



Universidad Nacional Autónoma de México

Escuela Nacional de Estudios Profesionales

IZTACALA

***" Efecto de la velocidad ascendente en la
granulación de lodo de purga,
proveniente de un reactor UASB "***

Tesis Profesional

Que para obtener el título de

B I O L O G O

P r e s e n t a

LUCILA MENDOZA SANCHEZ



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

RECONOCIMIENTOS

Al grupo de investigación sobre procesos anaerobios del Instituto de Ingeniería, períodos 92-1 a 94-1, y en forma especial a:

Dr. Adalberto Noyola Robles por su acertada dirección del presente trabajo.

Dra. Susana Saval Bohorquez por sus útiles consejos y apoyo que facilitaron la realización de esta tesis.

M. en C. Gloria Moreno Rodríguez por compartir su experiencia académica y de investigación, lo cual favoreció el desarrollo de esta labor.

Biól. Adriana Domínguez Arrieta por su valiosa amistad y cooperación.

CON CARÍÑO
A MIS PADRES Y HERMANOS:

PORQUE ME PERMITIERON TENER ALAS
Y EMPEZAR A VOLAR.

A MIS AMIGOS:
QUE ESTAN A MI LADO Y ME PERMITEN COMPARTIR
LA VIDA, LOS PROYECTOS, LA ALEGRIA Y EL DOLOR.

A TODA PERSONA
QUE TOME ESTE TRABAJO EN SUS MANOS,
CON EL DESEO DE QUE LE SEA UTIL.

IMPOSIBLE

Imposible es la pared donde se estrellan todas nuestras habilidades, donde terminan todas nuestras ambiciones, donde amilanados y cobardes volvemos la espalda al enemigo para cederle el triunfo de la victoria.

No, no hay imposibles.

Los que llevamos en el corazón y en el alma esa chispa divina que nos descubre un porvenir glorioso, los que tenemos nervios para resistir y empujar a un cuerpo tembloroso y un corazón que se pasma, no conocemos lo que es un imposible.

¡Adelante! Que tu marcha sea triunfal por el mundo, por el viejo mundo que apenas es un escalón en nuestra vida eterna. No le temas a nada. No mires un pequeño detalle como una resolución completa de la vida del hombre.

Sé grande, sé fuerte, y enséñate como los héroes a convertir los imposibles en acciones, en hechos, en cosas realizadas.

Juan T. González

ÍNDICE

	Página
RESUMEN	I
NOMENCLATURA	II
LISTA DE TABLAS	III
LISTA DE FIGURAS	V
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	2

CAPÍTULO 1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

1.1	Etapas de la digestión anaerobia	3
1.1.1	Reino primario Archaeobacteria	10
1.2	Aplicación de los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales	14
1.2.1	Evolución de la tecnología de los procesos anaerobios	17
1.3	Reactor UASB	19
1.4	Factores ambientales que afectan la aplicación de los procesos anaerobios	23

CAPÍTULO 2. GRANULACIÓN

2.1	Fenómeno de granulación	33
2.2	Teorías acerca de la formación y estructura del lodo granular	38
2.2.1	Formación del lodo granular	38
2.2.2	Estructura del lodo granular	42
2.3	Factores que influyen en la granulación	45
2.4	Trabajos enfocados a la obtención de lodo granular en México	50

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

3.1	Etapa I. Efecto de la velocidad ascendente en la granulación rápida	54
3.2	Etapa II. Producción de un lote de inóculo granular	57
3.3	Etapa III. Prueba en continuo del lodo de inóculo producido	58

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1	Etapa I. Efecto de la velocidad ascendente	61
4.2	Etapa II. Generación de un lote de lodo granular	76
4.3	Etapa III. Comportamiento del lodo granulado, en un reactor en continuo	78
4.3.1	Caracterización del agua residual	78
4.3.2	Arranque	83
4.3.3	Período estable del reactor UASB	91
4.3.4	Período de desestabilización del reactor	97
4.3.5	Período final	99

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES 103

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 105

APÉNDICE 1	112
APÉNDICE 2	133

RESUMEN

En los sistemas anaerobios de alta tasa, como el reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), es muy importante mantener una elevada proporción de biomasa activa en el interior del sistema. Esto se logra al favorecer la agregación de los microorganismos en forma de lodo granular o bien de flóculos de alta sedimentabilidad que difícilmente sean evacuados con el efluente del reactor.

Con el fin de evaluar el efecto único que la velocidad ascendente ejerce sobre la granulación, a un lodo aerobio de purga adaptado en anaerobiosis se le aplicaron diferentes velocidades ascendentes en un intervalo de 1 - 50 m/h. En una columna de vidrio de aproximadamente 1.3 l, se determinó el intervalo de velocidades con las que se obtuvo el lodo con mejores características de sedimentación, que fue de 1 - 15 m/h. A esta velocidad ascendente se redujo a casi la mitad el valor del índice volumétrico de lodos y se incrementó casi tres veces la velocidad de sedimentación. Se produjo un lote de lodo granular bajo las condiciones experimentales determinadas; dicho lote de lodo se empleó como inóculo de un reactor UASB a nivel laboratorio con el que se trató un agua residual procedente de la industria de frituras de papa y maíz a temperatura ambiente con un tiempo de retención hidráulica de 12 h. Durante la experimentación con el reactor se logró determinar y trabajar diferentes etapas, a saber: arranque, estabilidad, desestabilización y tendencia al recuperamiento del sistema. Durante estos períodos, el lodo producido mejoró sus características microbiológicas y fisicoquímicas, mostrando ser un inóculo adecuado.

NOMENCLATURA

AE -	ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA
AGV's -	ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES
BACTERIAS:	
A -	BACTERIAS ACETOCLÁSTICAS
F -	BACTERIAS FERMENTATIVAS
H -	BACTERIAS HIDROGENÓFILAS
OHPAb -	BACTERIAS ACETÓGENAS PRODUCTORAS OBLIGADAS DE HIDRÓGENO, BUTIRÓTROFAS
OHPAp -	BACTERIAS ACETÓGENAS PRODUCTORAS OBLIGADAS DE HIDRÓGENO, PROPIONÓTROFAS
DQO -	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO
IVL -	ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS
NMP -	NUMERO MAS PROBABLE
NTK -	NITRÓGENO TOTAL KJELDALL
ST -	SOLIDOS TOTALES
STV -	SOLIDOS TOTALES VOLÁTILES
STF -	SOLIDOS TOTALES FIJOS
SS -	SOLIDOS SUSPENDIDOS
SD -	SOLIDOS DISUELTOS
TRH -	TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA
UASB -	REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE Y LECHO DE LODOS
VEL. ASC. -	VELOCIDAD ASCENDENTE
VEL. SED. -	VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN

LISTA DE TABLAS

	página
1.1 Características moleculares distintivas de las bacterias, archibacterias y eucariotas.	10
1.2 Ventajas y desventajas del reactor UASB.	19
1.3 Metales nutrientes necesarios para la biomasa en función de la DQO del agua residual.	31
2.1 Características de un lodo granular.	36
4.1 Esquema de aplicación de las diferentes velocidades ascendentes.	61
4.2 Efecto de la Vel. Asc. en la sedimentabilidad del lodo anaerobio.	65
4.3 Comportamiento de los sólidos suspendidos respecto a la Vel. Asc.	71
4.4 Comparación del lodo obtenido a 15 m/h, el lodo inoculado y el lodo granular.	73
4.5 Características del lote de lodo granulado a 15 m/h.	76
4.6 Características de los lotes de agua residual industrial (valores promedio).	79
4.7 Actividad Metanógena al acético a temperatura ambiente y a 37 °C.	81
4.8 Características y condiciones de operación del reactor UASB.	83
4.9 Comportamiento de los sólidos en el reactor durante el período de estabilidad del mismo.	93

	página
I.1 Datos de IVL, Vel. Sed. y Diámetro de grano en tres corridas experimentales. Aplicación de diferentes Vel. Asc.	113
I.2 Datos de SST, SSV, SSF y volumen evacuado en tres corridas. Aplicación de diferentes Vel. Asc.	114
I.3 Parámetros estadísticos evaluados en la determinación del diámetro de grano a diferentes Vel. Asc's.	118
III.1 Características de los lotes de agua residual industrial alimentada al reactor UASB.	120
III.2 Período de arranque del reactor UASB.	121
III.3 Período estable del reactor UASB.	122
III.4 Período de desestabilización del reactor UASB.	123
III.5 Período final de la experimentación con el reactor UASB.	124
III.6 Características de la cama de lodos del reactor UASB.	125
III.7 Especiación de metales en el lodo del reactor UASB.	126
III.8 Parámetros estadísticos evaluados en la determinación del diámetro de grano de los muestreos en el lodo del reactor UASB.	132

LISTA DE FIGURAS

	página
1.1 Diagrama de la digestión anaerobia.	4
1.2 Microorganismos involucrados en la digestión anaerobia.	9
1.3 Diagrama de flujo de la energía en los procesos biológicos del tratamiento de aguas residuales.	15
1.4 Reactor UASB.	20
1.5 Relación entre pH y la concentración de AGV's.	26
2.1 Modelo multicapas del lodo granular anaerobio.	43
3.1 Sistema empleado para aplicar velocidad ascendente.	55
3.2 Reactor UASB empleado para la experimentación.	59
4.1 Efecto de la Vel. Asc. en el IVL.	66
4.2 Efecto de la Vel. Asc. en la velocidad de sedimentación.	67
4.3 Efecto de la Vel. Asc. en el diámetro de grano.	69
4.4 Porcentaje de SST evacuados con diferentes Vel. Asc.	72
4.5 Aspecto del lodo sometido a diferentes Vel. Asc.	75

4.6	Actividad metanógena al acético a 37 °C.	82
4.7	Actividad metanógena al acético a Temperatura Ambiente.	82
4.8	Variación de la carga orgánica másica durante el arranque del UASB.	85
4.9	Alcalinidad a pH 5.75 en el efluente del UASB.	86
4.10	Relación <i>alfa</i> en el efluente del UASB.	87
4.11	Eficiencia de remoción en DQO_t , reactor UASB.	88
4.12	Eficiencia de remoción en DQO_s , reactor UASB.	88
4.13	Producción Volumétrica de biogás, reactor UASB.	89
4.14	Composición de biogás, reactor UASB.	90
4.15	Volumen de la cama de lodos del reactor.	92
4.16	DQO_t (influyente y efluente), reactor UASB.	94
4.17	DQO_s (influyente y efluente), reactor UASB.	94
4.18	IVL y Vel. Sed. en el lodo del reactor.	95
4.19	Actividad metanógena específica del lodo del reactor.	96
4.20	NMP del lodo del reactor UASB.	96
4.21	Aspecto de la cama de lodos del reactor.	102

	página
I.1 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 10 m/h.	115
I.2 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 15 m/h.	115
I.3 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 20 m/h.	116
I.4 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 30 m/h.	116
I.5 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 40 m/h.	117
I.6 Distribución de frecuencia del diámetro de grano a 50 m/h.	117
III.1 Nitrógeno amoniacal. Reactor UASB.	127
III.2 Nitrógeno total. Reactor UASB.	127
III.3 Temperatura (°C). Reactor UASB.	128
III.4 Alcalinidad a pH 4.3. Reactor UASB.	128
III.5 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo de inóculo. Reactor UASB.	129
III.6 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 95. Reactor UASB.	129
III.7 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 129. Reactor UASB.	130
III.8 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 171. Reactor UASB.	130
III.9 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 193. Reactor UASB.	131
III.10 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 220. Reactor UASB.	131

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia se perfila actualmente como una alternativa eficiente y aplicable para el tratamiento de aguas residuales en nuestro país, puesto que tiene bajos requerimientos energéticos y se obtiene gas metano, susceptible de utilizarse como fuente de energía, además de una baja producción de lodos, los cuales no requieren de un postratamiento (Noyola, 1990).

Dentro de las tecnologías actuales para la digestión anaerobia cabe destacar el reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB -Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Este tipo de reactor no requiere de un material de soporte para los microorganismos, ya que el lodo tiene como principal característica una rápida sedimentación debida a su forma granular. De lo anterior se infiere que el mejor inóculo para este tipo de reactores es el lodo granular. Sin embargo, en México no se posee aún una fuente amplia disponible de este tipo de lodo, aunque existen a la fecha algunos reactores a nivel industrial en los que ya se ha desarrollado lodo granular (Noyola y Bustamante, 1992). Debido a la creciente demanda de esta tecnología, es necesario realizar investigación encauzada hacia la producción de inóculo con estas características.

En este sentido, se han hecho diferentes trabajos con el propósito de establecer las condiciones de operación que favorezcan el desarrollo de lodo granular anaerobio, como los de Moreno (1994) y Rustrián (1992), entre otros. En el caso de la velocidad ascendente, ésta tiene un efecto directo en la agregación del lodo y es una condición de operación relativamente fácil de controlar, por lo que es necesario ampliar la investigación en este sentido. En el presente trabajo se evaluó el efecto que la velocidad ascendente ejerce sobre la agregación de un lodo anaerobio floculento, así como el comportamiento de un lote de lodo, obtenido bajo las condiciones experimentales aquí encontradas, durante el tratamiento de un agua residual industrial.

OBJETIVOS

GENERAL

Evaluar el efecto único de la velocidad ascendente sobre la granulación de un lodo aerobio adaptado en anaerobiosis, en un reactor tipo UASB, así como el comportamiento de este lodo en el tratamiento de un agua residual industrial.

PARTICULARES

Evaluar el efecto de la velocidad ascendente en un intervalo de 1 a 50 m/h, sobre la formación rápida de lodo granular y producir un lote que presente las mejores características de sedimentación, tomando como referencia el Índice Volumétrico de Lodos (IVL), Velocidad de Sedimentación (Vel. Sed.) y Diámetro de grano.

Caracterización microbiológica y fisicoquímica del lodo granular obtenido y seguimiento de su evolución durante el tratamiento de un agua residual industrial a nivel laboratorio.

CAPITULO 1

DIGESTIÓN ANAEROBIA

1.1 ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Las primeras referencias respecto a la producción de biogás combustible (mezcla de CH_4 y CO_2 principalmente) se remontan a épocas antiguas, con la descripción de "fuegos fatuos" en zonas pantanosas, así como de "dragones" proporcionada por varias culturas, que corresponden muy probablemente a la combustión del gas metano obtenido por vía biológica. Sin embargo, las primeras descripciones científicas a este respecto aparecen en los trabajos de Volta y Dalton (siglos XVIII y XIX), y es a finales del siglo XIX que se asoció la metanogénesis con un proceso microbiológico (Calzada, 1990). Pero es en el siglo XX que se ha desarrollado enormemente la tecnología de utilización de los procesos de digestión anaerobia en el tratamiento de residuos orgánicos.

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico que se realiza en ausencia de oxígeno o en condiciones altamente reductoras. En su desarrollo intervienen microorganismos anaerobios estrictos y facultativos que degradan la materia orgánica en compuestos simples, tales como el CO_2 y CH_4 . La Figura 1.1 esquematiza el diagrama de flujo de la materia orgánica propuesto por Gujer y Zehnder (1983).

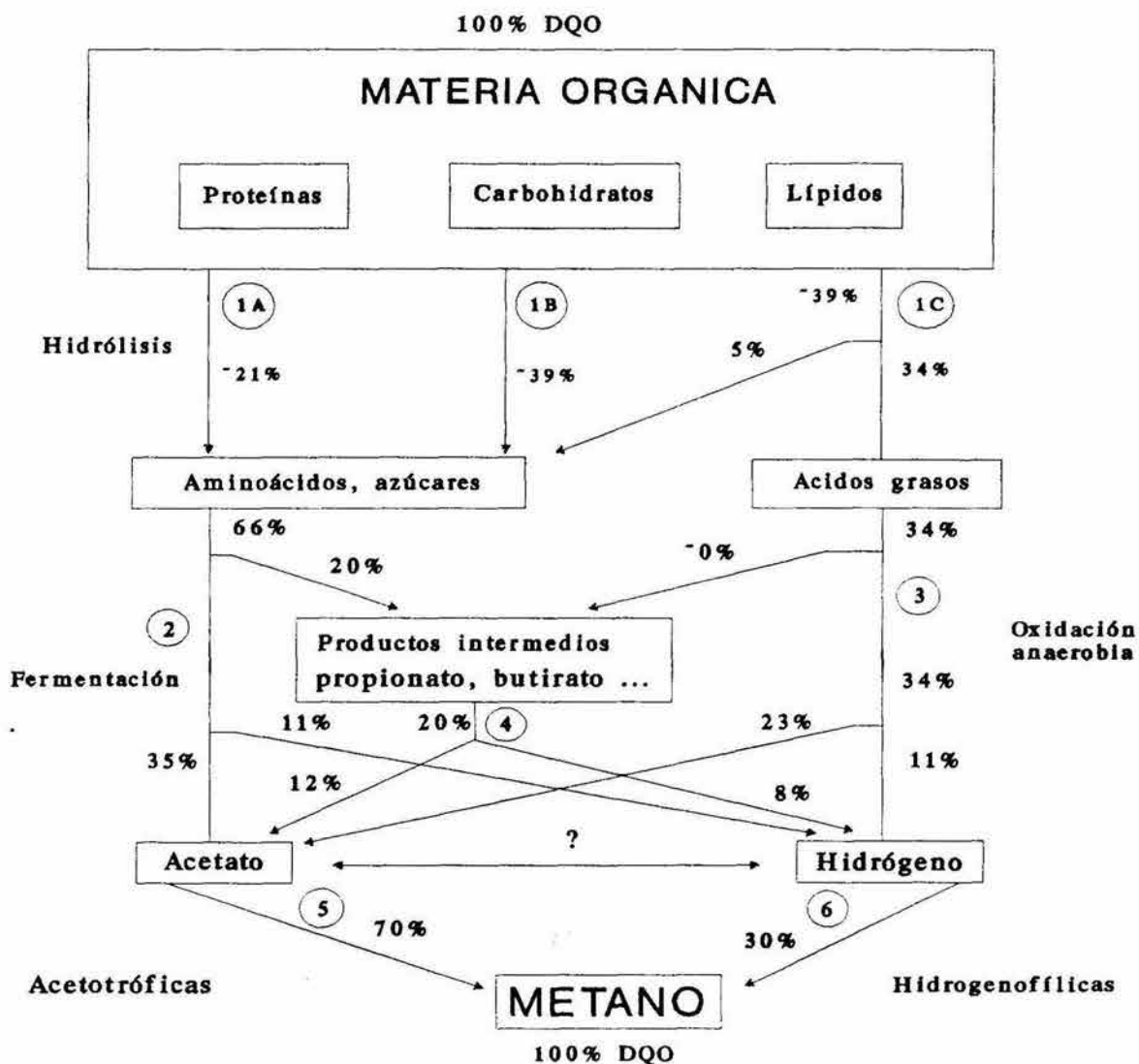


Fig. 1.1 Diagrama de flujo de la materia orgánica en la digestión anaerobia (Gujer y Zehnder, 1983).

De manera general, se distinguen seis etapas de conversión de la materia orgánica en la digestión anaerobia, a saber:

1) HIDRÓLISIS DE BIOPOLÍMEROS (Proteínas, carbohidratos y lípidos)

En general las bacterias son incapaces de utilizar material particulado como sustrato, por lo que éste debe ser hidrolizado a compuestos más simples mediante enzimas extracelulares, como las lipasas y proteasas, secretadas por organismos de los géneros *Clostridium* y *Proteus vulgaris*, (Woods y Melina 1965; en Gujer y Zehnder, 1983). De esta forma se obtienen polímeros solubles (péptidos, oligosacáridos, polisacáridos y ácidos grasos de cadena larga) y monómeros (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena corta -AGV's, como el propiónico, acético).

2) FERMENTACIÓN DE MONOSÁCARIDOS Y AMINOÁCIDOS

En esta etapa, los sustratos empleados por las bacterias fermentativas son aminoácidos y azúcares, que actúan como donadores y a la vez aceptores de electrones. Estos sustratos son transformados en biomasa, productos intermedios de degradación como propionato, butirato, acetato y alcoholes; como etanol y metanol, así mismo, H_2 y CO_2 . El H_2 producido durante la fermentación se origina de la deshidrogenación del piruvato.

La fermentación generalmente no constituye el "paso limitante" en la realización del proceso anaerobio, debido a que no es fácilmente saturable y no depende en forma extrema del pH (Gujer y Zehnder, 1983). Sin embargo, puede ocasionar problemas en las siguientes etapas, como en el caso de un choque orgánico (sobrecarga en la alimentación), durante el cual se origina una sobreproducción de AGV's en el reactor que acidifican el medio hasta valores de pH inhibitorios, principalmente para las bacterias metanógenas. Entre los grupos bacterianos reportados como

responsables de esta etapa se mencionan los géneros: *Lactobacillus*, *Escherichia*, *Pseudomonas* y *Desulfovibrio* (Fig. 1.2).

3) OXIDACIÓN ANAEROBIA DE LOS ÁCIDOS GRASOS

En el proceso de oxidación anaerobia la principal fuente de electrones es el hidrógeno, el cual se produce mediante la oxidación de NAD(P)H y ferredoxina, que con base en consideraciones termodinámicas se verá inhibida debido a elevadas presiones parciales de hidrógeno.

Los ácidos grasos de cadena larga se degradan mediante *beta*-oxidación, (Jeris y McCarty 1965, en Gujer y Zehnder, 1983). Entre los microorganismos que intervienen en esta etapa se encuentran *Clostridium* y *Syntrophomonas wolfei* (Fig. 1.2).

4) OXIDACIÓN ANAEROBIA DE PRODUCTOS DE DEGRADACIÓN INTERMEDIA (Propionato, butirato).

La degradación de butirato y propionato es posible que se realice en la misma forma que los ácidos grasos de cadena larga. Durante esta etapa, el grupo bacteriano denominado OHPA (Obligate Hydrogen Producing Acetogen), es el que degrada los ácidos grasos de cadena larga hasta acetato, H₂ y CO₂.

Hasta ahora, debido principalmente a los tiempos de generación tan largos que presentan, así como la necesidad de aislarlas en cocultivo con bacterias hidrogenófilas, solo se conocen cinco especies (Guyot, 1992):

Syntrophomonas wolfei Oxida los ácidos monocarboxílicos saturados de C₄ a C₈ en acetato e hidrógeno.

Syntrophobacter wolinii Oxida el propionato en acetato, CO₂ e H₂.

Syntrophospora bryantii Oxida los ácidos grasos de C4 a C11.

Syntrophus buswellii Es capaz de oxidar benzoato.

Syntrophomonas sapovorans Oxida los ácidos grasos saturados de C4 a C18 así como algunos ácidos grasos insaturados.

La acumulación de H₂ en el medio, como ya se mencionó, inhibe a este grupo de bacterias. Por lo anterior, se establece una relación sintrófica entre las OHPA y un grupo de bacterias denominadas metanógenas hidrogenófilas. Esta relación sintrófica se basa en la transferencia interespecie de hidrógeno, y representa una ventaja para los donadores de H₂ (debido a la remoción del producto en el medio). Este fenómeno de sintrofía es muy importante para el entendimiento de los mecanismos de regulación de la digestión anaerobia, pues es debido a esta relación que se puede mantener un balance energético favorable para las reacciones de acetogénesis.

Si las presiones parciales de H₂ exceden de 10⁻⁴ atm para el etanol, 10⁻⁴ atm para el propionato y 10⁻⁴ atm para el butirato, la oxidación de estos compuestos en acetato mediante la transferencia interespecie de hidrógeno no ocurre.

Cuando el medio contiene sulfatos, ciertos grupos de bacterias sulfatorreductoras (BSR) sustituyen a las hidrogenófilas, dando lugar a la producción de H₂S. En ausencia de SO₄²⁻, las bacterias sulfatorreductoras establecen una relación sintrófica con las OHPA efectuando una reacción de acetogénesis a partir de los otros ácidos grasos.

5) METANOGENESIS A PARTIR DE ACETATO

El 70% del metano producido en un digestor proviene de la descarboxilación del acetato, reacción catalizada por las bacterias metanógenas acetoclásticas, de acuerdo con la siguiente ecuación:

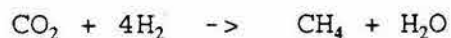


Las bacterias metanógenas son anaerobias estrictas, requieren de condiciones reductoras rigurosas (< -330 mV) y ausencia de aceptores minerales finales como NO_3^- y SO_4^{2-} , que favorezcan otras vías en competencia con la metanogénesis (Guyot, 1990).

Los géneros más representativos son *Methanosarcina* y *Methanotherix soehngeni* (Gujer y Zehnder, 1983). Estas bacterias tienen un pH óptimo cercano a la neutralidad (6.7 a 7.8) y un pH inhibitorio por debajo de 6.2 (Guyot, 1990). Muestran cinéticas típicas de crecimiento, en relación con la concentración de la materia orgánica, lo cual lleva al predominio del género *Methanotherix* cuando el sustrato se encuentra en bajas concentraciones, mientras *Methanosarcina* predomina cuando el nivel de materia orgánica es elevado.

6) METANOGENESIS A PARTIR DE H_2 Y CO_2

Las bacterias metanógenas hidrogenófilas catalizan la producción de CH_4 de acuerdo con la siguiente ecuación:



Las especies más conocidas en este grupo son :

Methanobacterium formacicum, *Methanospirillum hungatei*,
Methanobrevibacter sp., y *Methanobacterium thermoautotrophicum*.

Estos microorganismos obtienen su energía a partir de la oxidación de H_2 en presencia de CO_2 como aceptor de electrones, la mayoría pueden utilizar el formato y algunas el CH_3COO^- como fuente de carbono.

