^3 \text{ SSV} * 8 \text{ m}^3 = \mathbf{3384 \text{ kg SSV}}$$

En el periodo de estudio se realizaron tres purgas, obteniéndose el promedio de 19.9989 kg SSV/m³ con un volumen de 6 m³.

$$19.9989 \text{ kg SSV/m}^3 * 6 \text{ m}^3 = \mathbf{120 \text{ kg SSV}}$$

Acumulación

La masa acumulada al inicio en los SSV_{Di} fue de 11.2050 kg SSV/m³ con el volumen del reactor de 18 m³.

$$11.2050 \text{ kg SSV/m}^3 * 18 \text{ m}^3 = \mathbf{202 \text{ kg SSV}}$$

Para el final de la operación se obtuvo el valor de 19.21 kg SSV/m³ con los 18 m³.

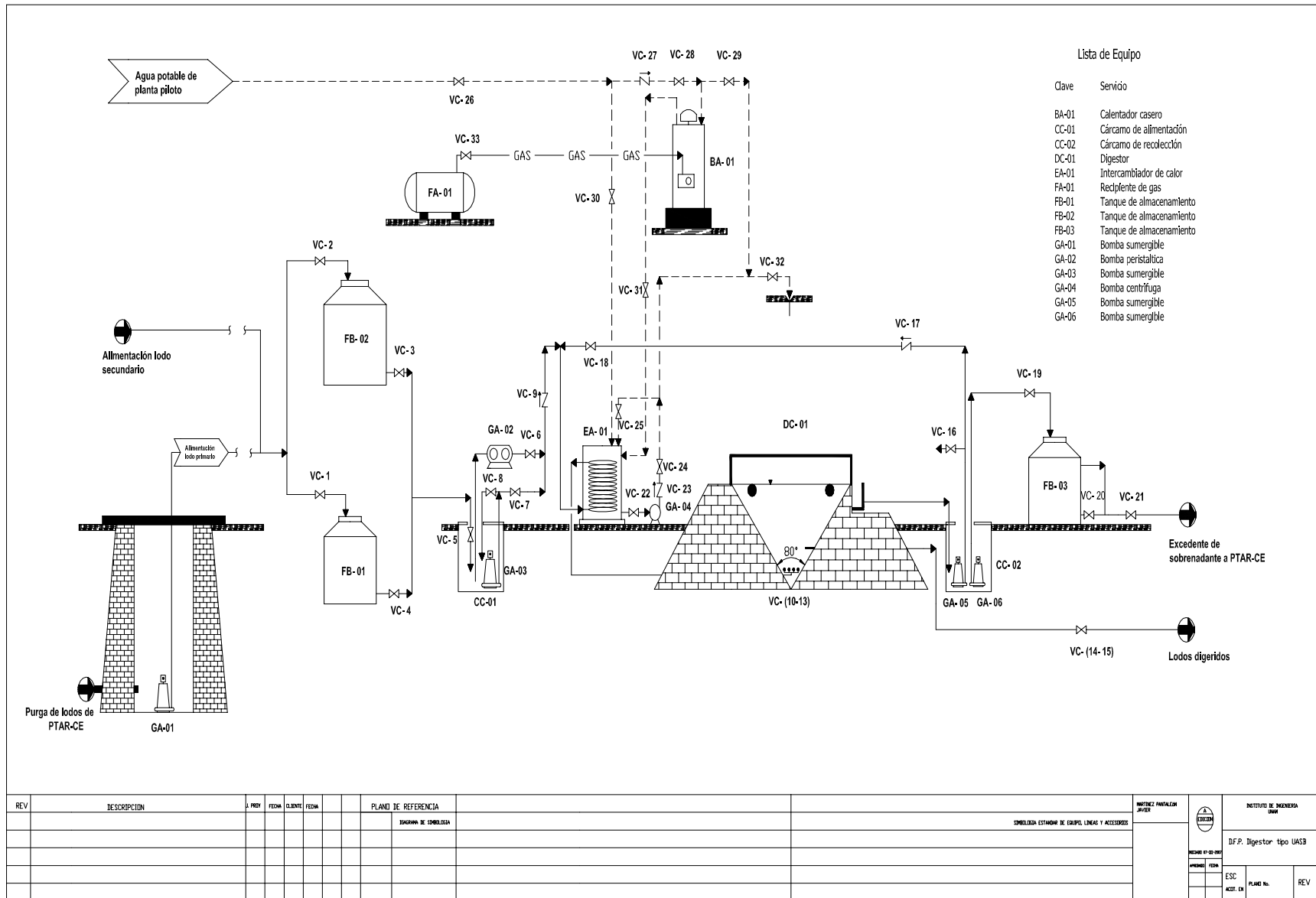
$$19.21 \text{ kg SSV/m}^3 * 18 \text{ m}^3 = \mathbf{346 \text{ kg SSV}}$$

Producción

La producción teórica de biogás se obtuvo a partir del despeje de la ecuación 3.

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

$$\mathbf{949 \text{ kg SSV}} = 4597 \text{ kg SSV} - 3384 \text{ kg SSV} - 120 \text{ kg SSV} - 346 \text{ kg SSV} + 202 \text{ kg SSV}$$



Lista de Equipo

Clave	Servicio
BA-01	Calentador casero
CC-01	Cárcamo de alimentación
CC-02	Cárcamo de recolección
DC-01	Digestor
EA-01	Intercambiador de calor
FA-01	Recipiente de gas
FB-01	Tanque de almacenamiento
FB-02	Tanque de almacenamiento
FB-03	Tanque de almacenamiento
GA-01	Bomba sumergible
GA-02	Bomba peristáltica
GA-03	Bomba sumergible
GA-04	Bomba centrífuga
GA-05	Bomba sumergible
GA-06	Bomba sumergible

REV	DESCRIPCION	A. PROY.	FECHA	CLIENTE	FECHA	PLANO DE REFERENCIA	INSTRUMENTACION	INSTITUTO DE INGENIERIA CIVIL
						DIAGRAMA DE SIMBOLOGIA	VERIFICACION ESTADIA DE EQUIPO, LINEAS Y ACCESORIOS	INSTITUTO DE INGENIERIA CIVIL
								INSTITUTO DE INGENIERIA CIVIL
								DF.P. Digestor tipo UASB
								ESC. ACER. CI
								PLANO No. REV