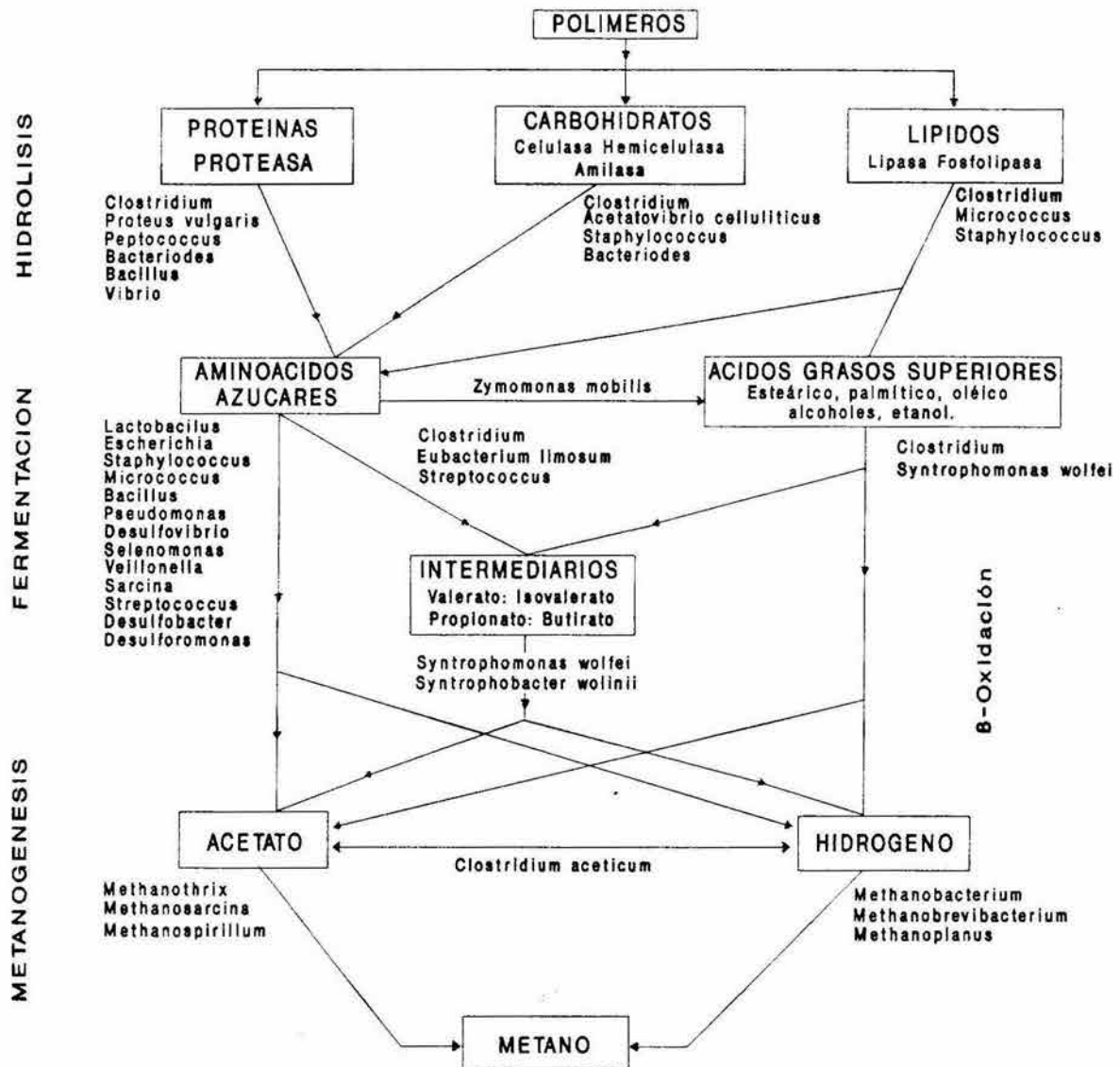


Fig. 1.2 Microorganismos involucrados en las diferentes etapas de la digestión anaerobia (Stronach et al, 1986).

1.1.1 REINO PRIMARIO ARCHAEOBACTERIA (ARQUEOBACTERIAS)

Las bacterias metanógenas, junto con las bacterias halófilas extremas y las termoacidófilas, se agrupan en el reino denominado Archaeobacteria. Este término refleja su situación en la escala evolutiva, ya que en algunos aspectos, las Arqueobacterias son únicas y en otros se asemejan a las eubacterias o a las células eucariontes, por lo que ha sido necesaria la estructuración de un nuevo reino primario.

Tabla 1.1 Características diferenciales de las bacterias, arqueobacterias y eucariontes (Woese, 1981).

CARACTERÍSTICA	ARQUEOBACTERIAS	EUBACTERIAS	EUCARIONTES
Tamaño celular	1 micrómetro	1 micrómetro	10 micrómetros
Organelos	Carecen	Carecen	Poseen
Membrana celular	Diferentes tipos. Sin ácido murámico	Un tipo. Diferentes variedades. Ácido murámico	Sin pared en animalia. Diferente en otros
Lípidos de membrana	Cadenas alifáticas: unión tipo éter	Cadenas alifáticas: unión tipo éster	Cadenas alifáticas: unión tipo éster
ARN de transferencia timina en brazo común	Ausente	Presente en la mayoría de las especies	Presente en la mayoría de las especies
Dihidrouracilo	Ausente, salvo en un género	Presente en la mayoría	Presente en la mayoría
Iniciador del ARN de transferencia	Metionina	Formil-metionina	Metionina
Ribosomas	30 S, 50 S	30 S, 50 S	40 S, 60 S

El hecho de que las bacterias metanógenas sólo vivan en ambientes libres de oxígeno y generen metano mediante la reducción del dióxido de carbono, encaja perfectamente con las condiciones que se supone prevalecieron en la tierra primitiva: una atmósfera rica en dióxido de carbono, con algo de hidrógeno y virtualmente sin oxígeno. Debido a esto, el nombre Archaeobacteria alude al hecho de que estos organismos debieron dominar en la biosfera primitiva, pero, al cambiar las condiciones, sus requerimientos de anaerobiosis las confinaron a un limitado número de nichos, en comparación a los que ocupaban anteriormente. Se les puede encontrar en aguas estancadas, plantas de tratamiento de aguas residuales, en el rumen del ganado, en el tracto intestinal de los animales, en el fondo del océano y en los manantiales de aguas termales. Como se observa, tienen una distribución geográfica universal aunque restringida a determinados nichos ecológicos, debido a la presencia de oxígeno (Woese, 1981).

Dentro de las características distintivas de las bacterias metanógenas, es importante señalar la presencia de seis coenzimas exclusivas de las bacterias metanógenas:

a) La coenzima M o HS-CoM, que sirve para el transporte del grupo metil en forma de metil-coenzima ($\text{CH}_3\text{-S-CoM}$). Al reducirse el grupo metil a metano se regenera la coenzima M.

b) El cofactor F_{420} es un 5-deazaflavin análogo en su estructura a la Flavina Mononucleótido (FMN). El F_{420} tiene un bajo potencial de hidrógeno y su función consiste en transportar electrones durante las etapas intermedias de la biosíntesis del metano. El potencial Redox de la pareja $\text{F}_{420}\text{H}_2/\text{F}_{420} + 2\text{e}^-$ es de -350 mV menor al de NADPH/NADP, que es de -320 mV (Lehninger, 1988).

Existen diferentes cofactores análogos del F_{420} , todos tienen el mismo cromóforo (8-hidroxi-10-metil-deazaisoaloxazina o 8-HMDI) y una cadena lateral específica.

Se pueden distinguir 4 formas de este cofactor, que se diferencian por el número de residuos (n) de ácido glutámico en la cadena lateral: F_{420-2} , F_{420-3} , F_{420-4} , F_{420-5} .

El F_{420-2} predomina en las bacterias metanógenas hidrogenófilas, del F_{420-3} al 5 predominan en las metanógenas acetoclásticas.

El cofactor F_{420} presenta una fuerte fluorescencia a 420 nm en el estado oxidado y confiere a las metanógenas observadas en microscopía de epifluorescencia un color azul-verde; esto permite detectar su presencia en lodos de digestores.

c) La metanopterin (MPT) o factor F_{342} tiene una fuerte absorbancia a 342 nm y la parte cromófora es una pterina similar al ácido fólico. La forma reducida de la MPT (H_4MPT) es un transportador de moléculas monocarbonadas en las metanógenas. Un derivado del MPT, la sarcinapterina, se encuentra en *Methanosarcina* y *Methanococcus* sp.

d) El metanofuran es la primera coenzima involucrada en la reducción del CO_2 en metano mediante la producción de formilmetanofuran. EL grupo formil se transfiere al H_4MPT en una segunda etapa.

e) El factor F_{430} tiene una estructura tetrapirrólica que contiene níquel. Este factor se considera importante en la reacción terminal de desmetilación reductiva del metil-coenzima M durante la producción de metano, al asociarse con el componente C (proteína) de la enzima metil-reductasa.

f) El "componente B" o 7-mercaptoetanoiltreonina fosfato (HS-HTP) es el donador de electrones en la desmetilación reductiva del metil-coenzima M. Este cofactor es muy sensible al oxígeno, y cuando se expone al aire tiene lugar la formación de disulfuros inactivos (Guyot, 1992).

Las halófilas extremas, cuyo género representativo es *Halobacterium*, requieren de elevadas concentraciones de sal para sobrevivir y algunas pueden desarrollarse en salmuera saturada. Se les puede encontrar a lo largo del borde de los océanos y algunas aguas continentales como las del Mar Muerto y las del Gran Lago Salado. Actualmente, son objeto de amplia investigación debido a que son capaces de mantener fuertes gradientes en la concentración de ciertos iones a través de su membrana celular y los utilizan para el transporte de sustancias hacia los medios intra y extra celulares. Poseen un mecanismo fotosintético relativamente sencillo que se basa en la rodopsina bacteriana, pigmento ligado a la membrana celular, que es muy parecido a los pigmentos visuales (Woese, 1981).

El grupo de bacterias termoacidófilas comprende dos géneros: *Sulfolobus* y *Termoplasma*. Los organismos del género *Sulfolobus* se encuentran en los manantiales de aguas termales sulfurosas. Estas especies crecen a temperaturas cercanas a los 80 °C y algunas variedades a temperaturas mayores a 90 °C, con pH's inferiores a 2. Las bacterias del género *Termoplasma* solo se han encontrado en rescoldos de pilas de carbón; se consideran micoplasmas debido a que carecen de pared celular. Ambos géneros, a pesar de desarrollarse en ambientes sumamente ácidos, tienen en su medio intracelular, un pH cercano a 7, lo cual exige mantener un gradiente de pH a través de la membrana celular. Es importante señalar que si disminuye la temperatura, las bacterias cesan de metabolizar y en consecuencia mueren por descenso del pH celular interno.

La diferenciación del grupo Archaeobacteria es de suma importancia, debido en primer lugar a lo que puede revelar respecto a la primitiva historia de la vida, haciendo abordables por consiguiente dos problemas evolutivos centrales: la naturaleza del antepasado común de toda la vida y la evolución de la célula eucariota (Woese, 1981).

1.2 APLICACIÓN DE LOS PROCESOS ANAEROBIOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El mecanismo mediante el cual un cuerpo de agua se autodepura, se fundamenta en la utilización del material orgánico contaminante, como fuente de energía, por parte de los microorganismos. La biotecnología, al aplicar este principio al tratamiento de aguas residuales, ha desarrollado ampliamente diversas técnicas que intensifican este proceso. En estos se asegura el contacto entre el agua residual y una densa población bacteriana durante un periodo de tiempo, en el cual, los solutos contaminantes son degradados hasta compuestos más simples, generalmente gases, de fácil eliminación, o bien, se transforman en componentes de la estructura celular (Winkler, 1986).

Por lo tanto, los sistemas de tratamiento biológico se aplican en el tratamiento de aguas cuyo contenido de contaminantes es, en su mayoría o totalidad, orgánico y por consiguiente biodegradable. Se pueden dividir en dos grupos: los procesos aerobios, en los que, como su nombre lo indica, los microorganismos requieren oxígeno para realizar sus funciones vitales, y los procesos anaerobios, en los cuales se requiere la ausencia de oxígeno.

Esta diferencia metabólica conlleva implicaciones técnicas y económicas importantes que se traducen en ventajas y desventajas para ambos procesos. La Figura 1.3 representa el flujo de energía que tiene lugar en uno y otro proceso. Así mismo, se aprecian las diferencias que existen durante la transformación del sustrato.

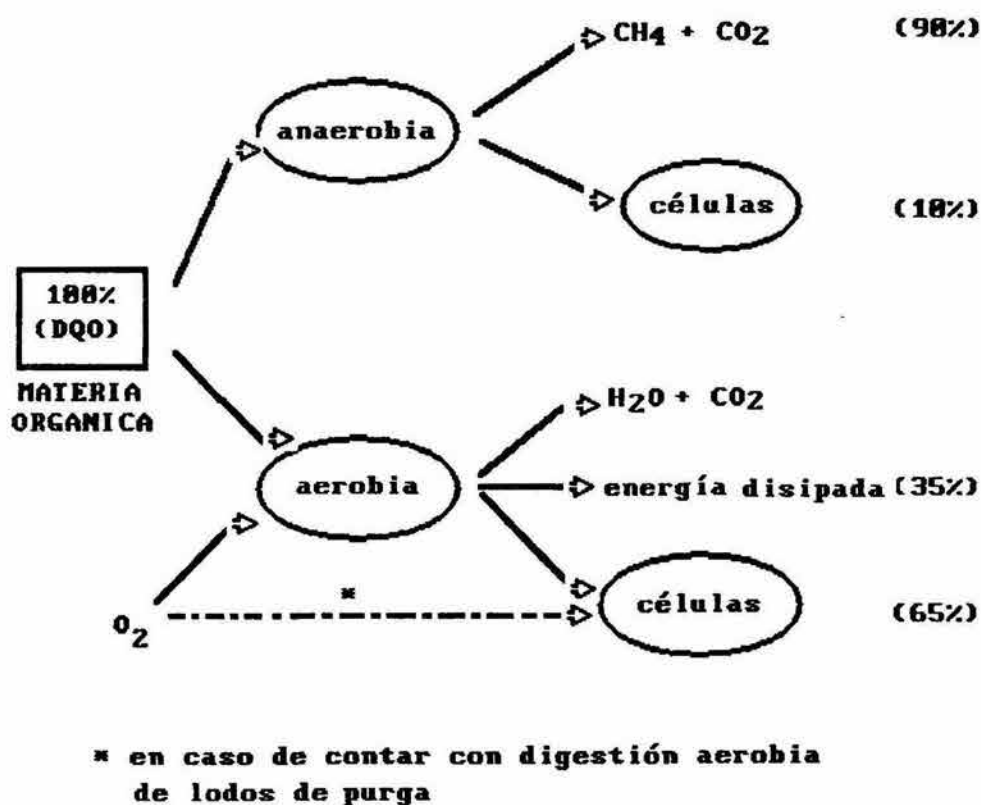


Fig. 1.3 Esquema del flujo de energía en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales (Noyola, 1990).

Los procesos aerobios han sido, hasta ahora, los más utilizados, debido a sus elevadas eficiencias de remoción, en el orden del 90 % al 95 %. Sin embargo, no soportan cargas orgánicas mayores a 1.5 kgDBO/m³·d y se requiere energía para la aeración u oxigenación del agua, también es necesario mayor mantenimiento y hay una elevada producción de lodos de desecho, los cuales requieren ser estabilizados (Noyola, 1993a).

Por otra parte, los sistemas anaerobios son más económicos, debido en primera instancia a que no requieren aeración y por lo tanto, hay bajos requerimientos energéticos, la cantidad de lodo producido es menor que en los procesos aerobios y este lodo no requiere de un postratamiento. Además, se genera un subproducto útil, como es el gas metano, susceptible de utilizarse como fuente de energía en forma directa; como calor, o ser transformado a energía mecánica o eléctrica (Noyola, 1990).

Entre las desventajas podemos señalar que los efluentes tratados por esta vía pueden requerir de un postratamiento, pues conservan cierto contenido de materia orgánica, carecen de oxígeno disuelto y debido a la lentitud en la reproducción de las bacterias, los periodos de arranque pueden ser prolongados. Debido a estas últimas características, los procesos anaerobios se consideraban hasta hace algunos años como procesos bioquímicamente ineficientes y lentos que dan origen a productos secundarios químicamente complejos, y con frecuencia "malolientes" (Winkler, 1986). Sin embargo, las ventajas de estos procesos han motivado un interés encaminado hacia la investigación en el campo de la digestión anaerobia, lo cual se ha traducido en un desarrollo tecnológico importante, sobre todo en la época de los ochentas.

1.2.1 EVOLUCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE LOS PROCESOS ANAEROBIOS

Puesto que la principal limitante en el arranque de un proceso anaerobio es la reproducción lenta de los microorganismos, se han desarrollado varios tipos de reactores cuya diferencia radica, principalmente, en el tiempo de retención de la biomasa activa (lodos) y el incremento de la eficiencia del contacto entre el agua residual y el lodo. La evolución de los procesos anaerobios se puede describir como sigue:

Reactores de Primera Generación

Su principal característica es que el tiempo de retención celular es igual al tiempo de retención hidráulica para los reactores agitados, o bien carecen de un adecuado contacto sustrato-microorganismo. Por esto, los tiempos de retención hidráulica suelen ser muy largos, de 10 a 60 días. En consecuencia, el volumen de los tanques es muy grande y las eficiencias de remoción bajas (30% a 60% de materia orgánica). Entre estos reactores se encuentran la fosa séptica, las lagunas anaerobias, los tanques Imhoff, así como los digestores convencionales y los completamente mezclados, que se aplican en la digestión de lodos de purga de los sistemas aerobios.

Reactores de Segunda Generación

En este tipo de reactores se busca incrementar el tiempo de retención del lodo, para lo cual se han desarrollados dos tendencias; por una parte, se proporciona un material de soporte inerte al que se adhieren los microorganismos y por otra, se busca favorecer las condiciones que permitan la agregación natural de los

microorganismos, ya sea en flóculos o granos de alta sedimentabilidad. Entre los reactores que pertenecen a esta generación se encuentra el filtro anaerobio, introducido por Young y McCarty en 1969, el tubular de película fija construido por van den Berg y Lentz en 1979 y el reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), diseñado y construido por Lettinga y colaboradores en 1980.

Es importante destacar que con el desarrollo de estos sistemas es posible disminuir el tiempo de retención hidráulica en un intervalo de 0.3 a 3 días, con elevadas eficiencias de remoción.

Reactores de Tercera Generación

En este caso, los microorganismos se encuentran formando una película fija adherida a un soporte como puede ser arena, material plástico o material cerámico que se expande o fluidifica mediante una corriente de recirculación. El material de soporte proporciona un área superficial grande para la adhesión de la biopelícula e incrementa su capacidad de decantación, lo cual aumenta el tiempo de retención celular.

En la actualidad los sistemas más utilizados son los reactores de segunda generación, debido a sus altas eficiencias de remoción, con tiempos de retención hidráulica relativamente cortos, un volumen de reactor limitado, y bajos requerimientos de equipo para operación y control, en comparación con los de tercera generación (Noyola, 1990).

1.3 REACTOR UASB

El reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) fue desarrollado en Holanda por Lettinga y sus colaboradores a mediados de la década de los setentas. Entre los reactores de segunda generación éste es el más atractivo, debido a que soporta altas cargas orgánicas y los costos de inversión son más bajos al no requerir de un medio de soporte para la adhesión de los microorganismos. La primera construcción a escala industrial de este tipo de reactor se realizó en Holanda (CSM), bajo la dirección de Lettinga a mediados de los 70's. Su principio de funcionamiento tiene como base la buena capacidad de sedimentación de la biomasa activa (lodo) que presenta una elevada actividad metanógena y forma granular.

Las ventajas y desventajas de este tipo de reactor se pueden resumir de la siguiente manera:

Tabla 1.2 Ventajas y desventajas del reactor UASB (Noyola, 1993b).

VENTAJAS	DESVENTAJAS
- Soporta altas cargas (20 kg DQO/m³ d) - Bajo requerimiento de energía - Construcción relativamente simple - Con inóculo apropiado puede arrancar en forma inmediata - Aplicable a pequeña y gran escala - Operación comparativamente simple - Proceso ampliamente probado	- La granulación es lenta y no necesariamente controlable - No todas las aguas favorecen la granulación - Requerimientos de inóculo con ciertas características - Sensible a aguas que forman precipitados - Riesgo de flotación de los granos durante re arranques e inoculaciones

En la Fig. 1.4, se muestra una representación esquemática del reactor UASB, donde se observa que en la parte inferior del reactor existe un sistema que permite distribuir homogéneamente el agua residual hacia la cama de lodos, donde se realiza la digestión de la materia orgánica. La distribución adecuada de la alimentación garantiza uniformidad en el flujo a través del reactor; esto disminuye las probabilidades de tener caminos preferenciales que originan la presencia en el sistema, de "zonas muertas" (áreas que no son alimentadas, y por consiguiente se manifiestan como biológicamente inactivas); así, al distribuir homogéneamente el flujo se incrementa la eficiencia de remoción en el reactor.

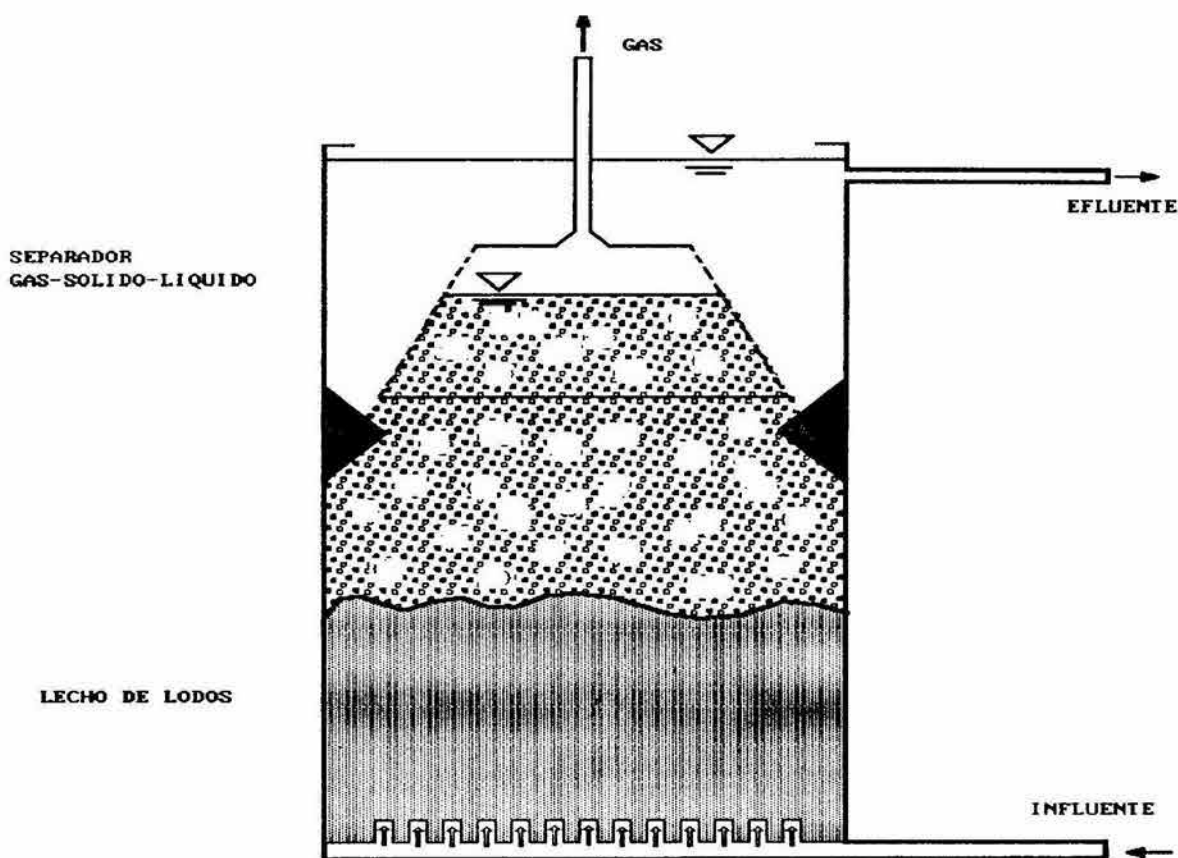


Fig. 1.4 Reactor UASB

Debido al flujo ascendente y a la producción de biogás, la biomasa se suspende en el agua residual. Esto permite por una parte, un mayor contacto entre el lodo y la materia orgánica, favoreciendo la degradación de ésta, y por otra, promueve el desarrollo de agregados de biomasa con buenas características de sedimentación lo cual evita que sea lavada con el efluente del sistema. Los microorganismos se agregan en forma de granos o "pellets" de aproximadamente 1 a 3 mm de diámetro, o en su defecto, se aglomeran en flóculos de alta sedimentabilidad.

En la parte superior, existe un separador de tres fases cuya función es permitir la sedimentación de partículas suspendidas, así como facilitar la liberación del biogás; de este modo se obtiene un efluente clarificado, se favorece la retención de la biomasa dentro del reactor y el biogás producido se puede coleccionar, para dirigirlo hacia algún quemador o un recipiente de almacenamiento para su uso posterior.

De acuerdo con Noyola (1992), al comparar los costos de inversión y operación de varios procesos anaerobios para el tratamiento de un agua residual no compleja y un caudal determinado, el proceso más costoso en inversión es el contacto anaerobio y los más económicos son el lecho fluidificado y el UASB. En lo referente a operación, el lecho fluidificado resulta ser el más costoso pues requiere de personal altamente calificado, por lo que no representa una opción viable para nuestro país, el siguiente más costoso es el de contacto anaerobio. Los más económicos en operación son el filtro anaerobio y el UASB, sin embargo, el filtro anaerobio no soporta altas cargas orgánicas (hasta 15 kg DQO/m³·d), requiere material de soporte para la adhesión de los microorganismos y los períodos de arranque para este tipo de sistemas son muy largos aún cuando se empleara inóculo adecuado.

De cualquier forma, el éxito en el arranque de un sistema de tratamiento anaerobio de alta tasa como el reactor UASB, depende tanto del crecimiento adecuado de la biomasa, como de la retención de los microorganismos dentro del reactor en forma de lodo con buena sedimentabilidad. La mejor forma de lograr esto es utilizar lodo granular anaerobio como inóculo, lo cual es posible sólo en aquellos sitios donde ya existen reactores UASB en operación, y que producen suficiente exceso de lodo de este tipo. En México, hasta la fecha sólo existe un reactor a nivel industrial en el que se ha desarrollado lodo granular. Sin embargo, debido a la creciente aplicación del sistema UASB, la cantidad de lodo que de este reactor se puede obtener resulta aún insuficiente. Por lo anterior, si se desea emplear como inóculo lodo granular, éste se debe importar, asumiendo los elevados costos que esto implica.

Una alternativa consiste en encontrar fuentes de inóculo adecuadas o viables; tal es el caso de los lodos procedentes de lagunas de estabilización, de fosas sépticas, y más recientemente, de la purga de los sistemas de tratamiento de tipo aerobio, lodos activados principalmente. En este último caso es necesario desarrollar las metodologías y/o estrategias que favorezcan su transformación en lodo granular, aún cuando el proceso de formación de este tipo de lodo se desconoce en gran parte, motivo por el cual constituye un tema de amplia investigación a nivel mundial.

1.4 FACTORES AMBIENTALES QUE AFECTAN LA APLICACION DE LOS PROCESOS ANAEROBIOS

Entre los principales factores ambientales que inciden en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales se reconocen los siguientes: pH, alcalinidad, temperatura, nutrientes y compuestos tóxicos. Estos factores se relacionan estrechamente con los parámetros cuyo control favorece el crecimiento de la biomasa, una elevada eficiencia en la remoción de la materia orgánica y una mayor producción volumétrica de biogás. Es pues necesario considerar estos aspectos durante la aplicación de un proceso anaerobio para, en caso necesario, aplicar las medidas correctivas adecuadas.

pH

De manera general, la digestión anaerobia se puede realizar dentro de un intervalo de pH de 6.2 a 7.8; sin embargo, las bacterias metanógenas son muy sensibles a los cambios de pH. El intervalo óptimo para ellas es de 7.0 a 7.2 y se inhiben a valores de pH inferiores a 6.2. Esto ocasiona que la eficiencia de remoción disminuya a medida que el valor de pH se aleja del intervalo óptimo.

Durante el proceso de digestión anaerobia, el descenso en el pH se puede deber entre otras causas, a un aumento en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's), como resultado de un incremento en la materia orgánica alimentada o bien, a una baja actividad metanógena (por inhibición o en periodos de arranque). En condiciones normales de operación, la concentración de AGV's en el efluente es menor a 100 mg/l.

ALCALINIDAD

La alcalinidad de un agua es la medida de su capacidad para neutralizar ácidos. En un agua natural se debe primariamente a las sales de ácidos débiles, también pueden contribuir bases débiles o fuertes. Los bicarbonatos son la principal forma de alcalinidad, se forman en grandes cantidades por acción del CO_2 sobre los materiales del suelo. En aguas contaminadas o anaerobias las sales de los ácidos débiles como acético, propiónico, contribuyen a la alcalinidad (Sawyer y McCarty, 1990).

Con el propósito de evitar problemas de acidificación en los reactores, es necesario mantener en el sistema una buena capacidad amortiguadora, que en su forma más común está formada por el ión bicarbonato y el ácido carbónico en solución, y cuanto mayor sea la cantidad de bicarbonatos, más alta será la capacidad buffer del sistema.

TEMPERATURA

La temperatura afecta directamente la constante específica de reacción y, por consiguiente, influye en la velocidad a la cual se realizan las reacciones químicas y bioquímicas de cualquier proceso. El intervalo de temperatura capaz de activar las enzimas responsables de una reacción se encuentra normalmente entre los 10 y 65°C. Tanto el crecimiento como el metabolismo son resultado de varias reacciones bioquímicas acopladas.

De acuerdo con el intervalo de temperatura en que se realiza la digestión anaerobia, podemos diferenciar tres niveles: Psicrófila (6 a 20 °C) Mesófila (20 a 40 °C) y Termófila (50 a 65 °C).

La temperatura óptima para el crecimiento de las bacterias metanógenas mesófilas es de 37 °C. Dentro del intervalo mesófilo, la tasa de actividad se dobla con un incremento de 10 °C (Noyola, 1993b). Sin embargo, es preciso señalar que la máxima temperatura a la que es posible el crecimiento bacteriano es unos cuantos grados por encima de la óptima y que, si bien un incremento brusco durante un breve intervalo de tiempo favorece un aumento en la actividad microbiana, el mantenimiento de este aumento en la temperatura provoca desnaturalización protéica y posiblemente en forma directa de las membranas celulares, por lo que la tasa de crecimiento descenderá subitamente (Rojas, 1988).

COMPUESTOS TÓXICOS.

En los sistemas anaerobios, este tipo de compuestos se encuentran generalmente en bajas concentraciones, por lo cual ejercen un efecto bacteriostático reversible.

Se les puede agrupar en tres categorías:

-Compuestos cuya toxicidad se relaciona con el pH, este es el caso de los AGV's, el amoníaco y el H₂S.

Los AGV's, el amoníaco y el H₂S se relacionan con el pH, de acuerdo con su constante de disociación y su capacidad de disociación a diferentes valores de pH. La forma tóxica es la no-ionizada, debido a que las moléculas, en esta forma, atraviesan fácilmente la pared celular de las bacterias metanógenas, causando cambios en el pH interno de la célula, ya que se disocian de nuevo en el medio intracelular.

La acumulación de AGV's en el medio conlleva invariablemente a un descenso en el pH. Si los niveles de pH son muy bajos, provocarán inhibición de las bacterias

metanógenas, dificultando la aplicación exitosa del proceso y, en caso de continuar durante periodos prolongados, pueden hacer fallar el sistema. Por ello, es de suma importancia mantener una buena capacidad amortiguadora dentro del reactor, de manera que los AGV's producidos sean neutralizados, no provoquen descensos en el pH y sean más fácilmente degradados por las bacterias.

Cuando la concentración de AGV's es muy elevada, puede destruir la capacidad amortiguadora del reactor, por lo cual es necesario evitar choques de carga en la alimentación.

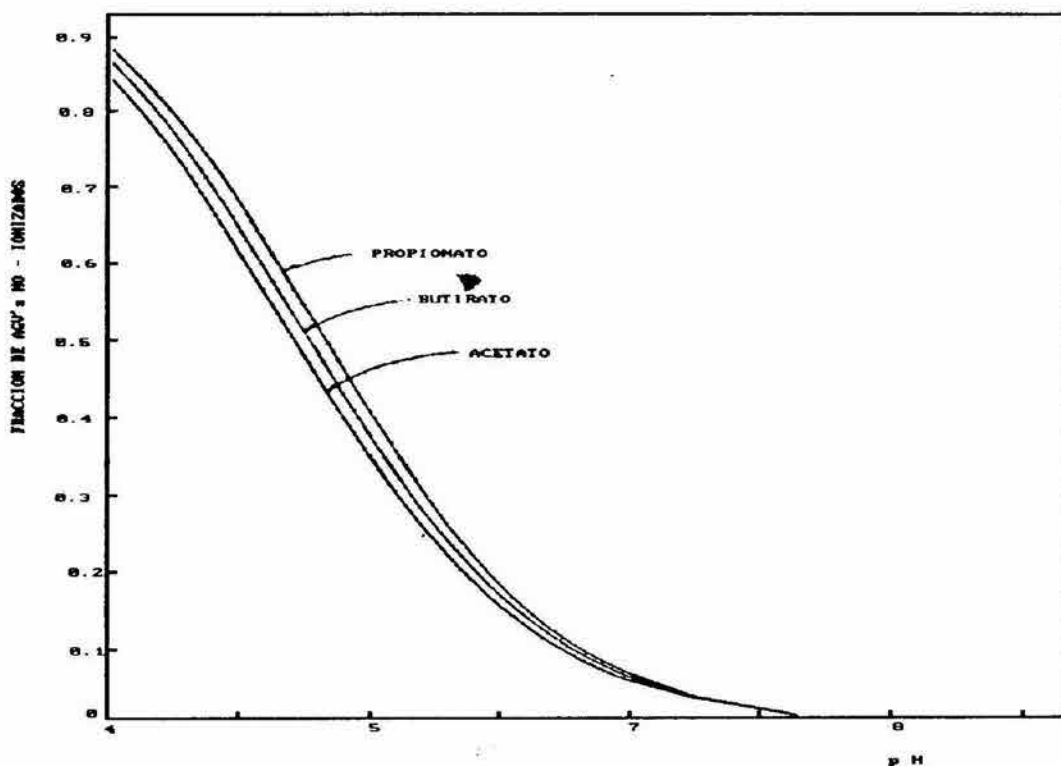


Fig. 1.5 Fracción de AGV's no-ionizados en función del pH (Rojas, 1988).

Como se dijo, los AGV's son tóxicos en su forma no ionizada y a medida que el pH desciende esta fracción de los

AGV's aumenta. Por tanto, en condiciones de acidificación, en el reactor se presenta la forma más indeseada en los AGV's, en la Fig. 1.5 se puede apreciar esta situación (Rojas, 1988).

El amoníaco (NH_3) es un compuesto muy común en las aguas residuales de origen industrial y doméstico, debido a que es un producto de la degradación de proteínas y aminoácidos.

El nitrógeno amoniacal en su forma no disociada (NH_3), se considera inhibitorio a una concentración de 200 a 300 mg $\text{N-NH}_3/\text{l}$ y a un pH neutro. A pH alcalino, un intervalo de concentración de 1500 a 3000 mg N/l como amonio es inhibitorio y concentraciones mayores son fuertemente inhibitorias sin importar el pH (Noyola, 1993b).

El sulfuro de hidrógeno (HS^-), se forma a partir de la degradación de las proteínas y reducción de sulfatos y sulfitos que participan en las reacciones biológicas de oxido-reducción (Rojas, 1988), catalizadas por las bacterias sulfatorreductoras. Estas bacterias consumen además acetato, compitiendo así con las metanógenas en un intervalo de 100 - 150 mg HS^-/l (Speece and McCarty, 1983). Este compuesto en concentraciones de 100 mg/l de HS^- inhibe fuertemente la producción de metano; por encima de 200 mg/l es inhibitorio para la digestión anaerobia, en un intervalo de 64 a 69 mg/l inhibe a las bacterias hidrogenófilas y de 26 a 322 mg/l a las acetoclásticas (Rojas, 1988 y Noyola, 1993b).

-Compuestos con una inmediata o irreversible toxicidad; aquí se considera a muchos solventes orgánicos y algunos venenos fuertes.

Los compuestos clorados con una estructura semejante a la del metano (CCl_4 , CHCl_3 y CH_2Cl_2), son altamente tóxicos aún a concentraciones iguales o menores a 1 mg/l, y por su carácter volátil pueden ser evacuados del sistema con una elevada producción de biogás, pero cuando se alimentan en exceso, se requiere de varios días para la recuperación de la actividad metanógena.

El cianuro y el clorofomo son altamente tóxicos para las bacterias metanógenas pero son menos agresivos hacia las otras bacterias. Se menciona que a muy bajas concentraciones, las bacterias anaerobias son capaces de aclimatarse y tolerar la presencia de cianuro, pero que la aclimatación desaparece si el contacto se interrumpe (Rojas, 1988).

El formaldehído en altas concentraciones, produce desnaturalización protéica, y puede hacer fallar un sistema anaerobio. En tal caso, lo más factible es optar por un sistema aerobio, o remover previamente el formaldehído del agua residual.

El sulfito en concentraciones mayores a 100 mg/l es altamente tóxico, sin embargo, puede ser degradado a HS^- por acción de las bacterias sulfatorreductoras. En este caso, se recomienda usar un sistema anaerobio en dos etapas.

El oxígeno puede cambiar las condiciones de funcionamiento de un sistema anaerobio, produciendo problemas por disminución de la actividad metanógena y bajo crecimiento de la biomasa. Sin embargo, las bacterias facultativas ayudan a eliminarlo del medio, por lo cual no es necesario reducir el influente antes de hacerlo pasar por el proceso.

En cuanto a derivados de petróleo, existe una correlación entre la toxicidad y la estructura molecular del compuesto; se menciona que el aumento en el número de carbonos en la cadena y la adición de grupos hidroxilo, disminuyen su efecto tóxico (Rojas, 1988).

-Metales pesados. (Cr, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Hg, As, etc.)

Comunmente causan inhibición en los reactores aún cuando se encuentran en forma de sales metálicas a bajas concentraciones. Las sales mencionadas como tóxicas se forman con los siguientes metales: Zinc, Níquel, Hierro, Plomo, Aluminio y Cromo hexavalente. Dentro de sus principales efectos en la digestión anaerobia se reporta acumulación de ácidos grasos volátiles en el medio y disminuye la producción de biogás debido a las alteraciones metabólicas que sufren las bacterias metanógenas.

El efecto de los metales pesados dependerá en gran medida de la forma en que se encuentren en el reactor. En el caso del níquel (Ni), cuando se adiciona en forma de sulfato de níquel a 272 mgNi/l no causa alteraciones. Sin embargo, cuando se agregan 30 mgNi/l como nitrato de níquel, se reduce la producción de biogás hasta en un 80%. El cobre (Cu), cuando está presente como sulfato de cobre en concentraciones de 200 a 300 mgCu/l, inhibe la digestión anaerobia, pero cuando se encuentra como hidróxido de cobre a 520 mgCu/l, no causa alteración evidente. Para el Cromo (Cr), se ha observado que en estado trivalente (Cr(III)), tiene un mayor efecto inhibitorio que en estado tetravalente (Cr(IV)) (Noyola et al., 1993).

NUTRIENTES.

Como en todo proceso biológico, la digestión anaerobia requiere de ciertos elementos indispensables para la síntesis celular. La presencia de los nutrientes requeridos, en la concentración adecuada, aumenta la actividad de los microorganismos, y la limitación de estos compuestos o elementos durante un largo periodo, puede provocar fallas en el sistema.

El fósforo y el nitrógeno se consideran los nutrientes más importantes, y se propone que la cantidad requerida de estos elementos debe variar con la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual (Frostell, 1985). En caso de baja concentración o ausencia de alguno de estos, se debe adicionar al sistema, lo cual se hace generalmente en forma de sales como: cloruro de amonio, urea, fosfato ácido, fosfato diácido de sodio, de potasio, cualquier otra sal o ácido fácilmente soluble (Rojas, 1988).

Es necesario mantener una relación DQO:N:P adecuada para el desarrollo de la biomasa. De acuerdo con McCarty, (1979; en Frostell, 1985) existe una relación estequiométrica en la composición de la biomasa anaerobia de $C_5H_7O_2N$, la cantidad de fósforo representa el 15 % del nitrógeno requerido.

En forma teórica es posible calcular la cantidad de nutrientes necesarios en la alimentación; se recomienda comunmente una relación DQO:N:P:S de 400:5:1:0.2 (Noyola, 1993b).

Como se mencionó, las bacterias metanógenas tienen además de un lento crecimiento, requerimientos ambientales y nutricionales estrictos, factores considerados como

limitantes en el proceso. Recientemente se han descubierto algunos aspectos nutricionales, tales como sus requerimientos de elementos traza como Co, Mo, Na, Si, Se, Ni, W y Fe, los cuales se ha visto que, en cultivos puros podían, bajo ciertas condiciones, estimular la metanogénesis o eran esenciales para el crecimiento celular (Nel et al., 1985). Respecto a lo último, en otras investigaciones se reportan como nutrientes obligatorios al Fe, Co, Ni y sulfatos para la conversión del acetato a metano (Scheerer y Sahm, 1981; Speece et al., 1988; Speece y McCarty, 1964; en Ilangovan y Noyola, 1993). Las concentraciones requeridas de Fe, Ni, Co, Mo, se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1.3 Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia, en función de la concentración en DQO del agua (Weiland y Rozzi, 1991; en Noyola, 1993b).

ELEMENTO	CONCENTRACION DEL METAL (mg / l)	
	a 10 gDQO/l	a 50 gDQO/l
Fe	0.5 - 20	3 - 100
Ni	0.05 - 3	3 - 15
Co	0.05 - 2	0.3 - 10
Mo	0.01 - 0.05	0.05 - 0.2

Los estudios realizados respecto a los requerimientos fisiológicos de los metales, indican que el hierro es importante en la conversión del ácido acético a metano en un intervalo de concentración de 0.3 a 0.9 mM.

El molibdeno en una concentración de 0.42 μ M aumenta la conversión de ácido acético a metano y activa las enzimas que degradan la materia orgánica (Noyola et al., 1993).

El cobalto es esencial para las bacterias metanógenas en la formación de la metil cobalamina - enzima activadora de la producción de metano - (Ilangovan y Noyola, 1993). El níquel forma parte del citocromo de la coenzima F., que es un transportador de electrones de bajo potencial y solo se ha encontrado en las bacterias metanógenas (Guyot, 1990).

CAPITULO 2

GRANULACIÓN

2.1 EL FENÓMENO DE GRANULACIÓN

En los sistemas de tratamiento anaerobio de alta tasa, el mantenimiento de una elevada cantidad de biomasa activa dentro del reactor se basa principalmente en el mecanismo de adhesión bacteriana ya sea a un material de soporte inerte, o bien, a otros microorganismos, mediante uniones célula-célula.

De acuerdo con lo anterior, se distinguen tres principales formas que permiten lograr la bioinmovilización:

- 1) Adhesión microbiana a medios de soporte fijos (reactores de flujo ascendente y descendente con biopelícula fija)
- 2) Fijación bacteriana en partículas suspendidas (reactores de lecho expandido y fluidificado)

3) Agregación de microorganismos en granos sin requerir medio de soporte (reactores UASB y sus variantes)

A nivel microscópico no se aprecian grandes diferencias entre un grano y una biopelícula, ya que aproximadamente el 99% de la adhesión en la biopelícula está dada por interacciones célula-célula, tal como ocurre en los granos. Ambos son comunidades heterogéneas cuyos miembros mantienen mutua interdependencia, formando así un consorcio bacteriano (Guiot, 1992a).

En el caso de los reactores UASB que, como se mencionó, favorecen la formación de biomasa con buenas características de sedimentación, preferiblemente agregada en granos, el fenómeno mediante el cual se forman éstos, se denomina granulación y se da como resultado de varios procesos físicos, químicos y biológicos.

El primer reporte de granulación lo publicó Lettinga (1980; en Hulshoff, 1989), y se observó en un reactor a escala piloto de 6 m³ instalado en una planta de la azucarera CSM en Breda, Holanda; las cargas orgánicas aplicadas fueron mayores a 32 kg DQO/m³·d y se obtuvieron eficiencias de remoción en un intervalo de 80-90 %. Posteriormente, Versprille (1978; en Hulshoff, 1989) reportó la granulación con un agua residual de la industria procesadora de papas CAB en Wezep, Holanda; en un reactor a nivel piloto con capacidad de 6 m³ con una carga orgánica de 45 kg DQO/m³·d y eficiencias de remoción mayores al 90 %.

El lodo granulado es susceptible de mantenerse de una manera más fácil en los sistemas UASB cuando se ha empleado como inóculo. En cambio, cuando se emplea lodo no granular, debe considerarse que se requiere de relativamente largos periodos de tiempo (60 días o más) antes de que inicie el proceso de granulación, o se haga evidente el fenómeno.

En realidad, no hay una clara definición de lodo granular debido a que existe una gran variedad de granos. A veces es difícil diferenciar entre un grano y un flóculo, principalmente cuando la granulación no es evidente en la totalidad de la cama, lo cual es común que se presente poco tiempo después de que se logra arrancar el reactor. El tiempo necesario para que el fenómeno de granulación tenga lugar, dependerá entre otras cosas, del tipo de agua residual a tratar y de las condiciones de operación del sistema.

De acuerdo con lo expresado por de Zeeuw (1984, 1988; en Hulshoff, 1989), durante el arranque de reactores UASB a nivel laboratorio, alimentados con mezclas de AGV's, se observó la formación de tres tipos de granos:

- Granos tipo A. Son granos compactos de forma esférica que están constituidos principalmente por bacterias con forma de bacilos, que se asemejan a *Methanothrix soehngenii*. Se denominan también granos bacilares.

- Granos tipo B. Estos son más o menos esféricos, pero están constituidos por bacterias cuyos filamentos se encuentran laxamente entrelazados, y se adhieren casi siempre a una partícula inerte. El organismo que prevalece es también semejante a *Methanothrix soehngenii*.

- Granos tipo C. Los granos de este tipo son esféricos, y los constituyen bacterias tipo *Methanosarcina*. Estos granos son más pequeños con un diámetro promedio menor a 0.5 mm.

Cabe señalar que aún cuando dentro de la morfología de los granos anaerobios se han detectado algunas formas más bien alargadas, de manera general se puede hablar de una tendencia hacia la formación de granos redondeados.

Existen varios criterios para la evaluación de un lodo, y determinar si cumple con las características de un lodo granular típico, los cuales se resumen en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Características de un lodo granular.
(Bustamante, 1993).

PARAMETRO	LODO GRANULAR
CONCENTRACION (gSSV/l)	60 a 100
INDICE VOLUMETRICO DE LODOS (ml/g)	10 - 20
VELOCIDAD DE SEDIMENTACION (m/h)	mayor a 10
GRANULOMETRIA (mm)	0.5 a 1.5
ACTIVIDAD METANOGENA (gCH ₄ -DQO/gSSV·d)	0.5 a 1.5
NUMERO MAS PROBABLE (NMPbacterias/gSSV)	10 ⁸ a 10 ¹⁵

Como se aprecia en esta tabla, el lodo granular, además de tener buenas características de sedimentación, posee una elevada actividad metanógena, lo cual permite la aplicación de altas cargas orgánicas. Esto es debido por una parte, a la rapidez con que se degradará el sustrato, y por otra al aumento en las posibilidades de usar altas velocidades ascendentes (aumento del caudal de alimentación), sin peligro de perder el lodo por evacuación con el efluente del sistema, lo que favorece el acortamiento de los periodos de arranque en los reactores.

De acuerdo con lo expuesto por Fitzpatrick et al. (1989; en Hulshoff, 1989) existen seis principales razones ventajosas para las bacterias, por las cuales se favorece la formación de agregados celulares.

- 1) La agregación bacteriana conduce al ordenamiento de poblaciones heterogeneas de microorganismos sintróficos en forma de asociaciones multicelulares, bajo condiciones fisiológicas favorables.
- 2) Facilita las interacciones simbióticas entre organismos adyacentes, así como el intercambio genético, aspecto muy importante desde el punto de vista evolutivo.
- 3) El crecimiento dentro del grano, a diferencia de las células libremente suspendidas, incrementa el aprovechamiento de los nutrientes disponibles en el agua residual, lo cual se manifiesta al aumentar la capacidad de degradación en el lodo.
- 4) La granulación puede proteger a las células de organismos predadores, como es el caso de los ciliados anaerobios.
- 5) Se minimiza la distancia de difusión para la fermentación de productos intermediarios; esto es una forma eficiente de aprovechar cada fracción de energía disponible dentro de un sistema complejo de degradación.
- 6) Bajo condiciones donde la composición de la solución es adversa para el crecimiento celular (como es el caso de valores de pH extremos), se crea un microambiente más favorable dentro del grano, de manera que el metabolismo bacteriano aún se puede llevar a cabo.

2.2 TEORÍAS ACERCA DE LA FORMACIÓN Y ESTRUCTURA DEL LODO GRANULAR

2.2.1 FORMACIÓN DE LODO GRANULAR

Debido al desconocimiento que hay respecto al proceso mediante el cual se forma el lodo granular, se llevan a cabo actualmente numerosas investigaciones a nivel mundial que tienen por objeto esclarecer los factores que promueven la formación de este tipo de grano. En este sentido, se han planteado algunas hipótesis respecto a la formación de lodo granular, que se presentan a continuación:

De Zeeuw (1988). Propone la existencia de tres tipos de lodo granular, A, B y C descritas con anterioridad.

El observó que durante la degradación de AGV's, los dos géneros bacterianos *Methanothrix* y *Methanosarcina*, tienen gran importancia durante el arranque de reactores UASB y en el desarrollo de lodo granular, ambos géneros degradan el acético hasta CH_4 . Al inicio del arranque, sometidas a bajas presiones selectivas, las bacterias *Methanothrix* crecen dentro y sobre flóculos, de este modo son responsables de la formación de agregados de lodo granular.

El desarrollo de granos de tipo A inicia con la agregación en densos aglomerados de bacterias del género *Methanosarcina*, como resultado de una elevada concentración de ácido acético, y el hueco central es ocupado por bacterias *Methanothrix*. La distribución espacial puede explicarse por su afinidad al

sustrato, fue observada con ayuda del microscopio electrónico, y es aplicable principalmente a granos pequeños.

Los granos tipo B se originan durante el proceso de arranque de un reactor UASB, aquí se presenta selección de las partículas de lodo, las bacterias tienden a adherirse a partículas densas presentes en el lodo de inóculo. A éstas partículas puede adherirse *Methanothrix* formando filamentos laxos entrelazados.

Los granos tipo C se forman debido a una densa aglomeración de bacterias del género *Methanosarcina*, cuya tendencia a la agregación es dependiente de la presión selectiva ejercida por el aumento en el flujo. En este caso, se observa como factor importante la existencia de una elevada concentración de acetato; en este tipo de granos se aprecian cavidades que son ocupadas por otras especies.

Wiegant (1988), presenta su teoría denominada "Teoría del Espagueti" en la cual propone que la granulación en reactores UASB donde predominan las bacterias *Methanothrix*, se realiza en las siguientes etapas:

Inicialmente existe un material de inóculo con una cantidad regular de agregados filamentosos de bacterias *Methanothrix*. Cuando la concentración de *Methanothrix* no es lo suficientemente elevada, se debe favorecer esta condición al proporcionar la concentración de acetato óptima para el desarrollo de éste género.

La concentración de material inerte puede no ser muy alta, de manera que las bacterias *Methanothrix* presentes o que se desarrollan en el lodo pueden encontrarse entrelazadas formando pequeños nudos microscópicos, como se observó durante experimentos termófilos, o adheridos a materia finamente dispersa. En la fase inicial la velocidad ascendente es cero o

muy baja, de modo que no existirá una presión selectiva que favorezca el crecimiento de los agregados.

En este sentido, se puede ejercer una presión selectiva por imposición de un aumento creciente en la velocidad ascendente y, cuando se sigue una rutina apropiada, el desarrollo de granos de *Methanothrix* será inevitable. El desarrollo final de granos de tipo bacilar, parece ser un problema de tiempo después de que se observan los primeros granos filamentosos.

Hulshoff Pol et al. (1988), proponen como principal factor para el desarrollo de granos anaerobios, el régimen hidrodinámico que prevalece en el sistema. De acuerdo con esto, el desarrollo de un grano tiene como origen un núcleo de crecimiento que puede consistir, ya sea de material orgánico inerte, o bien, de material inorgánico acarreado, así como de pequeños agregados bacterianos presentes en el lodo de inóculo. El lodo disperso tiene poca o ninguna oportunidad de permanecer dentro del reactor, lo cual varía de acuerdo con el régimen impuesto al sistema.

Como las dimensiones de los agregados y el grosor son limitados (dictados por las fuerzas internas de unión y el grado de enlazamiento entre los microorganismos) a un tiempo dado, se producirá una segunda generación de núcleos de crecimiento a partir de fragmentos de biopelículas o granos. Estos núcleos secundarios, a su vez aumentarán de tamaño y producirán una tercera generación de núcleos de crecimiento, y el proceso se repetirá de manera sucesiva.

La primera generación de núcleos estará constituida por agregados más o menos voluminosos, los cuales se volverán gradualmente densos debido al crecimiento bacteriano tanto en la parte externa como interna del agregado.

Sam-Soon et al. (1987) proponen que los granos se forman a partir de microorganismos del género *Methanobacterium* cepa AZ, estas bacterias son pH neutrófilas cuyo único donador de electrones es el hidrógeno. Estas bacterias son capaces de producir todos sus aminoácidos con excepción de la cisteína, la cual es necesario suministrarla. Poseen una elevada tasa de crecimiento en condiciones adecuadas, durante su crecimiento secretan una elevada concentración de aminoácidos hacia el medio y crecen en agregados en forma de roseta.

Cuando estos organismos se encuentran en condiciones de exceso de sustrato, como son elevadas presiones parciales de hidrógeno, la relación intracelular ATP/ADP será alta. De forma simultánea, una concentración elevada de ATP estimulará la producción de aminoácidos y el crecimiento celular; sin embargo, su síntesis celular estará restringida de acuerdo con el suministro externo de cisteína. Si hay un exceso de amonio en forma de sal o libre, habrá una sobreproducción de los otros aminoácidos, los organismos entonces liberan estos aminoácidos al medio circundante, o bien, los polimerizan formando cadenas polipeptídicas que se mantienen extracelularmente por extrusión de sitios activos. Estas cadenas polipeptídicas unen a los microorganismos de unas y otras especies formando agregados que constituyen un ambiente microbiológico aislado al cual se ha denominado grano.

Harada et al. (1988) proponen que las bacterias hidrolíticas se adhieren a partículas sólidas insolubles presentes en el sustrato, mediante prolongaciones de tipo fibroso (sustancias exopoliméricas). Estos exopolímeros funcionan como un mecanismo de adhesión célula-célula a través de una formación de puentes, que incrementan la resistencia mecánica y la estabilidad estructural de los agregados, siendo sus principales constituyentes: glucosa, ramnosa, galactosa, manosa y ribosa.

Wu et al. (1987), mencionan que durante el arranque del reactor, se forma un lodo de tipo floculento, del cual, cuando se aplica un aumento en la carga, se evacúan las partículas más dispersas, por lo que decrece la cantidad de lodo en el reactor. El desarrollo de lodo granular se inicia en el fondo del reactor, a partir de los agregados remanentes más densos, y posteriormente se incrementa la cantidad de lodo granular en el reactor.

2.2.2 ESTRUCTURA DEL LODO GRANULAR

Algunos autores, como Robinson y Fiedje (1984), Dolfing et al. (1985) afirman, tomando como base estudios hechos con microscopía electrónica principalmente de transmisión, que los organismos se encuentran distribuidos al azar dentro del grano y por lo tanto no es posible observar una organización interna que se pueda considerar repetitiva.

Dubourguier et al. (1988) encontraron que los agregados anaerobios son heterogéneos. Observaron microflóculos con un intervalo de diámetro de grano de 10 a 50 micrómetros, formados por bacterias del género *Methanothrix* bordeados por colonias de cocos o bacilos. Estos microflóculos se presentan en todos los digestores anaerobios y su formación en los reactores UASB se debe a los filamentos producidos por las bacterias *Methanothrix*. Dichos filamentos originan puentes entre los microflóculos, lo que da como resultado la formación de flóculos con diámetros mayores a 200 micrómetros, en los que se aprecia un gran número de microcolonias embebidas en una matriz exopolimérica. En la parte superficial de varios granos, es posible observar túneles que presumiblemente son útiles para la evacuación del biogás (Guiot, 1992).

Por otra parte, Guiot et al. (1992b) proponen el "Modelo Multicapas", con el cual se considera a los granos como consorcios concéntricos que poseen una estructura bien definida. Mediante experimentos con reactores UASB a nivel laboratorio en condiciones mesofílicas y alimentados con sacarosa, observaron que los granos obtenidos mostraban una estructura formada por tres capas, cada una de las cuales poseía morfotipos bacterianos distintivos (Fig. 2.1).

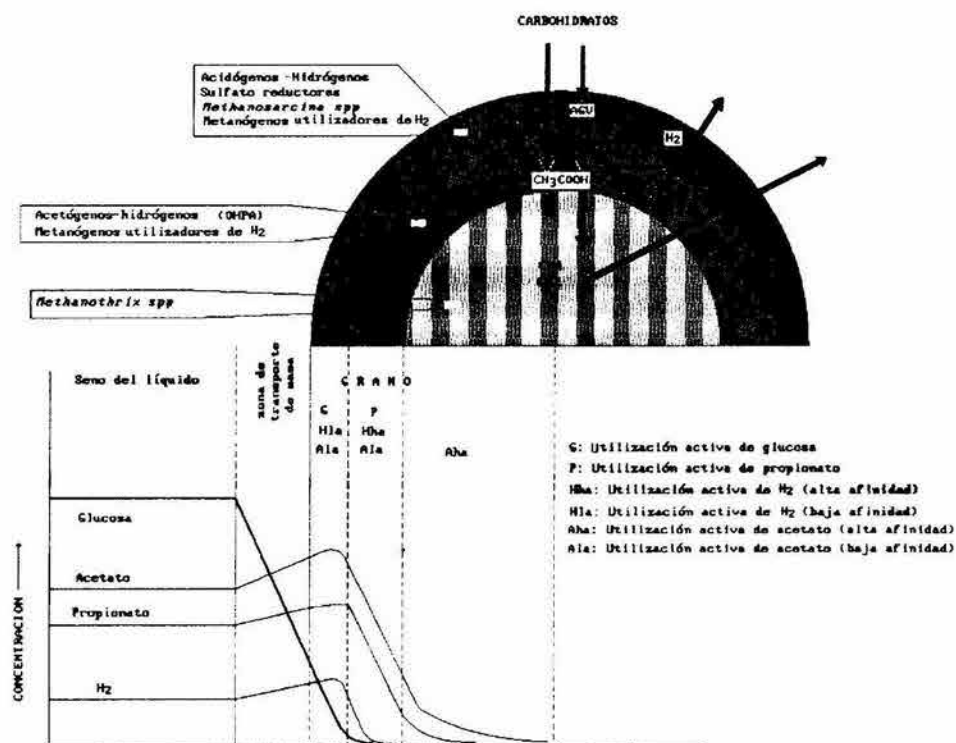


Fig. 2.1 Modelo estructurado en multicapas (Guiot et al., 1992b)

-La capa interna que es el centro del grano, está formado por bacilos que poseen flagelos terminales; son de la misma forma y tamaño descritos para especies de *Methanosaeta* (anteriormente conocida como *Methanothrix*).

-La capa media está constituida por bacilos y cocos. De acuerdo con sus observaciones, los bacilos se asemejan a las especies de *Methanobrevibacter* descritas por Dubourguier et al. (1988).

-La capa externa, contiene una mayor diversidad de microorganismos e incluye tanto organismos acidógenos como sulfatorreductores, así como organismos tipo *Methanococcales* y filamentos tipo *Methanospirillum*.

Alibhai y Forster (1986), al analizar cinco muestras de lodos granulares de diferente procedencia, encontraron una gran variación en la estructura física, al observar granos en cuyo arreglo se presentaba una estructura concéntrica formada por capas bien definidas, como el caso del modelo presentado por Guiot et al., así como granos con microagregados distribuidos al azar y embebidos en una matriz, presumiblemente exopolimérica. Este hecho muestra que no se puede aceptar un modelo estructural único.

En cuanto a la composición microbiana, aunque no se ha detectado uniformidad, encontraron que en todas las muestras analizadas se presentaban organismos del tipo *Methanothrix*. Debido a ello, proponen que estas bacterias son un componente esencial para la formación del lodo granular anaerobio.

2.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA GRANULACIÓN

El lodo granular es el resultado de varios procesos físicos, químicos y biológicos, los cuales incluyen:

a) transporte de células microbianas a la superficie de un núcleo de granulación que puede ser una partícula inerte, un precipitado, o material acarreador

b) adsorción a un material inerte, o bien a otra célula, lo cual constituye una adhesión reversible

c) producción de exopolímeros que aseguren la formación de flóculos y la adhesión permanente del grano, al ser más estable su estructura

d) crecimiento del grano, como resultado de un balance entre el desarrollo de las microcolonias y la separación de partículas dada por el corte del fluido (Guiot, 1992).

El fenómeno de granulación tiene lugar dentro de los reactores UASB, en un medio líquido dado por el agua residual alimentada, por consiguiente, son muy importantes las características del agua a tratar.

Nutrientes

La acción enzimática necesaria para que tenga lugar un metabolismo adecuado en los microorganismos anaerobios se encuentra influida por la presencia de co-factores metálicos. Algunos metales pesados como el Hierro, Cobalto, Niquel, Cobre y Molibdeno, se han identificado como componentes de las enzimas esenciales en numerosas reacciones anaerobias.

Los metales Fe, Ni y Co se consideran como los más importantes en la digestión anaerobia (Oleszkiewicz y Sharma, 1990; en Shen et al., 1993). La conversión de DQO y el crecimiento bacteriano se ven limitados cuando existe deficiencia de Fe (Taylor y Pirt, 1977; en Shen et al., 1993). También se reporta que los iones divalentes como el Ca^{2+} , Fe^{2+} y Ba^{2+} , son importantes para la agregación microbiana (Mahoney et al., 1987 y Kosaric et al., 1987; en Shen et al., 1993), se asume que estos cationes tienen el efecto de condensar las "capas dobles" difusas, lo cual da como resultado un efecto relativamente más fuerte de las fuerzas de atracción de Van der Waals.

Respecto al calcio, se ha conferido a este catión una gran importancia debido a que conlleva a la formación de "puentes de calcio", como resultado de una fuerte interacción con los grupos aniónicos presentes en la matriz orgánica. Grotenhuis et al. (1988; en Hulshoff, 1989) proponen que el calcio puede tener importancia en la estabilidad de los granos de dos maneras:

a) Los precipitados orgánicos pueden servir como superficie de adhesión para las bacterias anaerobias.

b) El calcio puede ser constituyente de los polisacáridos y/o proteínas extracelulares presentes como material adhesivo.

Polímeros extracelulares

Se acepta, de manera general, que los polímeros extracelulares tienen gran importancia en la formación de una matriz de soporte en la cual se encuentran embebidos los microorganismos. Esta matriz promueve que el grano sea más estable y resistente a la erosión ocasionada por el flujo del líquido. La producción de polímeros extracelulares es afectada

tanto por el balance nutricional, como por la diversidad de la microflora que conforma el grano (Guiot, 1992).

Los polímeros pueden estar en el agua residual, o bien, ser producidos por polimerización de moléculas más sencillas que resultan del metabolismo celular. La acumulación de estos polímeros es de suma importancia para la agregación celular y representan aproximadamente el 4% del peso seco del grano. Son estructuras de tipo filamentoso, compuestas de macropolímeros de carbohidratos y proteínas y sus principales constituyentes en orden de importancia son: glucosa, ramnosa, galactosa, manosa y ribosa. Su naturaleza polianiónica se debe al ácido galacturónico que confiere a los exopolímeros esta característica (Guiot, 1992).

Lodo de inóculo

Se ha dicho que lo más adecuado para inocular un reactor UASB es utilizar lodo granular anaerobio. Sin embargo, esto no siempre es posible y por ello, es necesario buscar fuentes alternativas de inóculo. La composición de este lodo de inóculo es importante para que tenga lugar el desarrollo del lodo granular. Se recomienda como lodo "semilla", aquel que sea denso, posea buenas características de sedimentación y buena actividad específica (mayor o igual a 0.6 gCH-DQO/gSSV·d). Así mismo, se considera favorable adicionar lodo granular al lodo no-granular inoculado en una proporción de aproximadamente 4% en peso seco aún si el lodo granular se encuentra roto o desintegrado. Esta práctica conlleva al acortamiento del proceso de granulación, dando como resultado, un desarrollo rápido y completo de lodo granular anaerobio (Guiot, 1992).

Entre las alternativas de inóculo que han mostrado ser aplicables, se encuentran los lodos de purga de los sistemas de lodos activados. Al respecto, existen varias publicaciones, como los trabajos de Wu et al. (1987). Ellos al emplear este tipo de lodo como inóculo de reactores UASB a nivel laboratorio e industrial, obtuvieron un buen desarrollo de lodo granular anaerobio.

Bustamante (1993) empleó lodo procedente de una laguna de estabilización municipal, como inóculo para un reactor UASB a nivel industrial, y obtuvo un buen desarrollo de lodo granular en un período de aproximadamente 190 días a partir del arranque del reactor.

Wiegant et al. (1983; en de Zeeuw, 1988) emplearon estiércol de vaca como inóculo de un reactor UASB a nivel laboratorio; no obtuvieron lodo granular y el arranque del reactor tuvo un periodo más largo.

De Zeeuw (1984; en Hulshoff, 1989), propone que es preferible el empleo de lodo denso aún cuando su actividad sea baja con respecto a un lodo activo pero ligero, debido principalmente a que éste último se lava con facilidad del reactor, hecho que dificulta el arranque del mismo.

Naturaleza del sustrato

Se ha observado que el agua residual proveniente del procesamiento del azúcar, así como aquella constituida parcialmente por AGV's conllevan al desarrollo de lodo granular (de Zeeuw, 1988). En cambio, las que poseen una gran cantidad de sólidos suspendidos o compuestos orgánicos de difícil degradación, no favorecen el desarrollo de lodo granular. El etanol y el propionato se consideran buenas alternativas para el

proceso de granulaci3n. De igual manera, el agua residual de cervecera se ha reportado como un eficiente promotor de la granulaci3n. Las observaciones anteriores hacen evidente el hecho de que algunos grupos tr3ficos dentro del consorcio bacteriano son esenciales para que se desarrolle lodo granular; como es el caso de los microorganismos sintr3ficos. Se propone que la actividad de las bacterias acid3genas (acet3genas) influye en el desarrollo de los organismos tipo *Methanosaeta* para que formen granos densos por crecimiento poblacional de este g3nero, as3 como por formaci3n de puentes entre los microorganismos ubicados en la zona perif3rica del grano. Tambi3n se ha reportado que los granos que se desarrollan en un sustrato rico en carbohidratos, que favorece condiciones acid3genas, son poco estables durante periodos sin alimentaci3n, mientras los que se desarrollan en condiciones metan3genas al no existir acumulaci3n de 3cidos grasos en el medio, son resistentes a3n durante largos periodos sin alimentar (Guiot, 1992).

Material inerte acarreador y r3gimen hidrodin3mico

Las investigaciones estereomicrosc3picas sobre lodo anaerobio durante los periodos de arranque, muestran que es importante la presencia de part3culas inertes en el lodo digerido inoculado, pues es mediante la adhesi3n bacteriana a estos "n3cleos" que tiene inicio la granulaci3n. Se propone que un intervalo de tama3o de part3cula favorable para este efecto, se encuentra entre 44 y 100 μm (Hulshoff, 1989).

La agregaci3n de los microorganismos requiere de al menos un m3nimo estr3s hidrodin3mico que puede aplicarse en forma de un ligera agitaci3n, la cual al incrementar la frecuencia de colisiones celulares, dispara el proceso de aglutinaci3n de las bacterias (Guiot, 1992).

El régimen hidrodinámico del sistema está dado principalmente por la tasa de carga volumétrica aplicada, así como por la tasa de producción de biogás. Ambos factores, constituyen una presión selectiva que al aumentar propiciará que los organismos que crecen en forma dispersa (como células libres o flóculos muy ligeros), se evacúen del sistema, en tanto que los microorganismos adheridos entre sí, a partículas de soporte, o bien, a material inerte acarreador, sean retenidos en el interior del reactor (Hulshoff, 1989).

2.4 TRABAJOS EN MÉXICO ENFOCADOS A LA OBTENCIÓN DE LODO GRANULAR

Como se mencionó, en nuestro país la tecnología UASB inicia su aplicación y aunque ya existen reactores a nivel industrial, éstos se encuentran en su mayoría, en etapa de arranque. En uno de ellos se ha obtenido lodo granular (Noyola y Bustamante, 1992) y su excedente se ha empleado para inocular otros reactores UASB.

La creciente demanda que existe de los sistemas biológicos de tipo anaerobio ha hecho necesaria la búsqueda de fuentes de inóculo alternativas ante la escasez de lodo granular anaerobio.

García y Mendoza (1991) realizaron un estudio sobre el arranque de reactores UASB a nivel laboratorio, comparando dos tipos de inóculo: estiércol fresco de vaca y lodos activados adaptados en anaerobiosis para determinar el tipo de inóculo más adecuado. Para ello trabajaron con seis reactores UASB, divididos en dos grupos, uno de los cuales se inoculó con lodos activados adaptados y el otro con estiércol fresco de vaca. El influente

consistió en una mezcla de ácido acético y propiónico; a un reactor de cada grupo se le adicionó además 0.5 g/l de glucosa, a otro 0.2 g/l de FeSO_4 y el tercero sirvió como testigo. Los resultados mostraron que se obtuvo un arranque más rápido, así como mejores eficiencias de remoción con los lodos activados adaptados en anaerobiosis. En cuanto al estiércol fresco de vaca, mencionan que puede emplearse si se adiciona FeSO_4 al influente. Sin embargo, debido a la baja proporción de bacterias metanógenas presentes, la baja actividad presentada y el fuerte lavado que se presenta al usarlo, los tiempos de arranque serán mayores.

Hernández (1990) trabajó en la obtención de lodo granular anaerobio para inocular reactores UASB, a partir del lodo de purga de un sistema de lodos activados. Determinó que la adición de un sustrato rico en azúcares, como es el caso de la vinaza-melaza, tiene un efecto favorable tanto en la agregación del lodo anaerobio, como en la actividad metanógena del mismo. También encontró que a una carga orgánica de 1.58 gSST/l·d y una velocidad ascendente de 0.3 m/h, el lodo tuvo mejores características de sedimentación (IVL de 32.6 ml/g y V_s de 5.51 m/h) y una mayor actividad metanógena, en comparación con los lodos obtenidos a menores cargas y velocidades ascendentes más bajas.

Rustrián (1992) trabajó en el efecto de la velocidad ascendente. Para ello empleó dos reactores UASB a nivel laboratorio de 4.5 l, adicionó un sustrato (glucosa, melaza y NH_4Cl) a una carga de 0.5 gDQO/gSSV·d, con una agitación intermitente de 5 r.p.m. y a 35°C. Obtuvo lodo de tipo floculento-granular con el suministro de carbohidratos y nitrógeno, y una presión selectiva mínima de 1 m/h.

Bustamante (1993), hizo un seguimiento de la evolución de un lodo de inóculo no-granular, empleado en un reactor UASB a nivel industrial, durante el periodo de arranque del mismo; el lodo

empleado provino de una laguna de estabilización municipal. La evaluación de sus características físicas y bacteriológicas que presentó a partir del día 193 mostró que es posible la transformación de este sedimento de laguna en lodo granular anaerobio, lo cual representa una fuente de inóculo alternativa al lodo granular importado.

Palacios (1993) evaluó el efecto de la aplicación de una velocidad ascendente de 5 m/h al lodo anaerobio producido a partir de lodos activados de purga en un reactor de 600 l, que opera a nivel piloto en la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U. Realizó dos corridas: durante la primera, en que no aplicó Vel. Asc. al lodo anaerobio y duró aproximadamente 127 días, el lodo obtenido presentó un IVL de 130 ml/g SST y una Vel Sed de 0.095 m/h. Para la segunda (aproximadamente 46 días), el lodo al que se aplicó una Vel. Asc. de 5 m/h y se mantuvo a temperatura ambiente (20°C), presentó un IVL de 97.8 ml/g SST, Vel Sed de 1.18 m/h y diámetro máximo de grano de 2.9 mm. El lodo que se mantuvo a 30° presentó un IVL de 76.5 ml/g SST, una Vel Sed de 2.17 m/h y diámetro máximo de grano de 1.84 mm. Concluye que es posible la obtención de lodo anaerobio a partir de lodo fresco de purga del sistema de lodos activados, mediante el uso de un reactor UASB operado en continuo, con características adecuadas para ser inoculado en otros reactores y que la Vel Asc aplicada promovió el mejoramiento de las características del lodo, lo cual se refleja en los valores de IVL, Vel Sed, diámetro de grano y % de partículas mayores a 0.6 mm.

Posteriormente, Moreno (1994) estudió la transformación microbiológica de lodos activados de purga en lodo anaerobio floculento-granular para obtener lodo de inóculo de reactores UASB. Trabajó a nivel laboratorio con dos reactores UASB de 4.5 l a 35°C, con una agitación de 5 r.p.m. y utilizó como variables experimentales los siguientes parámetros:

Vel. Asc. en un intervalo de 0.024 a 0.3 m/h. El incremento en la velocidad aplicada tuvo un efecto positivo en la capacidad de sedimentación del lodo; se obtuvo el mejor valor de IVL de 33 ml/g SST y una Vel Sed de 5.5 m/h al aplicar una Vel Asc de 0.3 m/h y una carga orgánica en un intervalo de 0.72 a 1.44 g SST/l.d. Se obtuvo el lodo con mejores características de sedimentación con la carga de 1.44 g SST/l.d.

Al variar la carga orgánica de 1.5 a 0.7 gSST/l.d, con una Vel. Asc. de 0.3 m/h sin adición de sustrato, no se presentan efectos aparentes en la sedimentabilidad del lodo. La adición de sustrato (vinaza-melaza y glucosa), favoreció la transformación en lodo anaerobio, se obtuvo desarrollo de granos de aproximadamente 2mm de diámetro con vinaza-melaza y Vel. Asc. de 0.3 m/h. Sin embargo, estos no eran resistentes mecánicamente pues se desintegraban. La glucosa no favoreció visiblemente la agregación del lodo, pero permitió la obtención de un lodo de tipo floculento-granular apto para inocular reactores UASB.

Los estudios anteriores ponen en evidencia la importancia del régimen hidrodinámico que se establece en un sistema tipo UASB sobre la granulación del lodo anaerobio de purga. Tomando en consideración estos resultados y la experiencia al respecto, el propósito del presente trabajo fue evaluar el efecto únicamente hidrodinámico que la velocidad ascendente (Vel. Asc.) ejerce al aplicarse en un intervalo de 1 - 50 m/h en la agregación del lodo anaerobio, en un período corto de tiempo y en ausencia de sustrato.

CAPITULO 3

METODOLOGIA

Se experimentó con el lodo aerobio de purga del sistema de lodos activados predigerido y adaptado a las condiciones anaerobias en un reactor UASB de 600 l, ubicado en la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria, descrito por Noyola et al. (1990). El lodo anaerobio obtenido de esa forma, se utilizó como inóculo para experimentar la formación del grano en una columna de vidrio con un volumen útil de 1.13 l, un diámetro interno de 3.9 cm y una altura de 99 cm, acoplada a una bomba peristáltica de tipo masterflex a temperatura ambiente.

El estudio se dividió en las tres etapas siguientes:

3.1 ETAPA I - Efecto de la velocidad ascendente en la granulación rápida

El propósito en esta etapa fue identificar la velocidad ascendente adecuada, y su tiempo de aplicación, que promueve la

rápida agregación del lodo anaerobio, bajo efectos de corte hidrodinámico.

Para lo anterior, se aplicaron velocidades ascendentes de 1, 5, 10, 15, 20, 30, 40 y 50 m/h, mediante la recirculación del efluente de la propia columna, alimentada con el efluente del reactor piloto. Se trabajó con un lote de lodo anaerobio de purga almacenado en un recipiente de 2 l, a temperatura ambiente.

La Fig. 3.1 representa el arreglo experimental empleado.

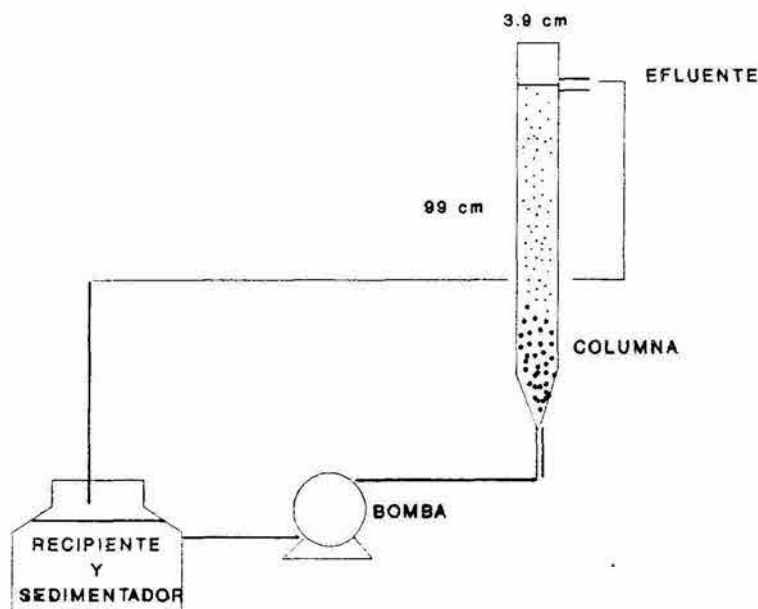


Fig. 3.1 Arreglo experimental empleado para la aplicación de la velocidad ascendente.

INOCULACION DE LA COLUMNA

La columna se inoculó con 500 ml de lodo aerobio adaptado en anaerobiosis, de acuerdo con Noyola et al. (1990) y Palacios (1993). Posteriormente se llenó con el efluente anaerobio y se aplicó la Vel. Asc. más baja (1m/h). El criterio para determinar el

tiempo de aplicación de cada Vel. Asc. fue la ausencia de lodo lavado en el efluente. Una vez alcanzada esta condición, se registró el tiempo y se purgó todo el lodo para su caracterización.

Para probar las siguientes velocidades ascendentes, otra vez se inculó la columna en la forma ya descrita y se aplicó la Vel. Asc. de 1 m/h durante el tiempo previamente establecido. Una vez concluido éste, se incrementó la Vel. Asc. a 5 m/h, se registró el tiempo requerido para lavar el lodo bajo estas condiciones y se purgó todo el lodo para su caracterización. En todos los casos se cuantificó el volumen de lodo lavado en el efluente.

Esta metodología se siguió para todas las Vel. Asc. experimentadas; iniciando siempre con lodo nuevo y repitiendo los tiempos registrados para las Vel. Asc's. previas. Este procedimiento fue necesario debido a que cuando se iniciaba con Vel. Asc's. mayores a 5 m/h, el lodo era totalmente evacuado de la columna. Se repitieron tres ensayos con las Vel. Asc. propuestas y el tiempo establecido para cada una de ellas.

La caracterización del lodo remanente en la columna purgado después de la aplicación de cada Vel. Asc., incluyó los siguientes parámetros:

Indice volumétrico de lodos IVL	(ml/gSST)
Velocidad de sedimentación Vel. Sed.	(m/h)
Sólidos suspendidos totales SST	(mg/l)
Sólidos suspendidos volátiles SSV	(mg/l)
Sólidos suspendidos fijos SSF	(mg/l)
Diámetro de grano Diám	(mm)

En la tercera corrida se determinaron además los SST del lodo lavado en cada Vel. Asc. y con estos datos se construyó una gráfica para conocer la masa de lodo lavado con las diferentes Vel. Asc's. aplicadas.

Las técnicas analíticas se realizaron de acuerdo a los "Métodos Estándar" (APHA et al., 1990). Debido a las características de la muestra, las técnicas del IVL y Vel. Sed. se modificaron de acuerdo con Moreno (1994). La granulometría se midió siguiendo la técnica descrita por Mahoney et al. (1987), midiendo 100 granos al azar por muestra de lodo, en placa de agar con ayuda de un ocular de Whipple y un microscopio óptico.

Con los valores obtenidos en esta caracterización, se construyeron gráficas del índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación en función de la Vel. Asc., para identificar aquellas velocidades ascendentes que favorecen las mejores características de sedimentación y agregación del lodo producido, medidas a través del IVL, Vel. Sed. y diámetro de grano.

3.2 ETAPA II - Producción de un lote de inóculo

Durante esta etapa se produjo un lote de lodo granular anaerobio, de 1800 ml, para la inoculación de un reactor UASB a nivel laboratorio. Este lote se obtuvo aplicando las condiciones seleccionadas en la etapa anterior y se caracterizó con los siguientes parámetros:

Actividad Metanógena Específica a los ácidos: Acético, Propiónico y Butírico	(g CH-DQO/g SSV·d)
Número Más Probable de los grupos bacterianos involucrados	(NMP/g SSV)
Índice Volumétrico de Lodos	(ml/g)
Velocidad de Sedimentación	(m/h)
Sólidos Suspendidos Totales	(mg/l)
Sólidos Suspendidos Volátiles	(mg/l)
Sólidos Suspendidos Fijos	(mg/l)
Diámetro de grano	(mm)

Para la determinación del número más probable (NMP) y actividad metanógena específica, se siguieron las técnicas descritas por Hungate (1969) y Balch et al. (1979), para la preparación de las soluciones minerales y técnicas de inoculación.

3.3 ETAPA III - Prueba en continuo del lodo de inóculo producido

El objetivo de esta etapa fue evaluar el comportamiento del lodo granular, producido en la etapa II, durante el tratamiento de un agua residual de la industria alimentaria. Para lo anterior, se inoculó un reactor UASB a nivel laboratorio con 1.7 l del lodo granular producido y caracterizado en la etapa anterior.

El reactor está construido en acrílico, capacidad de 6.8 l, diámetro interno de 9.4 cm y altura de 98 cm, acoplado a una bomba peristáltica de tipo masterflex (Fig. 3.2). Una vez inoculado, se alimentó en continuo con agua residual procedente de una industria de frituras de papa y maíz, y se operó a temperatura ambiente.

El agua residual alimentada se caracterizó con los siguientes parámetros:

- Demanda Química de Oxígeno
total y soluble (DQO_t y DQO_s) (mg/l)
- Sólidos Totales Totales,
Volátiles y Fijos (STT , STV , STF) (mg/l)
- Grasas y Aceites (G y A) (mg/l)
- Nitrógeno Amoniacal ($N-NH_4$) (mg/l)
- Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) (mg/l)
- Ortofosfatos (PO_4) (mg/l)
- Hierro, Cobalto, Molibdeno, Calcio y Níquel (mg/l)
- Alcohol etílico, Acidos Grasos Volátiles
(AGV's) (mg/l)
- pH
- Alcalinidad ($CaCO_3$) (mg/l)

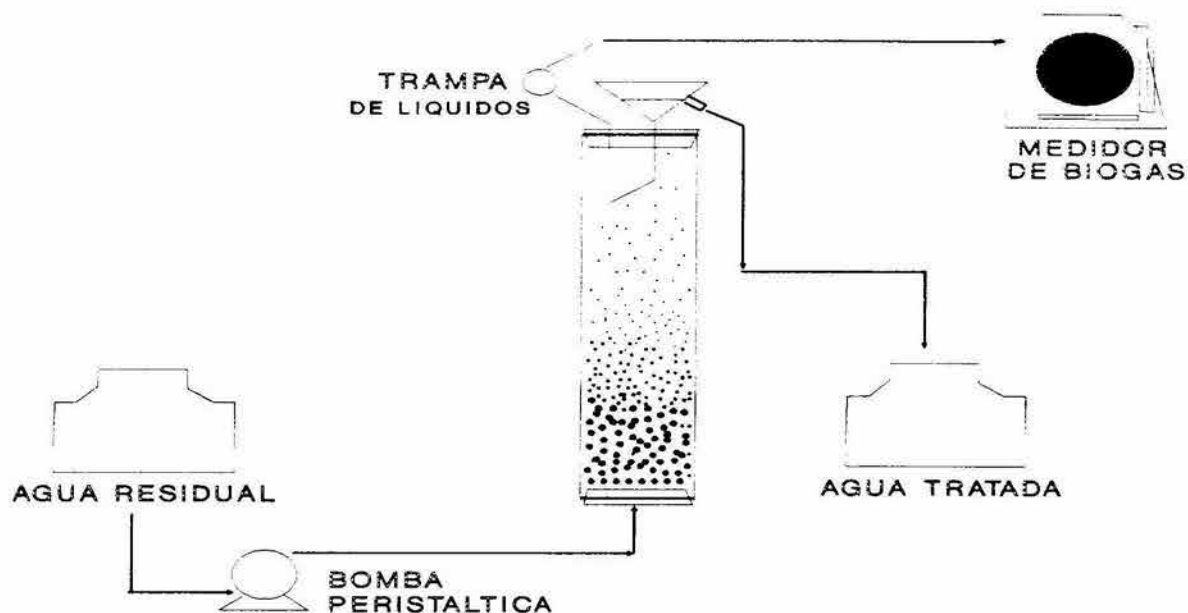


Fig 3.2 Reactor UASB empleado durante la Etapa III.

Las técnicas mencionadas se realizaron de acuerdo con lo descrito en los Métodos Estándar (APHA et al., 1990). Para determinar nitrógeno amoniacal y ortofosfatos se empleó un espectrofotómetro Perkin Elmer, Lamda 3V/VIS. La digestión y destilación del nitrógeno total se realizó con un digestor Büchi 430 y una unidad de destilación Büchi 315.

La determinación de metales se realizó con el uso de un espectrofotómetro de absorción atómica Modelo 11100 B Perkin-Elmer.

La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) se determinó empleando un cromatógrafo de gases SRI 8610, con un detector de ionización de flama, nitrógeno como gas acarreador y una columna de sílice fundida Superox FA (Altech). Las muestras fueron previamente acidificadas y centrifugadas en una centrífuga 5415 C eppendorf a 13000 rpm durante 10 minutos.

Los parámetros a evaluar durante la operación del reactor, a nivel de influente y efluente, así como la periodicidad de su determinación, fueron los siguientes:

PARÁMETROS	FRECUENCIA (veces por semana)
pH	7
Alcalinidad	7
Temperatura	7
Volumen Biogás	7
Composición Biogás	7
DQO _i y DQO _s	3
STT, STV, STF	3
SST, SSV, SSF	3
N-NH ₄ ⁺	1
NTK	1
Potencial Redox	1

Para determinar la composición de biogás se utilizó un cromatógrafo de gases con detector de conductividad térmica (Fisher gas partitioner modelo 1700), de doble columna (Porapak Q y malla, molécula 5A), con helio como gas acarreador y flujo de 25 ml/min. La producción volumétrica de biogás se determinó usando un medidor de gas húmedo (Precisión Scientific) tipo rotatorio con sello líquido.

La evolución del lodo se siguió a través del muestreo de la cama de lodos, mediante un nucleador de acrílico, durante la operación del reactor en los días 95, 129, 171 y 193. Los parámetros evaluados en estas muestras de lodo, así como al lodo final (día 220), fueron los mismos que se determinaron al lodo de inóculo en la etapa II. En estas muestras de lodo, se determinó además, la especiación de metales de acuerdo con lo descrito por Stover et al. (1976), y se cuantificaron por espectrofotometría de absorción atómica.

CAPITULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ETAPA I EFECTO DE LA VELOCIDAD ASCENDENTE

Con el propósito de evaluar únicamente el efecto que la velocidad ascendente ejerce en la agregación del lodo anaerobio, se realizaron tres corridas experimentales. El sistema empleado durante el desarrollo de esta etapa, así como los criterios empleados para su realización, se describieron en el capítulo anterior. Durante el desarrollo de la primera corrida, se establecieron los siguientes tiempos de aplicación para cada velocidad ascendente:

Tabla 4.1 Esquema de aplicación de las diferentes Velocidades Ascendentes

Vel. Asc. (m/h)	Tiempo (h)	Vel. Asc. (m/h)	Tiempo (h)
1	4	20	0:40
5	2	30	0:30
10	1:40	40	0:30
15	1:10	50	0:30

Como se puede apreciar, las velocidades ascendentes más bajas (1 y 5 m/h), se aplicaron durante un mayor período de tiempo (4 y 2 h respectivamente), aún cuando hubo poco o ningún lavado de lodo con el efluente del sistema, ni formación evidente de agregados. La elección de estos tiempos se debió a que representaron el tiempo mínimo que el lodo requería para ser capaz de resistir el incremento a una velocidad ascendente mayor, sin ser evacuado del sistema. Es necesario señalar que previamente se intentó realizar las corridas con tiempos de aplicación más cortos para las velocidades ascendentes más bajas (1 y 5 m/h) debido al poco lavado del lodo. Sin embargo, al incrementar la velocidad ascendente a 10 m/h se evacuaba casi todo el lodo inoculado; este hecho hizo pensar en la necesidad de aplicar las velocidades más bajas durante un mayor tiempo.

Para la realización de este proyecto, se tomó como antecedente el trabajo experimental preliminar realizado por González Gil (datos no publicados), en las instalaciones del Instituto de Ingeniería. Durante ese trabajo se aplicaron diferentes velocidades ascendentes, en un intervalo de 0.25 a 3.0 m/h durante un tiempo de aproximadamente 6 hs, obteniendo buenos resultados en lo que a la agregación del lodo se refiere. Es necesario mencionar que en principio, el objetivo de su trabajo era desarrollar una técnica que permitiera determinar el momento en que se iniciaba la granulación, mediante la separación del lodo granular del floculento por aplicación de diferentes velocidades ascendentes. Sin embargo, el lodo en la columna al ser sometido al estrés hidráulico, mostró una tendencia a la agregación; este hecho fue determinante en el interés por realizar esta investigación.

Por lo anterior, se decidió aplicar, en este estudio, el mismo tiempo para las velocidades ascendentes más bajas, de tal manera

que se favoreciera la colisión entre las partículas del lodo. Esto tuvo como consecuencia la formación de conglomerados más grandes que, al ser más densos, pudieron oponer mayor resistencia al arrastre ocasionado por el flujo creciente del líquido, por lo que fueron capaces de permanecer dentro del sistema aún cuando se incrementara la velocidad ascendente. Lo anterior puede ser la explicación al hecho de que se precisara aclimatar el lodo con la aplicación de las velocidades ascendentes más bajas y que, una vez "aclimatado", se disminuyera considerablemente el tiempo de aplicación de las velocidades ascendentes más altas, representando casi un 50% hasta los 20 m/h aproximadamente.

El comportamiento del lodo en la columna durante la aplicación de las diferentes velocidades ascendentes, se describe a continuación:

Vel. Asc. de 1 m/h.- No se presentó lavado de lodo en el efluente. Sin embargo, si hubo expansión de la cama de lodos y a este hecho le siguió una compactación que terminó en un nivel de cama de lodos menor al inicial. Es necesario mencionar que si bien la granulación no fue evidente al aplicar esta velocidad ascendente, sí se observó en la parte inferior de la columna la presencia de algunos agregados que, al purgar el lodo se rompieron.

Vel. Asc. de 5 m/h.- El lavado de lodo fue limitado y ocasional el volumen medido fue de 26.5 ml. Después de presentarse expansión en la cama de lodos, ésta se compactó y al final mostró un nivel ligeramente inferior al inicial. De igual manera que para 1 m/h, se observaron algunos agregados en la parte inferior de la columna que se rompieron al purgar el lodo.

Vel. Asc. de 10 m/h.- Inicio claro del lavado de lodo floculento, y en mínima proporción de granos muy pequeños (< 1 mm). Estratificación evidente: inferior- agregados bien diferenciados,

superior- flóculos de aspecto denso. Al purgar el lodo los agregados tendieron a mantener su forma, mientras los flóculos se disgregaron. Los agregados sometidos a esta velocidad ascendente fueron capaces de soportar la turbulencia generada por la introducción voluntaria de burbujas de aire. A partir de esta Vel. Asc. la cama granular se mantiene expandida, y ocupa $3/4$ partes del volumen de la columna.

Vel. Asc. de 15 m/h.- Lavado de flóculos y granos muy pequeños ($<1\text{mm}$). Estratificación: inferior- básicamente situada en el cono de la columna, ocasionalmente 2 ó 3 cm por encima de éste, los agregados eran grandes (2 o 3 mm), pero al purgar el lodo se fraccionaban; media- agregados más o menos redondeados, ligeramente mayores a 1 mm; superior- lodo floculento y algunos agregados con un núcleo muy pequeño ($<1\text{mm}$) bien definido y una parte externa de aspecto fibroso.

Vel. Asc. de 20 m/h.- Lavado de flóculos y granos de aproximadamente 1 mm. Estratificación: inferior- ocupó casi la mitad de la columna, agregados más o menos compactos y redondeados; superior- agregados con un núcleo bien definido (ligeramente $>1\text{mm}$) y parte externa fibrosa.

Vel. Asc. de 30 a 50 m/h.- Lavado de granos de diferente tamaño. Estratificación básicamente igual a la presentada a los 20 m/h, pero el volumen ocupado por los granos de aspecto redondeado tendió a disminuir al incrementar la Vel. Asc.

En la Tabla 4.2 se observan las características de sedimentación del lodo obtenido con las diferentes velocidades ascendentes. Los resultados presentados son promedio de las tres corridas experimentales realizadas bajo las mismas condiciones de operación. Los valores obtenidos en cada corrida se presentan en el Apéndice 1.

Tabla 4.2 Caracterización del lodo obtenido con la aplicación de diferentes velocidades ascendentes.

Vel. Asc. (m/h)	TIEMPO (h:min)	IVL (ml/g)	Vel. Sed. (m/h)	Diám. grano (mm)	Lodo lavado (%:p/p)
1	4:00	53.6 (6.89)	1.9 (5.45)	---	---
5	2:00	45.2 (11.63)	3.1 (14.63)	---	---
10	1:40	42.1 (3.41)	4.3 (15.23)	1.5 (1.97)	46
15	1:10	37.8 (7.83)	4.1 (23.36)	1.6 (2.61)	12
20	0:40	44.8 (3.69)	3.9 (26.55)	1.5 (7.04)	3
30	0:30	36.4 (15.16)	4.7 (26.04)	1.6 (6.20)	7
40	0:30	35.1 (4.75)	6.5 (60.91)	1.7 (0.62)	6
50	0:30	35.2 (12.19)	14.4 (59.17)	1.6 (9.43)	2

Las cifras entre paréntesis corresponden a la variabilidad (en porcentaje) obtenida en tres repeticiones.

En las Figs. 4.1 y 4.2 se puede apreciar gráficamente el comportamiento del IVL y la Vel. Sed. respecto a la velocidad ascendente. El IVL muestra una tendencia hacia la disminución conforme se incrementa la Vel. Asc., mientras la Vel. Sed. se incrementa al aumentar la Vel Asc empleada. Estos resultados mostraron que la modificación de la hidrodinámica dentro de la columna, mediante el incremento de la Vel Asc, ocasionó un cambio

en las características del lodo anaerobio de purga desde un punto de vista físico, al promover su transformación en un lodo de tipo granular. Esto apoya la teoría publicada por Hulshoff Pol et al. (1988) quienes afirman que al imponer una presión selectiva al sistema a través de un incremento en la velocidad ascendente y la carga orgánica aplicada (que redundaría en el aumento de la producción de biogás), se favorece la permanencia de lodo con mejores características de sedimentación, es decir, más compacto (menor valor de IVL) y sedimentable (altas Vel. Sed.) en el interior del reactor. El desarrollo de este tipo de lodo en el reactor, asegura una mayor eficiencia en la aplicación del proceso.

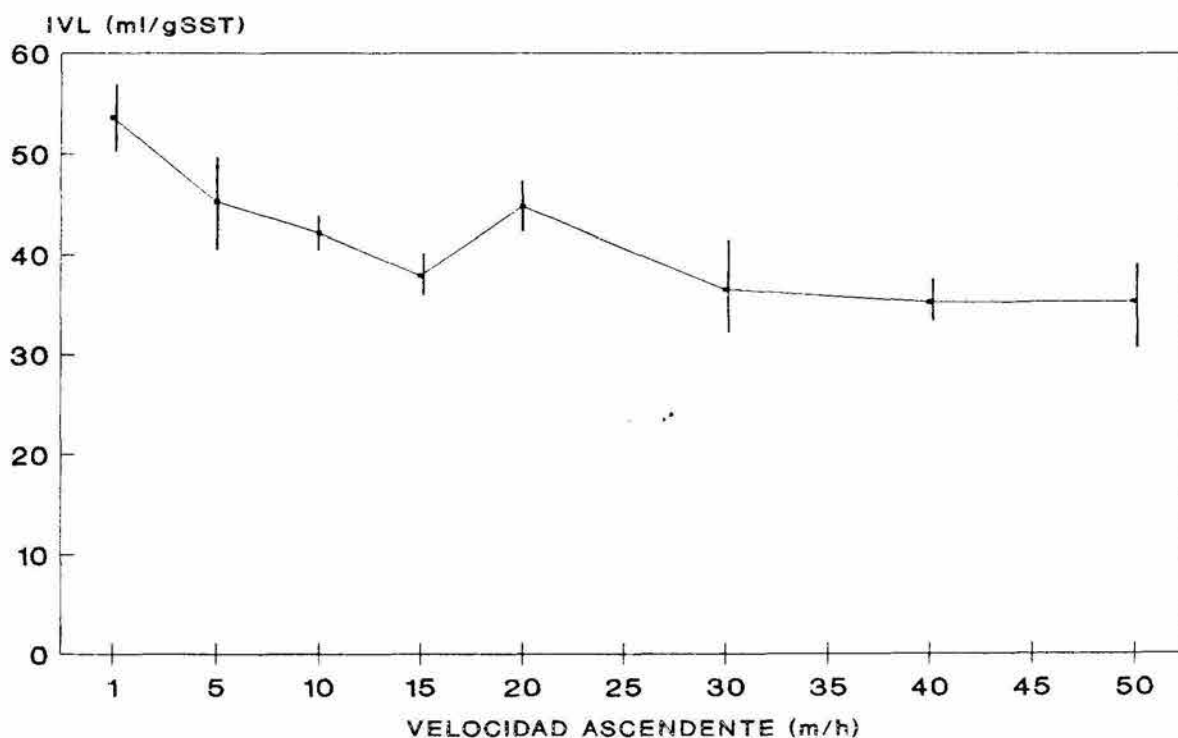


Fig. 4.1 Efecto de la Velocidad Ascendente en el Índice Volumétrico de Lodos

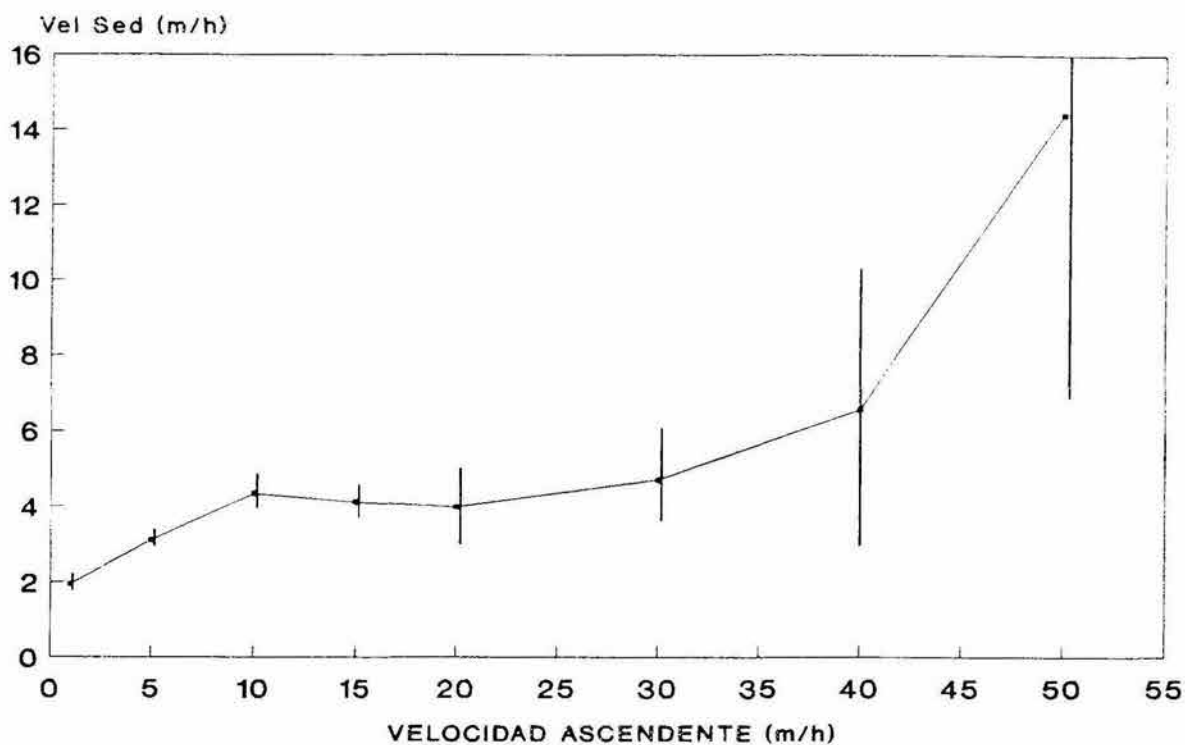


Fig. 4.2 Efecto de la Velocidad Ascendente en la Velocidad de Sedimentación

Se observó un descenso en el valor del IVL (Fig. 4.1) con el incremento de la Vel. Asc. aplicada, el cual es más pronunciado, en el intervalo de Vel. Asc. de 1-15 m/h. El lodo inicial (Tabla 4.2) presentó un IVL de 52.7 ml/g SST; al aplicar 15 m/h se obtuvo un promedio de 37.8 ml/g SST y cuando se empleó la máxima Vel Asc (50 m/h) el valor promedio fue de 35.2 ml/g SST. Estos resultados muestran que el empleo de las Vel. Asc. entre 20 y 50 m/h no favoreció significativamente la disminución del valor de IVL, ya que la reducción que se logró fue de tan sólo 2.6 ml/g SST.

Respecto a la Vel. Sed. (Fig. 4.2) se observa un incremento en su valor al aumentar la Vel. Asc. aplicada. En este caso de 1.9 m/h al aplicar una Vel. Asc. de 1 m/h y se incrementó a 4.3 m/h cuando

se aplicó la Vel. Asc. de 10 m/h, permaneciendo relativamente constante hasta la aplicación de 30 m/h. Al aplicar 40 y 50 m/h la Vel. Sed. aumentó considerablemente, sin embargo, debido al fuerte lavado presentado al aplicar las Vel. Asc's de 20 a 50 m/h, el volumen de lodo remanente en la columna era ya muy pequeño (aproximadamente 50 ml), y representaba un 10 % del volumen inoculado. El gasto energético que implica la aplicación de estas Vel. Asc's, y el ligero mejoramiento en la compactabilidad del lodo no justificarían el empleo de estas Vel. Asc's en una instalación mayor.

En la Fig. 4.3 se presenta el comportamiento del diámetro de grano, respecto a la Vel. Asc. aplicada. Durante la aplicación de las Vel. Asc's más bajas (1 y 5 m/h) no se observó formación evidente de agregados. La agregación se hace evidente a partir de la aplicación de 10 m/h que es la Vel. Asc. en la que se presentó un mayor lavado de lodo. Como se verá, el diámetro promedio de grano permaneció relativamente constante y no mostró un incremento en el tamaño al aplicar las Vel. Asc's más altas.

Guiot (1992), menciona que una Vel. Asc. superior a 7 m/h tiene un efecto positivo en el diámetro promedio del grano. En el caso de la presente investigación, es necesario recordar que nuestro sistema no era alimentado con un efluente real, sino que se empleó un efluente anaerobio prácticamente sin sustrato, ya que la DQO promedio fue de 250 mg/l. Además, debido a la baja actividad del lodo inoculado (0.09 gCH-DQO/gSSV·d) y al corto tiempo de contacto (11 hs), es poco probable la influencia debida a las reacciones bioquímicas involucradas en la degradación de la limitada cantidad de sustrato, que podrían llevar a la producción de exopolímeros que favorecieran un verdadero proceso de granulación. Esto permite afirmar que la transformación del lodo

floculento inoculado en lodo granular por medio de la aplicación de Vel. Asc. observada en este trabajo es un proceso puramente físico.

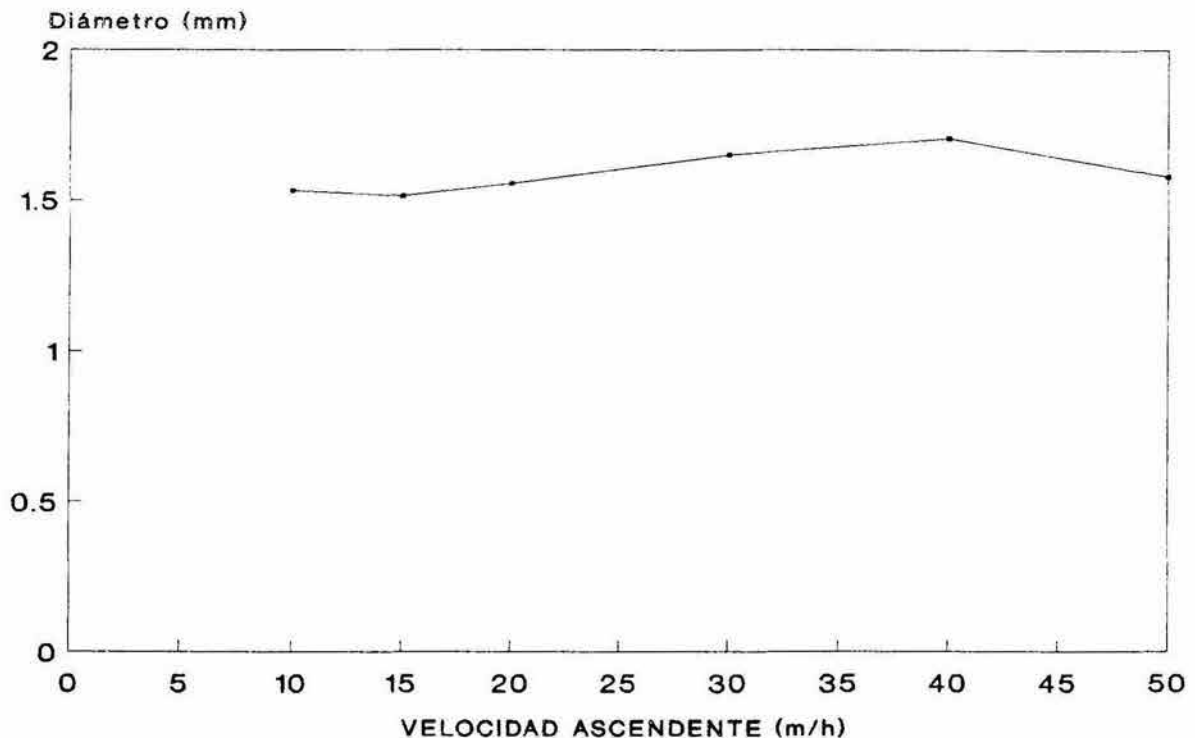


Fig. 4.3 Efecto de la velocidad ascendente en el diámetro promedio de grano.

Debido a que el diámetro promedio de grano no reflejó el efecto del incremento en la Vel. Asc., se calcularon las distribuciones de frecuencia obtenidas en la determinación del diámetro promedio de grano para cada Vel. Asc. Los resultados se presentan como distribución de frecuencia de diámetro de grano para las Vel. Asc's de 10, 15, 20, 30, 40 y 50 m/h (Apéndice 1).

En general, las curvas obtenidas presentan una distribución con tendencia central (Figs. I.1 a I.6), que mantienen un intervalo

de desviación estándar de 0.46 a 0.55. En ningún caso coinciden el valor promedio y la moda, pues para las Vel. Asc's. de 10 a 30 m/h el valor de la moda es menor al diámetro promedio y en las de 40 y 50 m/h es mayor a éste (Apéndice 1, Tabla I.3), lo que indica una distribución asimétrica.

A pesar de que el coeficiente de variación en todos los casos se mantuvo cercano al 30 % (Tabla I.3), se observa que para las gráficas de las Vel. Asc's. de 10 a 20 m/h hay una marcada diferenciación entre el valor de la moda y el resto de las barras (Figs. I.1 a I.3), mientras que para las Vel. Asc's de 30 a 50 m/h (Figs. I.4 a I.6) hay varias barras con un tamaño muy semejante, es decir, las distribuciones fueron más achatadas y por consiguiente la dispersión aumentó. Al respecto, Guiot et al. (1992a) menciona que debido a que los granos son entidades frágiles, el aumento en la Vel. Asc. conlleva a un incremento en las fuerzas de corte del líquido que podrían fraccionar las partículas o aumentar la superficie de erosión del grano. Esto puede explicar este aumento en la dispersión de los valores obtenidos para las mayores Vel. Asc's. aplicadas.

La Tabla 4.3 presenta los valores promedio obtenidos en tres corridas experimentales durante el seguimiento de la composición de sólidos del lodo sometido a las diferentes Vel. Asc's. Al respecto, el porcentaje de SSV (alrededor del 60 %) se mantuvo constante durante todas las corridas, lo cual indica que no se favoreció la evacuación de alguna fracción específica de SS y que la agregación del lodo permitió la permanencia de microorganismos (evaluados indirectamente como SSV) en el sistema, sin modificar la proporción de SSV en el lodo inicial.

Tabla 4.3 Perfil de sólidos del lodo obtenido con la aplicación de diferentes velocidades ascendentes.

Vel. Asc. (m/h)	TIEMPO (h)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	SSF (mg/l)	LODO PURGADO (ml)	LODO LAVADO (ml)	LODO LAVADO (g) *
1	4:00	25551.6 (6.23)	15343.3 (6.46)	10208.3 (5.9)	600	—	--
5	2:00	26564.3 (1.70)	16416.6 (1.68)	10147.6 (5.44)	550	26.5 (34.68)	--
10	1:40	26166.6 (23.52)	15833.3 (22.85)	10333.3 (24.59)	210	300 (16.66)	7
15	1:10	27340 (17.82)	16663.3 (17.57)	10676.6 (18.23)	183	91 (88.13)	2
20	0:40	24400 (4.72)	14290 (6.65)	9960 (6.78)	100	21.5 (23.02)	0.5
30	0:30	29813.3 (24.93)	17903.3 (23.93)	12103.3 (23.59)	83	55.6 (22.40)	1
40	0:30	30486.6 (11.75)	17346.6 (10.74)	13140 (16.74)	445	37.66 (45.7)	1
50	0:30	30466.6 (12.81)	18696.6 (13.02)	11773.3 (27.51)	35	17.33 (46.27)	0.3

Las cifras entre paréntesis corresponden al coeficiente de variabilidad (en %) obtenido de tres repeticiones.

* Datos correspondientes a la tercera repetición.

Por otra parte, se observa que el mayor volumen de lodo lavado se presentó al aplicar 10 m/h, seguida por 15 m/h, lo que indica que es en estas velocidades que se lleva a cabo una fuerte selección entre el lodo floculento y el agregado.

Durante la tercera corrida experimental, además de coleccionar y determinar el volumen de lodo lavado, se evaluó la concentración de SST evacuados. El comportamiento se observa en la Fig. 4.4, y nos confirma lo expresado en líneas anteriores.

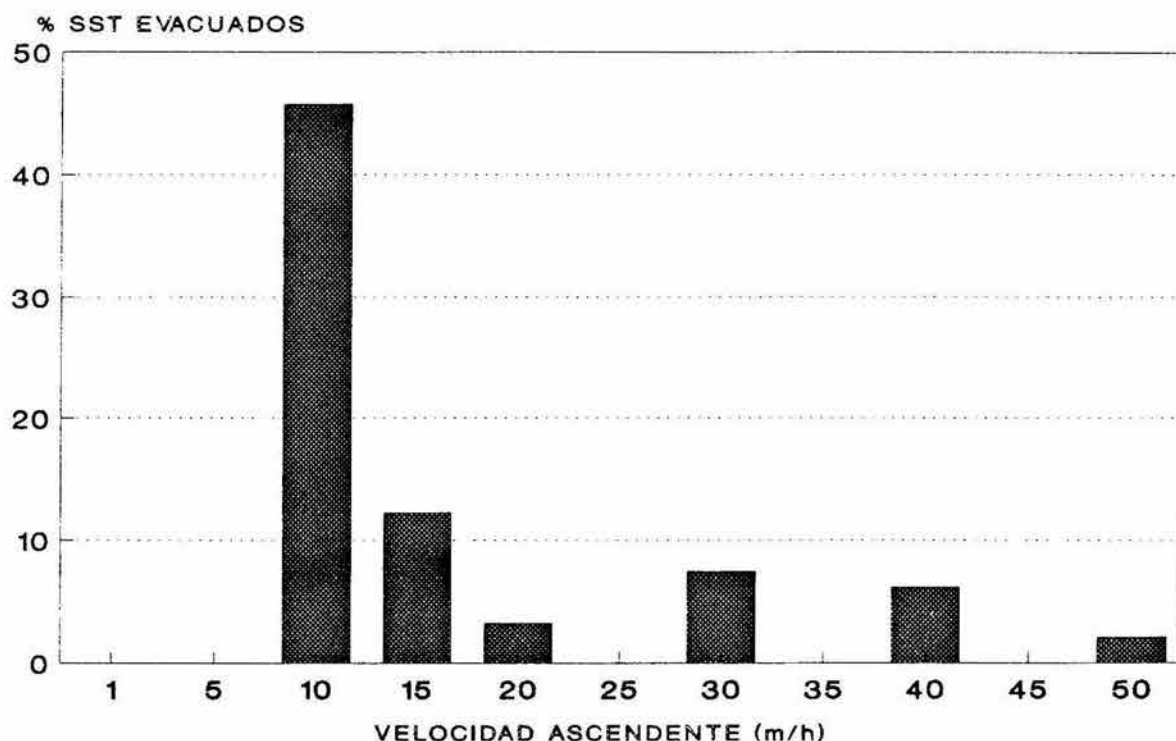


Fig. 4.4 Porcentaje de SST evacuados a diferentes velocidades ascendentes

Con el propósito de definir el procedimiento a emplear para la obtención del lote de lodo que sirvió como inóculo para el reactor UASB operado a nivel laboratorio, se procedió a identificar el intervalo de Vel. Asc's. en el cual se obtenía el lodo con mejores características de sedimentación.

A partir de todos los resultados, se puede concluir que el intervalo de Vel. Asc's. de 1-15 m/h bajo las condiciones de operación establecidas aquí, es el adecuado para la agregación del lodo anaerobio. Con esta metodología, el valor del IVL se abate en aproximadamente un 30 % y la Vel. Sed. se incrementa dos veces a partir de su valor inicial.

No se consideró conveniente la aplicación de Vel. Asc's. mayores debido a que por una parte, no favorecían un notable abatimiento del valor de IVL, y por otra, aún cuando la Vel. Sed. se incrementó considerablemente, el volumen de lodo recuperado era muy pequeño (17 a 55 ml). Además, la aplicación de estas Vel. Asc's. a nivel industrial o piloto implican elevados costos debido al equipo y energía requeridos para la recirculación que no se justifican.

Tabla 4.4 Principales características físicas de tres lodos anaerobios.

PARÁMETRO	LODO INICIAL	LODO OBTENIDO BAJO 1 a 15 m/h	LODO TÍPICO GRANULAR
IVL (ml/g SST)	52.7	37.8	10 a 20
Vel. Sed. (m/h)	2.07	4.1	mayor a 10
SSV (g/l)	17.42	16.66	60 a 100

El lodo obtenido a 15 m/h se agregó en condiciones de elevado estrés hidráulico y en ausencia de nutrientes, por lo que el fenómeno de agregación fue puramente físico. Debido a ello, sus

características no son las de un lodo típico granular (Tabla 4.4) ya que la actividad metanógena, como se verá más adelante, mejoró solo ligeramente con respecto al la baja actividad del lodo inicial. Sin embargo, un hecho muy importante es que el tiempo de agregación es sumamente corto (aproximadamente nueve horas), ya que el tiempo requerido para que la granulación ocurra, en ocasiones es mayor a seis meses.

Otro aspecto importante es que no se requiere del suministro de un sustrato, pues debido al corto tiempo en que el lodo se encuentra en contacto con el líquido y considerando la baja actividad del lodo inicial, el efecto del sustrato no constituiría un factor significativo en las características finales del lodo sometido a la aplicación de Vel. Asc.



Fig. 4.5 Aspecto del lodo sometido a diferentes velocidades ascendentes.

4.2 ETAPA II

PRODUCCIÓN DE UN LOTE DE INÓCULO GRANULAR

Con base en los resultados obtenidos durante la Etapa I, se eligió el siguiente esquema de Vel. Asc's. y tiempo de aplicación: 1 m/h durante 4 horas, 5 m/h por 2 horas, 10 m/h durante 1:40 horas y 15 m/h por 1:10 horas para producir un lote de lodo anaerobio de aspecto granular, a partir de lodo no-granular. El proceso tomó 8:50 horas para cada 500 ml de lodo inoculado al sistema. Las características del lodo granulado, así como del lodo inicial se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5 Características del lote de lodo granulado al aplicar Vel. Asc's de 1 a 15 m/h.

PARÁMETRO	LODO INICIAL	LODO GRANULAR
IVL (ml/g)	109	55
Vel Sed (m/h)	1.3	4.3
SST (mg/l)	15000	23720
SSV (mg/l) (%)	9500 (60)	15750 (66.4)
SSF (mg/l) (%)	5500 (40)	7970 (33.6)
Diámetro promedio de grano (mm)	--	1.47
AE _{acético} (gCH ₄ -DQO/gSSV·d)	0.09	0.14

En esta tabla se observa el efecto positivo que la Vel. Asc. ejerce en las características de sedimentación del lodo. El valor del IVL se redujo en casi un 50%, la Vel. Sed. se triplicó, y hubo formación de un grano con diámetro promedio de 1.47 mm.

Para conocer el efecto de la Vel. Asc. sobre la actividad metanógena, se realizó una corrida independiente en la cual se determinó la actividad metanógena específica al ácido acético ($AE_{\text{acético}}$), al lodo inicial y al lodo obtenido a los 15 m/h manejando tres repeticiones. Los resultados en la Tabla 4.5 muestran que el lodo una vez agregado, incrementó su actividad en relación al lodo de inóculo. Estos resultados concuerdan con lo propuesto por Fitzpatrick et al. (1989; en Hulshoff, 1989), donde mencionan que cuando se disminuye la distancia entre los microorganismos, se favorece la transferencia de masa, lo cual conlleva a un incremento en las velocidades de reacción, además de que se crea un microambiente más favorable.

El valor de actividad metanógena del lodo agregado ($0.14 \text{ gCH}_4\text{-DQO/gSSV}\cdot\text{d}$) está muy por abajo del valor de un lodo típicamente granular ($0.8 - 1 \text{ gCH}_4\text{-DQO/gSSV}\cdot\text{d}$). Este hecho se debe a que el proceso de granulación se dió como resultado de una agregación únicamente física debida a un estrés hidrodinámico durante menos de 9 horas, pues al igual que en la Etapa I, el lodo no recibió alimentación durante esta fase.

4.3 ETAPA III

COMPORTAMIENTO DEL LODO GRANULADO EN UN REACTOR EN CONTINUO

Con el lodo generado en la Etapa II, se inoculó y operó un reactor UASB a nivel laboratorio, alimentado con un agua residual procedente de la industria de frituras de papa y maíz (Barcel S.A. de C.V.). Es conveniente mencionar que esta empresa construyó un reactor UASB a escala industrial con capacidad de 300 m³, que operará a temperatura ambiente, con un TRH de 12 horas y una DQO_i promedio para el influente de 2200 mg/l. El reactor a nivel laboratorio se operó bajo las mismas condiciones en cuanto a TRH y temperatura, lo cual sirvió como antecedente para la operación del reactor UASB a nivel industrial.

4.3.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL Y ACTIVIDAD DEL INÓCULO

Durante el arranque y operación del reactor UASB a nivel laboratorio se utilizaron nueve diferentes lotes de agua residual, cada uno de los cuales fue caracterizado mediante la determinación de diversos parámetros. El valor promedio de los parámetros evaluados se presenta en la Tabla 4.6. Los valores puntuales de cada lote se presentan en el Apéndice 1 (Tabla III.1).

Tabla 4.6 Características promedio del agua residual industrial (9 lotes).

PARÁMETRO	VALORES PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR (+)	COEFICIENTE DE VARIABILIDAD (%)
DQOt (mg/l)	3434	1449	42
DQOs (mg/l)	2940	1095	37
ST (mg/l)	3012	1309	43
STV (mg/l)	2127	941	44
STF (mg/l)	881	593	67
SST (mg/l)	226	139	62
SSV (mg/l)	194	114	59
SSF (mg/l)	31.3	27.5	88
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	19.1	5.2	27
NTK (mg/l)	143	82	57
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	36.8	11.4	31
G y A (mg/l)	30.2	18.9	63
pH	4.89	0.47	10

Como se observa, el coeficiente de variabilidad era elevado, salvo para el pH que fue igual a 9.66%; en el caso de los demás parámetros fluctuó desde un 27 hasta un 88%. Esta variabilidad es inadecuada desde el punto de vista estadístico, sin embargo, permitió trabajar en condiciones muy cercanas a las que se presentan en las plantas de tratamiento en lo que se refiere a la variabilidad de la concentración del influente. De esta manera, el sistema es sometido a algunas presiones como son los choques de carga, y debe ser capaz de soportar estas fluctuaciones, manteniendo una adecuada eficiencia de remoción, lo que de manera general, se logró con este reactor.

Debido a que se trabajó en condiciones semejantes a las de diseño del reactor industrial, el UASB a nivel laboratorio se inoculó, arrancó y operó a temperatura ambiente.

Para determinar si era necesario dar un tratamiento térmico previo al arranque que favoreciera un incremento en la actividad del lodo como ocurrió en el caso descrito por Noyola y Bustamante (1992), se determinó la actividad metanógena al acético ($AE_{\text{acético}}$) a temperatura ambiente para conocer el comportamiento del lodo frente a las condiciones de operación, así como a 37 °C, se procedió de la siguiente forma:

Se trabajó por duplicado con dos lotes de botellas serológicas (dos testigos y dos botellas con ácido acético como sustrato), un lote se incubó a 37 °C y otro a temperatura ambiente (15 a 20 °C).

El lote incubado a 37 °C (Fig. 4.6) inició la producción de metano al siguiente día de la inoculación y para los días 6 y 8 se obtuvo la mayor cantidad de moles totales producidas, decreciendo a partir de éstos días la cantidad de moles detectadas, lo cual indicó que los microorganismos habían consumido el sustrato. Para el día 14 se le adicionó de nuevo ácido acético y fue evidente la producción de metano al día siguiente a esta segunda adición de sustrato. Se calculó la actividad metanógena empleando la pendiente máxima de la curva obtenida en moles totales de metano contra tiempo, esta pendiente correspondió a la primera adición de sustrato.

La prueba de actividad metanógena a temperatura ambiente presentó producción de metano hasta el quinto día posterior a la inoculación (Fig. 4.7). Por lo tanto, a los 12.5 días se optó por aumentar la temperatura a 37 °C. De esta forma se obtuvo un aumento considerable en la producción de metano, y una vez concluida ésta (se obtuvo una asíntota en la curva), se procedió a incubar a

temperatura ambiente de nuevo y adicionar ácido acético en el día 21. En este caso no se pudo distinguir un aumento en la producción de metano debido a que probablemente la producción de metano fue baja y como consecuencia de un muestreo constante, la cantidad de moles totales de CH_4 registradas mostró un comportamiento irregular. El comportamiento que mostró el inóculo estudiado por Noyola y Bustamante (1992) no se observó en este caso.

Se realizó el cálculo de la actividad a temperatura ambiente y a 37 °C. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7 Actividad metanógena sobre el ácido acético a temperatura ambiente y a 37 °C.

PARAMETRO	TEMPERATURA AMBIENTE	37 °C
SST (mg/l)	23720 (100%)	23720 (100%)
SSV (mg/l)	15750 (66.4%)	15750 (66.4%)
SSF (mg/l)	7970 (33.6%)	7970 (33.6%)
$\text{AE}_{(\text{acético})}$ ($\text{gCH}_4\text{DQO/gSSV}\cdot\text{d}$)	0.05 0.16 (37 °C)	0.22

En esta tabla se observa el efecto positivo que el aumento de la temperatura ejerció en la actividad del lodo (de 0.05 a 0.16 $\text{gCH}_4\text{-DQO/gSSV}\cdot\text{d}$). Sin embargo, como el lodo no incrementó su actividad a temperatura ambiente después de un periodo a 37 °C, no se justificó su calentamiento durante la etapa de arranque, como en el caso de Noyola Y Bustamante (1992). Por lo tanto, se decidió arrancar el reactor a temperatura ambiente a la cual se operaría el reactor a nivel industrial, aún cuando el tiempo de arranque fuera mayor.

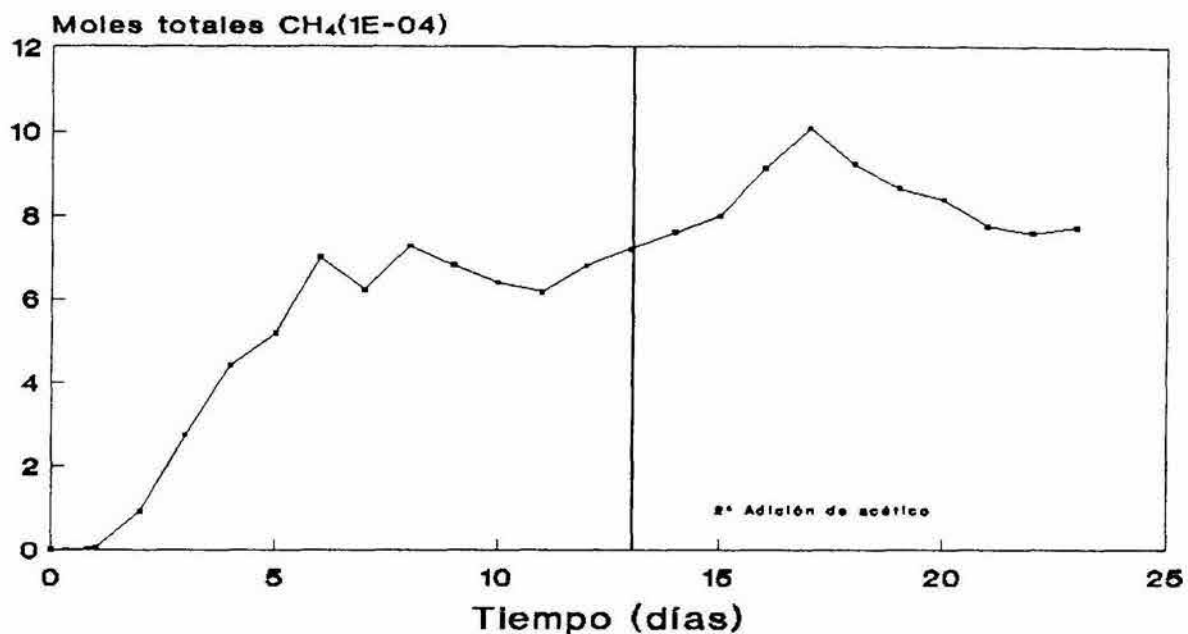


Fig. 4.6 Actividad metanógena al acético a 37°C.

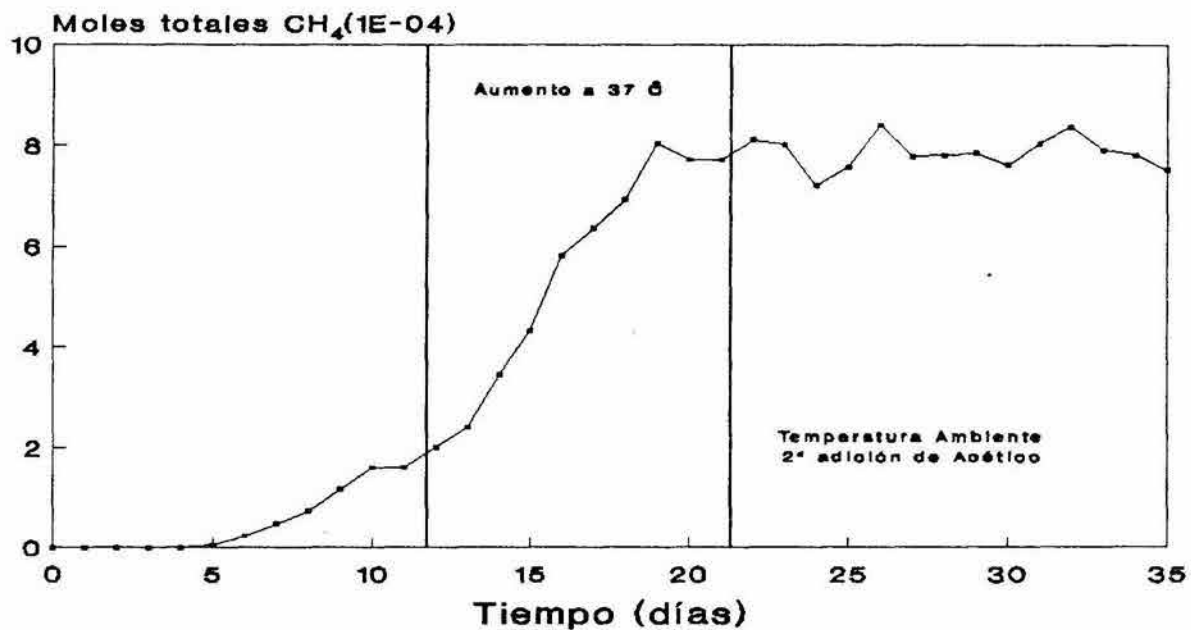


Fig. 4.7 Actividad metanógena al acético a temperatura ambiente.

4.3.2 ARRANQUE

Una vez determinada la temperatura para el arranque y la caracterización del agua residual a tratar y del lodo de inóculo (Tablas 4.5, 4.6 y 4.7), se procedió a inocular el reactor (Fig. 3.2). En la Tabla 4.8 se muestran las características y condiciones de operación del reactor.

Tabla 4.8 Características y condiciones de operación del reactor.

CARACTERISTICAS DEL REACTOR	REACTOR UASB
Diámetro del reactor (cm)	9.4
Altura del reactor (cm)	98
Relación altura/diámetro	10.4
Volumen útil (ml)	6800
Flujo de alimentación (ml/h)	566.6
Tiempo de Retención Hidráulica (h)	12
Temperatura (°C)	15 - 20
Velocidad Ascendente (m/h)	0.081
Inóculo: volumen (ml) proporción (% v/v) SSV (g)	1700 25 26.78
Carga orgánica: másica (gDQO/gSSV·d) volumétrica (gDQO/m ³ ·d)	0.618 - 3.23 2.99 - 12.72

El primer lote de agua residual presentó una DQOt mayor (6360 mg/l) que la reportada para el diseño de la planta (2200 mg/l), por lo que durante el arranque del reactor fue necesario hacer una disminución en la carga orgánica, acercándola al valor de diseño, y evaluar la respuesta del reactor mediante un seguimiento muy cercano de la relación *alfa*. Este parámetro es una herramienta de gran utilidad para el monitoreo de un sistema anaerobio, ya que además de ser relativamente sencillo de realizar, nos permite conocer la proporción que existe de la alcalinidad dada por bicarbonatos y la debida a los Acidos Grasos Volátiles (Ripley et al., 1985; en Anderson and Yang, 1985). En este caso, una relación *alfa* superior o igual a 0.7 (que representa un 70% de alcalinidad debida a bicarbonatos) indica un buen funcionamiento por parte del sistema.

El agua residual presentó un pH ácido, con un valor promedio de 4.89, por lo cual fue necesario neutralizar el influente con una solución de NaOH 6N hasta un intervalo de pH de 7 - 7.3. Esto se hizo durante toda la experimentación con el reactor.

Para el arranque del reactor se utilizó la relación *alfa* como parámetro indicador, bajo los siguientes criterios:

- Si el valor es igual a 0.5 alimentar el sistema con la misma carga orgánica que el día anterior.
- Si es mayor o igual a 0.55, aumentar en un 50% la carga alimentada, en este punto, debido a la respuesta del sistema fue necesario disminuir este porcentaje a un 25%.
- Si es menor a 0.5, no alimentar al reactor y recircular el efluente hasta alcanzar un *alfa* igual o mayor a 0.5, alimentando en tal caso una carga igual a la anterior.

El comportamiento del incremento en la carga orgánica másica durante el arranque del reactor se presenta en la Fig. 4.8.

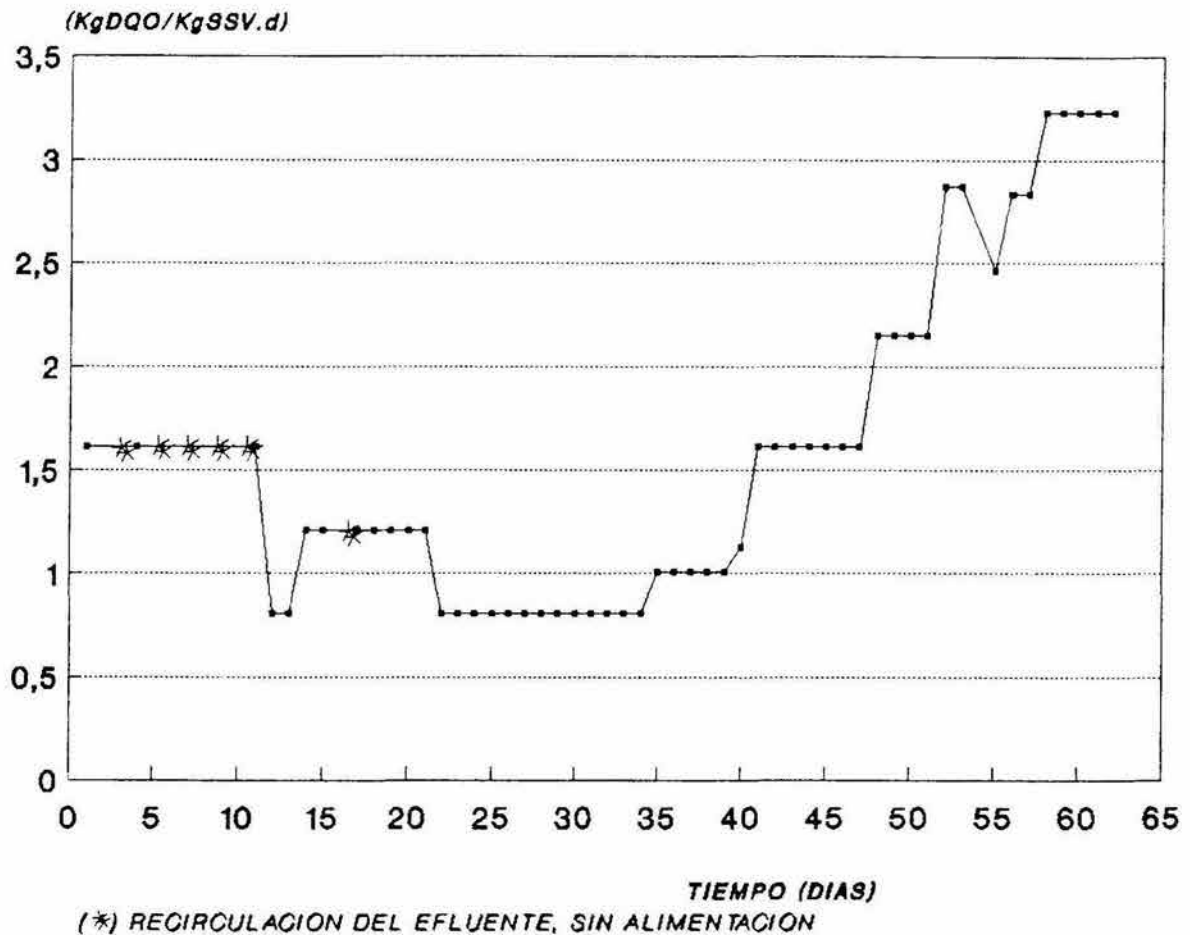


Fig. 4.8 Variación en la carga orgánica másica durante el arranque del reactor UASB.

Como se observa en la fig 4.8, de acuerdo con el criterio de alfa y debido a la respuesta del lodo, para los días 25 al 35 fue necesario alimentar la carga orgánica suministrada en los días 12 y 13, lo cual permitió posteriormente incrementar la carga orgánica en intervalos de tiempo más cortos (3 a 5 días). Sin embargo, para el día 55 fue necesario descender el valor de esta carga en un 12.5 % respecto a la alimentada en los días 52 a 54. En este punto, la

carga orgánica másica alimentada fue igual a $2.4 \text{ kgDQO}_5/\text{gSSV}\cdot\text{d}$, en los días 56 y 57 se alimentó una carga de $2.8 \text{ kgDQO}/\text{kgSSV}\cdot\text{d}$ y para el día 58 se alimentó el agua residual sin diluir, cuya carga orgánica fue de $3.2 \text{ kgDQO}/\text{kgSSV}\cdot\text{d}$.

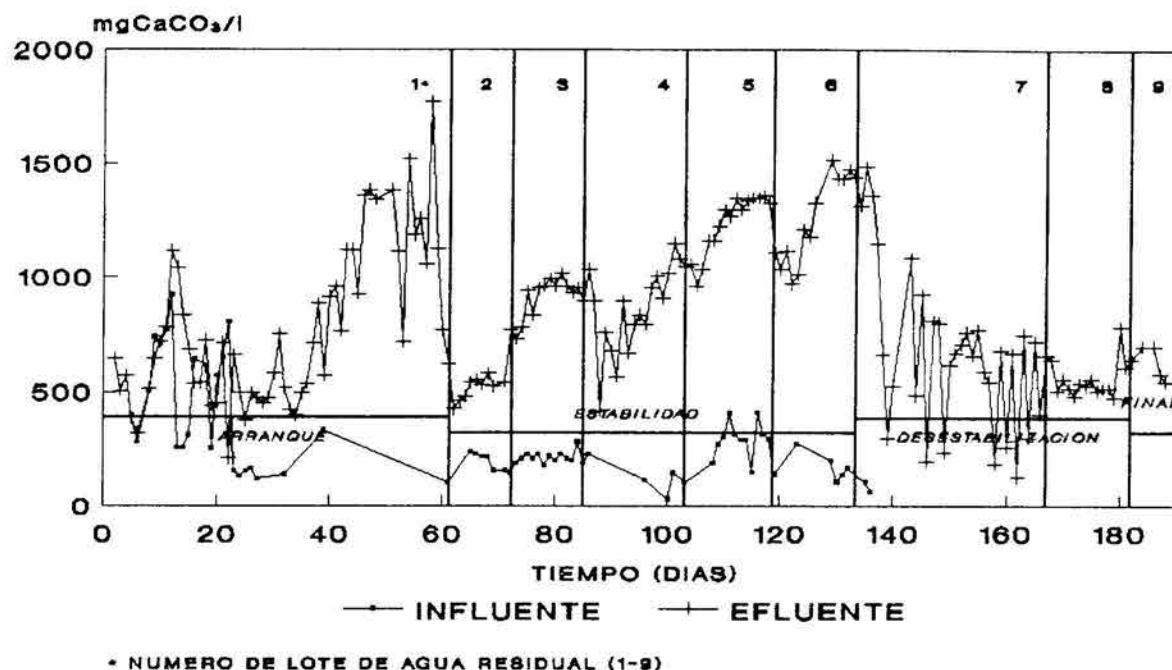


Fig. 4.9 Alcalinidad a pH 5.75 en el reactor UASB.

El primer día el reactor se alimentó con el agua residual sin diluir a un TRH de 24 hs y puesto que para el segundo día, la relación α del efluente fue de 0.5 se alimentó al sistema con la misma carga que el día anterior. Sin embargo, al tercer día el valor del α disminuyó hasta 0.36, por lo cual se puso a recircular el efluente, y hasta el día 12 se pudo volver a alimentar el sistema. Posteriormente, para facilitar la aclimatación microbiana se alimentó el agua residual diluida en un 50% y a un TRH de 24 hs. Los aumentos de la carga orgánica se hicieron de acuerdo con los criterios planteados anteriormente, mediante el aumento en la concentración de DQO_5 en el agua

alimentada al reactor al disminuir la dilución, y posteriormente por la reducción en el TRH hasta alimentar el agua sin diluir y a un TRH de 12 hs.

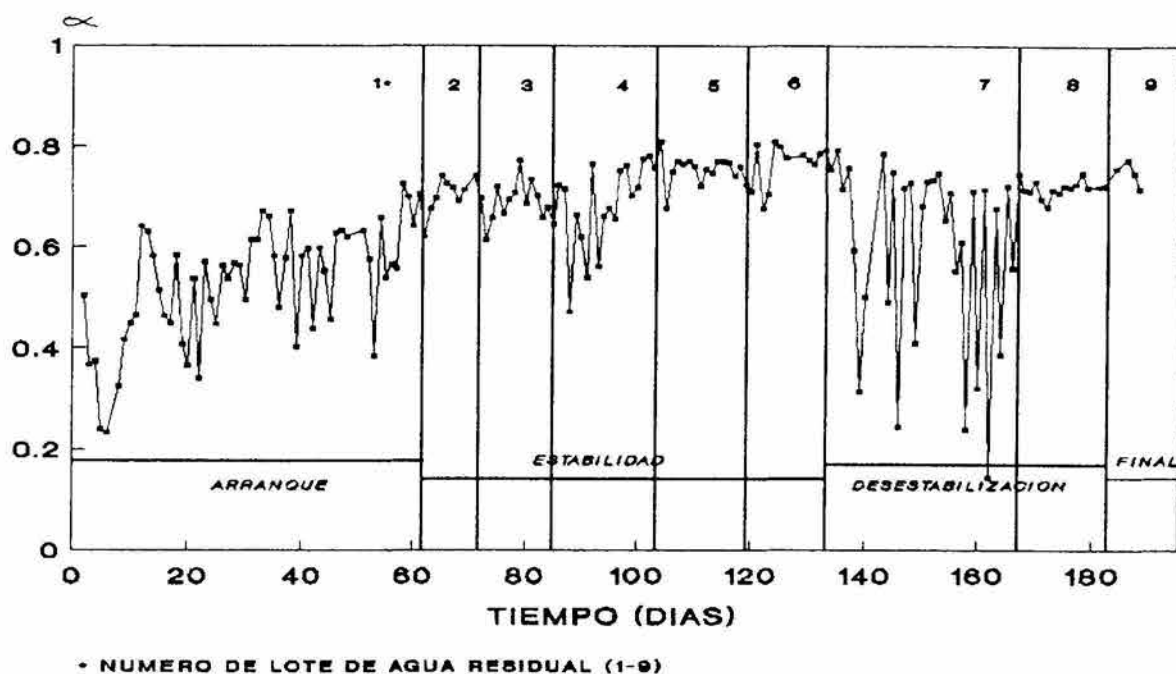


Fig. 4.10 Relación alfa en el efluente del reactor UASB.

Debido a que el lodo se agregó en condiciones casi aerobias propiciadas por un elevado estrés hidráulico y la recirculación del efluente de la columna descrita en la metodología para la Etapa I (Fig. 3.1), así como por la ausencia de un sustrato que le permitiera reducir el medio, presentaba una coloración café-grisácea que indicaba las condiciones de oxidación en que se encontraba. Conforme el lodo era aclimatado durante el arranque, fue mostrando una coloración cada vez más oscura que se tornó negra hacia los días 35 a 40. Es interesante observar en la Fig. 4.8 que a partir de esa fecha el incremento de la carga orgánica alimentada fue más rápido; por lo anterior, se puede pensar que a partir de esa fecha los microorganismos se habían aclimatado.

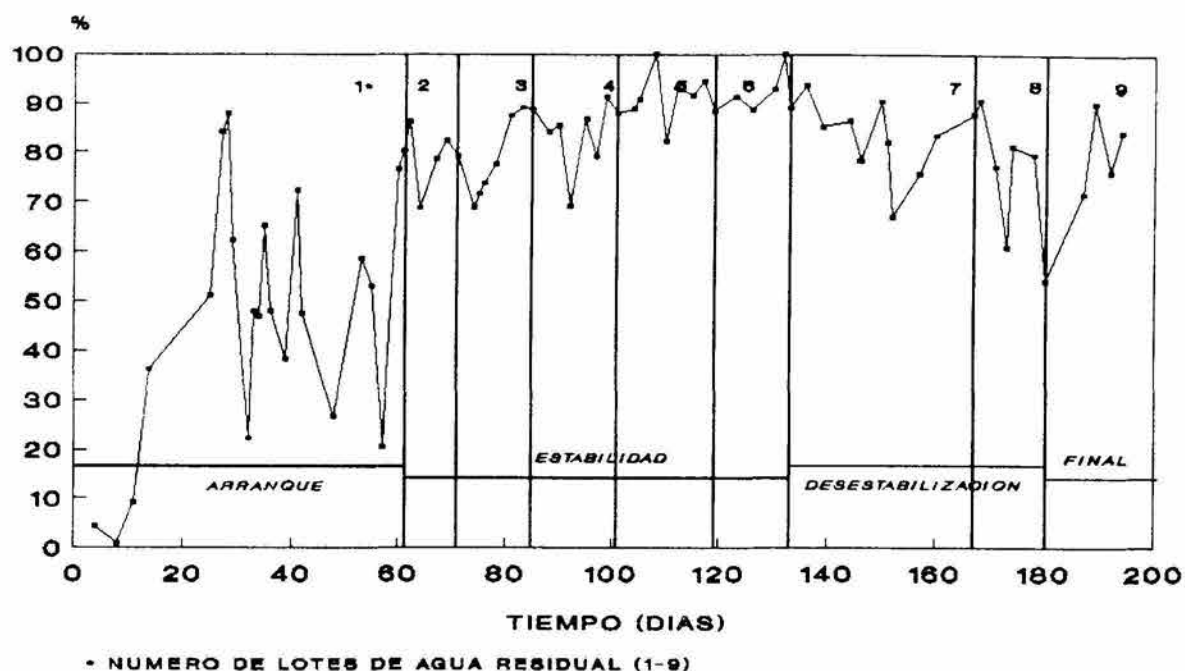


Fig. 4.11 Eficiencia en la remoción de la DQO total en el reactor UASB.

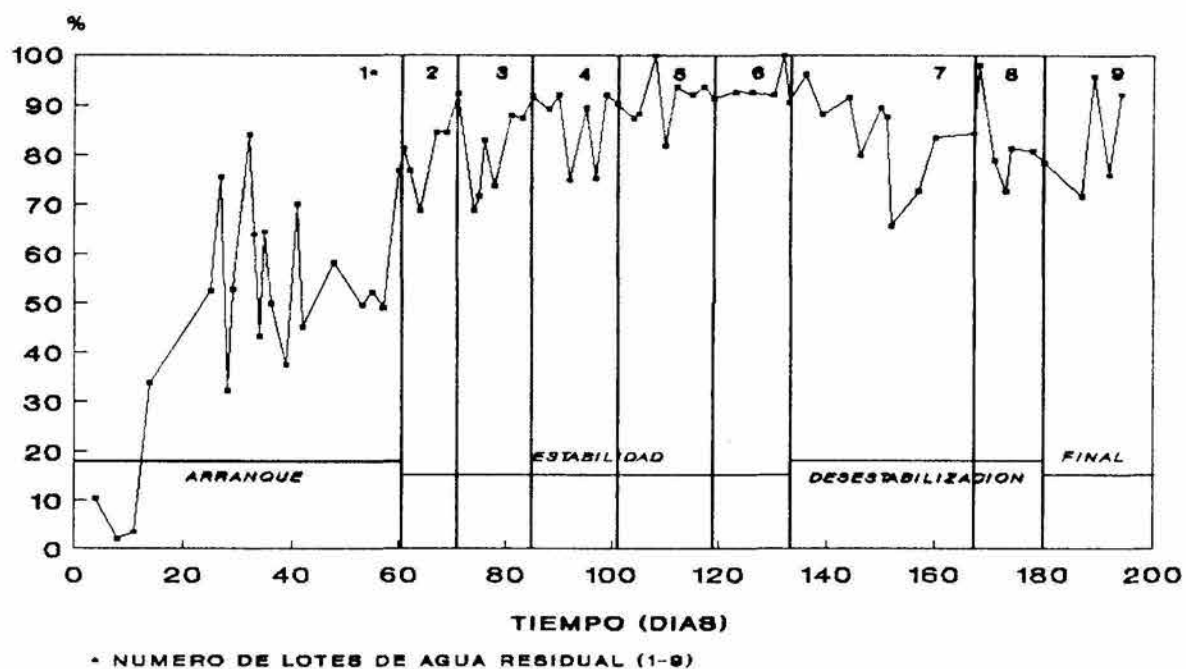


Fig. 4.12 Eficiencia en la remoción de la DQO soluble en el reactor UASB

Respecto a la alcalinidad en el efluente a pH 5.75 (Fig. 4.9) para la etapa de arranque, varió en un intervalo de 350 a 1150 mg CaCO_3/l mientras que la relación alfa (Fig. 4.10) fluctuó de 0.2 a 0.7 con un promedio de 0.5 y una variación de 22 % (Ver Apéndice 1).

Se observó que al incrementar la carga alimentada al reactor, decrecían los valores de *alfa* en el efluente (Fig. 4.10), así como en la eficiencia de remoción de DQO total y soluble (Figs. 4.11 y 4.12). Este comportamiento se debe a que el lodo se estaba sometiendo a un proceso de aclimatación. Para los últimos tres días de este periodo se observa que la relación alfa mantuvo un valor cercano a 0.7, mientras la eficiencia de remoción de DQO total y soluble se mantuvo en un intervalo del 70 al 80% (Tabla III.2).

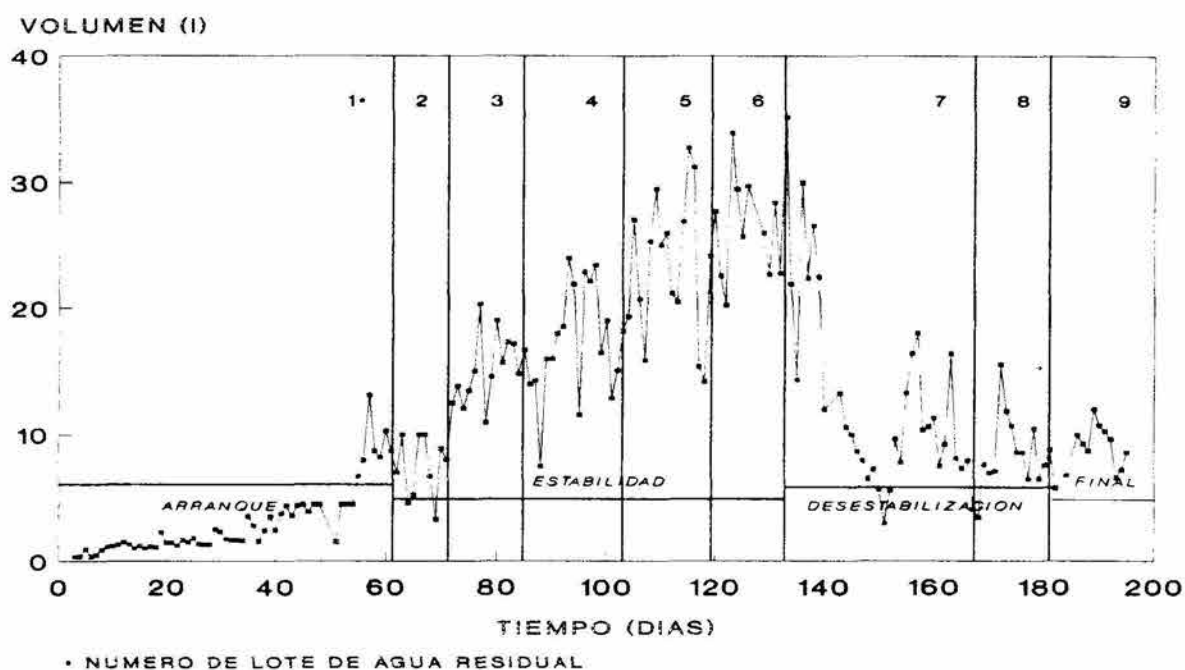
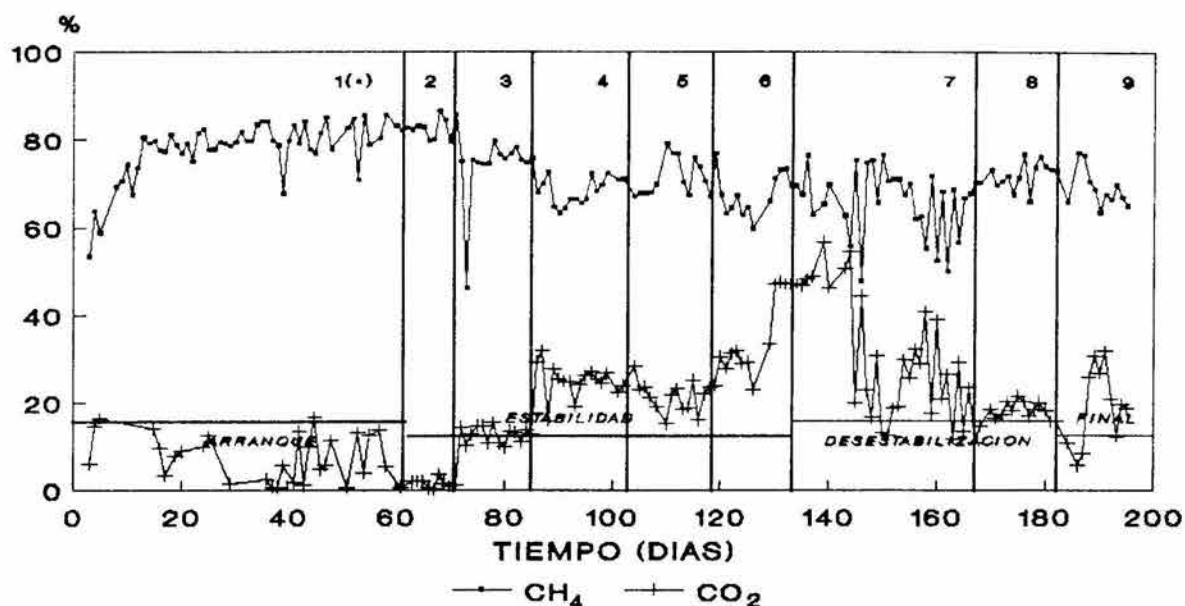


Fig. 4.13 Producción volumétrica de biogás (litros/día) del reactor UASB.



• NUMERO DE LOTE DE AGUA RESIDUAL (1-9)

Fig. 4.14 Composición de biogás en el reactor UASB.

El tiempo de arranque fue de 60 días, a una temperatura ambiente de 15 a 20 °C (Apéndice 1). Este intervalo de tiempo fue similar al reportado para un lodo granular anaerobio cuya actividad es de 1 gCH₄-DQO/gSSV·d arrancado a 20°C (Noyola et al., 1993). Como fue señalado, el hecho de que el periodo de arranque fuera largo se debió principalmente a que el lodo se agregó en condiciones de elevado estrés hidráulico y en ausencia de nutrientes que favorecieran la actividad microbiana, por lo que constituyó un fenómeno puramente físico. Además, los valores de la carga orgánica másica se mantuvieron en un intervalo de 0.5 a 3.2 kgDQO/kgSSV·d, mayores al reportado como óptimo para el arranque de un reactor UASB (Noyola et al., 1993).

La producción volumétrica de biogás (Fig. 4.13) se incrementó como resultado por una parte, del incremento en la carga orgánica

alimentada y por otra, de la aclimatación del lodo durante este periodo.

La composición de biogás (Fig. 4.14) mostró un incremento en el porcentaje de metano de un 50 % hasta un 80 % durante los primeros 20 días, mientras el dióxido de carbono se mantuvo en un intervalo menor al 20 %.

El volumen de lodo en el reactor (Fig. 4.15) se incrementó ligeramente durante este periodo lo que representó un 28.5 % respecto al volumen de lodo inoculado.

Durante todo este periodo de arranque se alimentó el lote 1 de agua residual, con adición de nitrógeno en forma de urea para mantener una relación DQO:N:P de 400:5:1 (Noyola, 1993b). Para los lotes subsecuentes (2 al 9) no fue necesaria ésta adición, ya que poseían una cantidad de nitrógeno adecuada para mantener la relación DQO:N:P mencionada.

4.3.3 PERIODO ESTABLE DEL REACTOR UASB

La primera etapa estable de operación del UASB comprendió los días 65 al 132 y tuvo como principal característica una baja variación en los parámetros evaluados en el reactor (Tabla III.3). Durante esta etapa, se alimentaron los lotes de agua del 2 al 6 cuya DQOt promedio fue de 3117 mg/l con un porcentaje de variación del 32.2 %. Los datos individuales de la caracterización de cada lote se presentan en el Apéndice 1.

La relación *alfa* para el efluente fue de 0.71 (Fig. 4.10), lo cual indica que los ácidos grasos volátiles no se acumulaban en el medio y eran degradados. La alcalinidad debida a bicarbonatos, cuyo valor promedio fue de 948 mg CaCO₃/l (Fig. 4.9) fue suficiente para neutralizar los AGV's producidos durante la fase acidógena de la digestión anaerobia. Por consiguiente, el sistema presentó una

buena capacidad buffer que se reflejó en un valor promedio de pH igual a 7 en el efluente y una variación del 2 %. En el caso del influente, a pesar de que se neutralizaba, después de algunas horas presentaba un pH de 5 a 6.5.

La eficiencia de remoción promedio en DQOt (Fig. 4.11) fue del 85 % con un porcentaje de variación del 12 % (Tabla III.3). La DQO_i para el influente era de 2941 mg/l y en el efluente de 405 mg/l (Fig. 4.16). Para la DQOs la eficiencia de remoción fue del 87 % y varió en un 9 %; el influente tuvo una concentración de 2633 mg/l y el efluente de 298 mg/l (Fig. 4.17).

Se observó una composición relativamente constante del biogás producido, con un promedio en porcentaje igual al 70 % de metano y 21 % de CO₂ (Fig. 4.14). Respecto a su producción volumétrica (Fig. 4.13), se observó una tendencia al incremento, principalmente en los días 60 al 100, con un valor promedio de 20 l/d. Este comportamiento, aunado a los valores obtenidos para los demás parámetros, nos indica en forma indirecta que el lodo había incrementado su actividad.

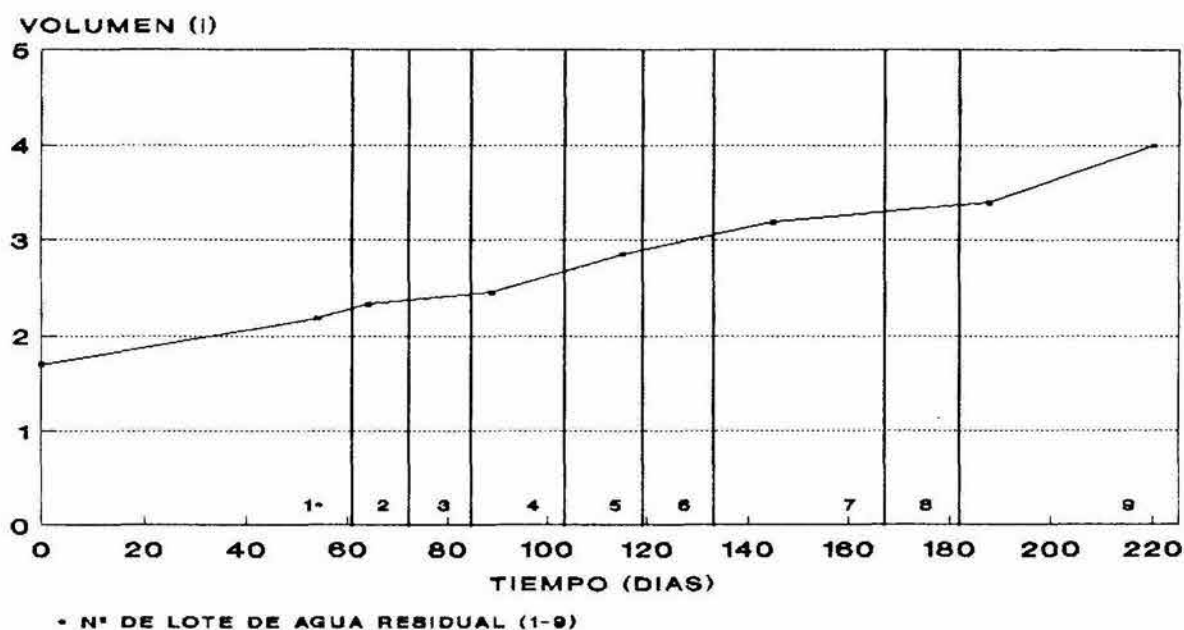


Fig. 4.15 Volumen de la cama de lodos. Reactor UASB.

La remoción de sólidos, así como la concentración promedio determinada en el influente y efluente del UASB en sus tres formas se presenta en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9 Comportamiento de los sólidos durante la etapa estable.

PARAMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCION	% VARIACION
ST (mg/l)	3253	1914	40	19
STV (mg/l)	1780	505	70	15
STF (mg/l)	1473	1409	2	79
SST (mg/l)	385	72	75	18
SSV (mg/l)	319	53	78	20
SSF (mg/l)	66	19	44	111
SDT (mg/l)	2870	1842	34	26
SDV (mg/l)	1498	452	66	19
SDF (mg/l)	1372	1390	-2	11

El porcentaje de remoción más alto en los sólidos, se obtuvo para los volátiles, lo cual es de esperarse ya que éstos constituyen la fracción orgánica que es la realmente biodegradable de los sólidos. En el caso de los sólidos fijos, por estar conformados por minerales, se acumulan en el reactor por precipitación, asimilación y adsorción. Este hecho también se puede asociar a la presencia de una capa blanquecina que se observaba en el cono del efluente del reactor; ésta capa pudo estar constituida por sales precipitadas al entrar en contacto con la atmósfera.

Se obtuvo una evaluación más directa de las características del lodo al realizar muestreos periódicos en la cama de lodos, determinando los siguientes parámetros: IVL, Vel. Sed., Sólidos Suspendidos, Actividad metanógena específica, NMP y Diámetro de grano. Los valores obtenidos para cada muestreo del lodo se presentan en el Apéndice 1 (Tabla III.6).

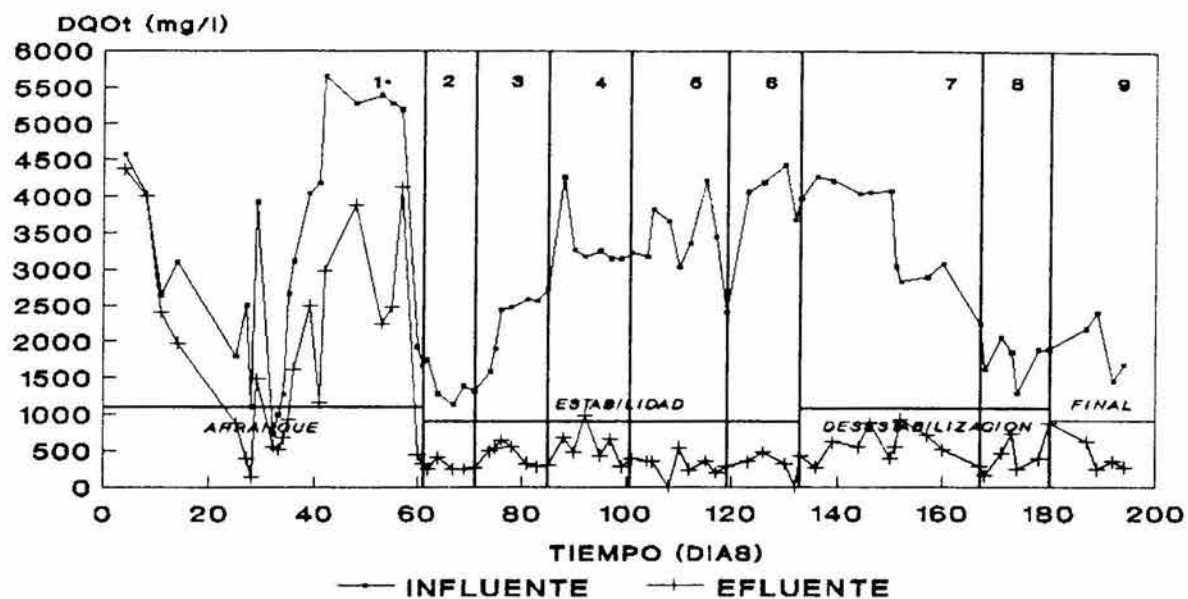


Fig. 4.16 DQO total en el reactor UASB.

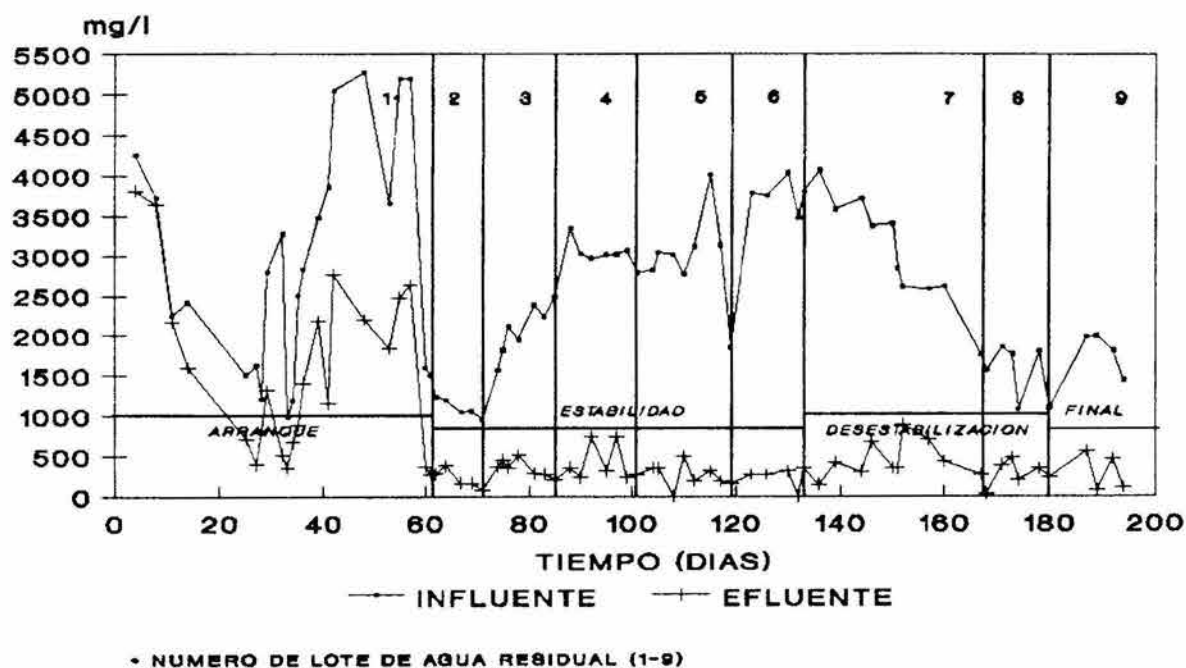


Fig. 4.17 DQO soluble en el reactor UASB.

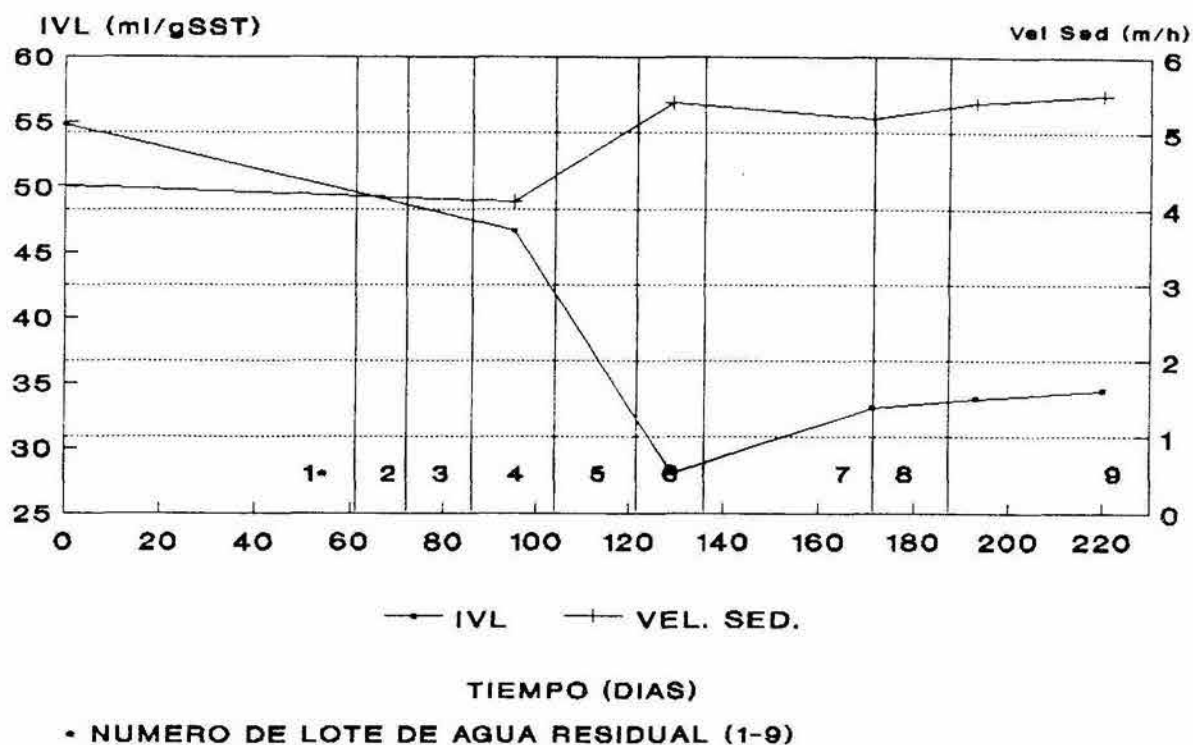


Fig. 4.18 IVL y Vel. Sed. en el lodo del reactor UASB.

En la Fig. 4.18 se aprecia que el valor del IVL descendió hasta casi la mitad (28 ml/gSST) a partir del valor inicial (55 ml/gSST) y la Vel. Sed. se incrementó de 4.3 para el lodo de inóculo, a 5.4 m/h para el día 129. Este comportamiento muestra que se habían mejorado las características de sedimentación y compactación del lodo; sin embargo, no alcanzaron los valores típicos de un lodo granular anaerobio.

Respecto a la actividad metanógena específica sobre los ácidos acético, propiónico y burírico (Fig. 4.19), se aprecia que hubo un incremento en el muestreo del día 95 de casi cuatro veces respecto a los valores obtenidos en el lodo de inóculo al tiempo cero. Este comportamiento nos indica que las bacterias fueron capaces de aclimatarse al sustrato alimentado y por consiguiente se incrementó su capacidad de degradación del mismo. Sin embargo, para el día 129 la actividad metanógena decreció notablemente respecto al día 95 pues presentó valores muy semejantes a los obtenidos en un inicio.

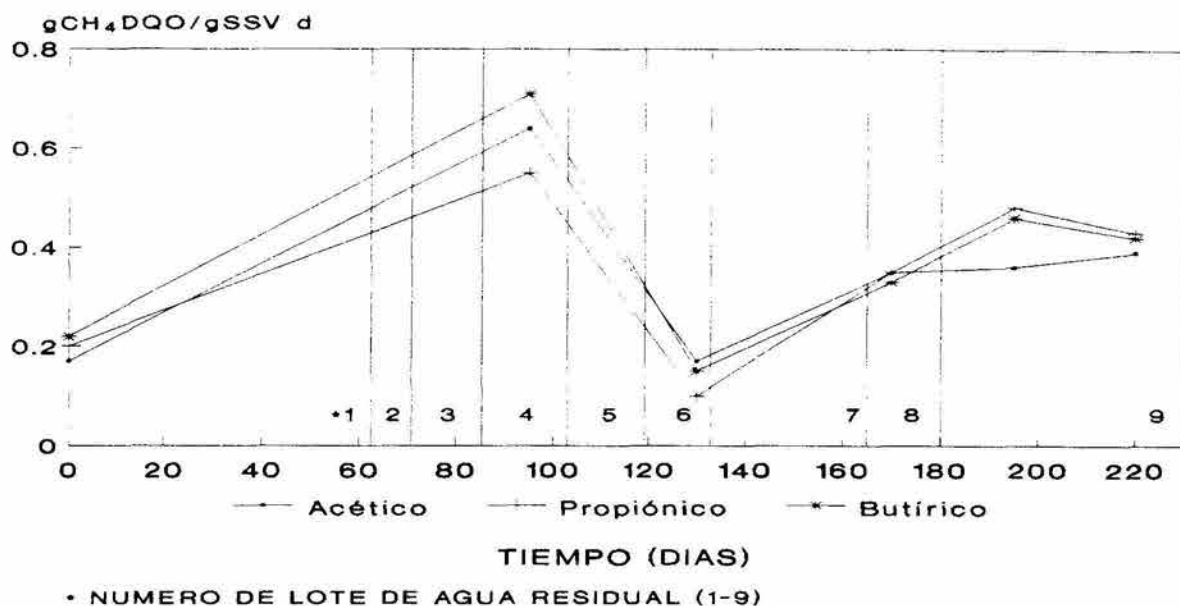


Fig. 4.19 Actividad metanógena específica del lodo del reactor UASB.

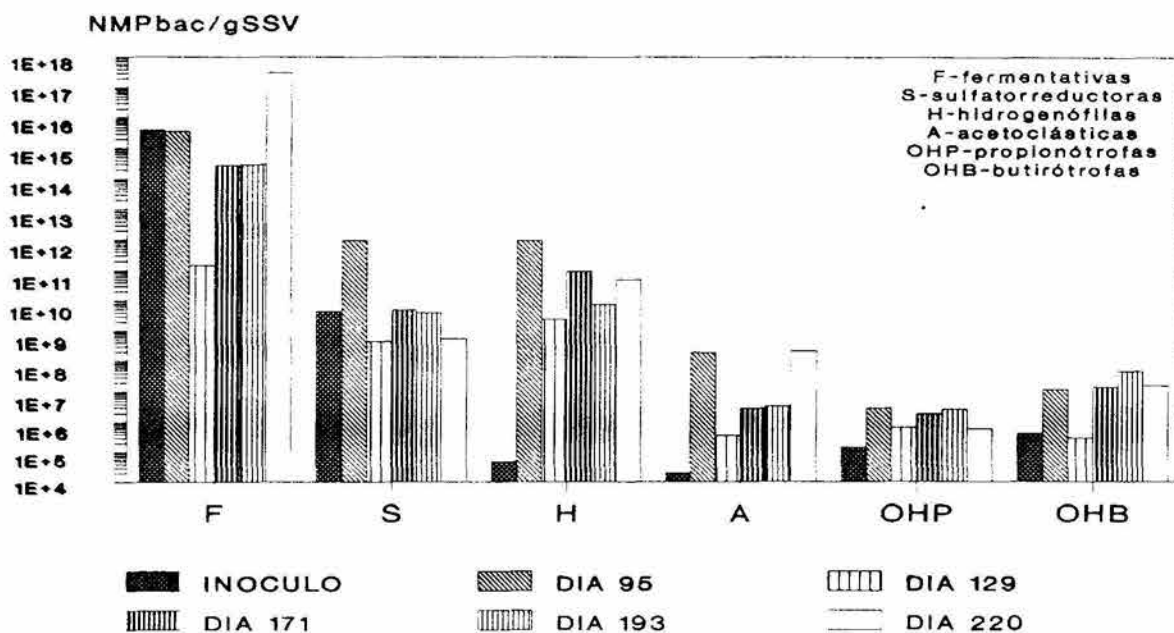


Fig. 4.20 Numeración de grupos bacterianos. Lodo del reactor UASB.

Una probable explicación es que las concentraciones de metales traza, necesarios para la digestión anaerobia, como son: Fe, Ni, Co y Mo, fueron muy bajas en el agua residual (Ver Apéndice 1, Tabla III.7). Debido a esto, el lodo estuvo sometido a condiciones limitantes de estos micronutrientes, pues no se suministraron en forma externa, lo que tal vez originó el descenso de la actividad metanógena.

En este mismo sentido, se puede observar que el NMP de los diferentes grupos tróficos (Fig. 4.20) se incrementó para el día 95 con respecto al lodo inicial, salvo para las bacterias fermentativas cuyo NMP permaneció constante. Este aumento indicó que además de desarrollar su capacidad de degradación les fue posible reproducirse. Sin embargo, como en el caso de la actividad metanógena, también se observó la disminución de los valores del NMP del tercer muestreo (día 129). A partir de estas observaciones se puede pensar en una probable lisis en el lodo; sin embargo, hay que considerar que la determinación del NMP se obtiene por respuesta metabólica a un sustrato, y bien pudo ocurrir que los microorganismos estuvieran inhibidos.

4.3.4 PERIODO DE DESESTABILIZACION DEL REACTOR

Después del periodo estable, se presentó una etapa de inestabilidad en el reactor que abarcó del día 138 al 181 durante los cuales se alimentaron los lotes 7 y 8 del agua residual. Esta desestabilización, se reflejó en los valores obtenidos para los parámetros evaluados en el reactor. Durante este periodo fue necesario "rearrancar" el reactor, puesto que para ello se aplicaron los mismos criterios que durante el arranque, sin aporte de alcalinidad externa y disminuyendo la carga orgánica solo por dilución del agua residual alimentada, sin variar el TRH.

La alcalinidad a pH 5.75 para el efluente fue baja (Fig. 4.9), con un valor promedio de 589 mg CaCO₃/l, lo que significó la reducción de la capacidad buffer del sistema y propició que se presentaran valores de pH alrededor de 6.0, presentando solo en contadas ocasiones valores cercanos a 7. La relación alfa en el efluente (Fig. 4.10) descendió bruscamente hasta alcanzar valores de 0.2, con un promedio de 0.6 y una variación del 24.5%. En el caso del influente, se debe mencionar que no fue posible mantener el pH en valores cercanos a la neutralidad, pues su valor se reducía a un intervalo de 5.07 a 5.4, pocas horas (2 ó 3 hs) después de haber neutralizado con NaOH.

Las eficiencias de remoción de DQOt y DQOs (Figs. 4.11 y 4.12), descendieron bruscamente al alimentar el lote 7 de agua residual que presentó una DQOt de 4300 mg/l. Este incremento en la carga orgánica, así como la escasez de nutrientes detectada en la etapa anterior, fueron probablemente las principales causas de la desestabilización del sistema, aunque no se puede descartar la presencia de algún compuesto inhibidor que no pudo detectarse mediante los parámetros determinados durante la etapa de operación del reactor.

La composición del biogás (Fig. 4.14) también mostró diferencias con respecto a la etapa anterior, ya que durante los primeros días de alimentación con el lote 7, el porcentaje de metano descendió hasta un valor de 48 %, mientras que el de CO₂ se incrementó a un 56 %, para los días 140 a 148. Esto indicó que el proceso de digestión anaerobia se desvió hacia la acidogénesis y que la metanogénesis no se estaba realizando en su totalidad. Al diluir el agua residual se observó un aumento en la proporción de metano, hasta un valor de 90 % y un descenso del CO₂ hasta un valor de 10%.

La producción volumétrica de biogás (Fig. 4.13) presentó un brusco descenso, pues de un promedio de 20 l/d en el periodo estable, para el día 140 decreció hasta 12 l, en este periodo tuvo un promedio de 9 l/d.

Durante esta etapa, la actividad metanógena (Fig. 4.19) aumentó ligeramente en relación al día 129, esto se pudo deber al rearranque que se aplicó para la alimentación del lote 7, por lo que durante la alimentación del lote 8 - donde se ubica este muestreo- se obtuvo un valor para la actividad específica a los ácidos: acético, propiónico y butírico, de 0.3 gCH-DQO/gSSV·d. El NMP de los diferentes grupos tróficos también presentó un incremento, aunque no muy notorio, con respecto al día 129 (Fig. 4.20). Al igual que durante la etapa de arranque, este periodo fue básicamente de aclimatación a las condiciones que prevalecieron en el sistema, como lo muestra el pequeño incremento en el volumen de lodo en el reactor, que fue del 67 % respecto al volumen inicial (Fig. 4.15).

La capacidad de sedimentación del lodo también resultó afectada en este periodo, como lo muestra la Fig. 4.18, donde se observa que el IVL aumentó a 33.1 ml/gSST y la Vel. Sed. disminuyó a un valor de 5.2 m/h.

4.3.5 PERIODO FINAL

Durante la etapa final de la experimentación con el reactor en que se alimentó el lote 9 de agua residual, hubo una ligera tendencia a la recuperación del sistema, aunque en algunos parámetros esto no fue muy evidente.

La alcalinidad a pH 5.75 en el influente (Fig. 4.9) no se pudo determinar en la mayoría de las ocasiones, debido a que el pH, a pesar de que se neutralizaba fluctuó en un intervalo de 5 a 5.5,

pocas horas después de neutralizar (Tabla III.4). En cuanto al efluente, la relación alfa (Fig. 4.10) se mantuvo en un promedio de 0.69, con poca variación (20 %) y la alcalinidad a pH 5.75 fluctuó de 298.4 a 699.72 mgCaCO₃/l, con un pH promedio de 6.65.

La eficiencia de remoción para la DQOt (Fig. 4.11) se mantuvo en un intervalo del 54 al 90 % y para la DQOs (Fig. 4.12) fluctuó del 71.7 al 96 %. En esta etapa se logró una buena remoción a pesar de que el sistema no se encontraba en condiciones óptimas. Los valores obtenidos para el influente en la DQO variaron de 1451 a 2400 mg/l, lo cual representó una reducción de la carga alimentada con respecto al lote 7, lo cual explica, en parte, la tendencia a la recuperación en el sistema.

Respecto a la composición del biogás (Fig. 4.14), la proporción de metano, alcanzó un 70 % y el porcentaje de CO₂ decreció a 18.5 %, lo que significó una mejoría en el funcionamiento del sistema. La producción volumétrica de biogás (Fig. 4.13) se mantuvo en el mismo nivel que en el periodo anterior con un promedio de 8.7 l/d, lo cual es de esperarse debido a la baja carga orgánica presente en el lote 9.

En general, la actividad metanógena se incrementó (Fig. 4.19), estabilizándose en un valor cercano a 0.3 gCHDQO/gSSV·d. El NMP (Fig. 4.20) mostró el mismo comportamiento.

El IVL y la Vel. Sed. (Fig. 4.18) se mantuvieron estables, con un valor de IVL alrededor de 30 ml/gSST y la Vel. Sed. cerca de 5 m/h. Estas, probablemente sean las características que se puedan lograr con este tipo de agua residual alimentada en esas condiciones.

El volumen de lodo en el reactor presentó un mayor incremento (153 % respecto al lodo inicial) que en los periodos anteriores,

aunque esto no se reflejó en el valor de NMP que se mantuvo relativamente constante.

El diámetro promedio de grano fue un parámetro que no mostró cambio alguno durante todo el desarrollo de esta etapa experimental y mantuvo un valor cercano a 1.4 mm (Apéndice 1). En la Fig. 4.21 se aprecia una vista de la cama de lodos en el reactor, donde se observan algunos granos muy grandes, que de acuerdo con la escala a un lado en la foto, medirían hasta 5 mm de diámetro. En este sentido, es necesario mencionar que la determinación de este parámetro se realizó mediante la medición de 100 granos por muestra y el promedio se reporta como diámetro de grano en mm, y que si bien se midieron algunos granos cuyas dimensiones eran de hasta 3 mm, la proporción tan baja en que se presentaban, no mostró un efecto estadístico en el valor promedio calculado. Así mismo, en los diferentes muestreos de la cama de lodos, no se pudieron coleccionar granos de este tamaño debido a que el muestreo se realizaba en la parte central de la columna, mientras que estos granos se encontraban adheridos a las paredes del reactor.

Al igual que en la etapa anterior, se calcularon las distribuciones de frecuencia obtenidas en la determinación del diámetro promedio en cada muestreo. Las gráficas del apéndice 1 (III:5 a III.10) representan la distribución de frecuencia del diámetro de grano. En este caso, el coeficiente de variación (Tabla III.8) fluctúa en un intervalo de 28 a 100 %, lo cual evidencia una gran dispersión, que es más notoria para los muestreos de los días 95, 193 y 220. En estos dos últimos, el reactor estaba en proceso de recuperación y muy probablemente durante el periodo de desestabilización varios granos sufrieron desagregación.

El valor de la moda solo se acercó para el día 193 al valor promedio, representando un 17 % de la población. Las curvas de distribución de las gráficas en general, fueron más bien achatadas y como se dijo, la dispersión fue mayor para los muestreos de los

días 95, 193 y 220. Un aspecto que influyó en este incremento fue el hecho de que durante la determinación del diámetro promedio se midieron en forma aleatoria algunos granos cuyo diámetro fue mayor a 3 mm que representaron un porcentaje respectivo de 1, 6 y 1 % para estas poblaciones (Figs. III.6, III.9 y III.10). De forma general, los granos con un diámetro mayor a 2 mm representaron desde un 6 % (día 171) hasta un 16 % (día 193) de las poblaciones muestreadas.

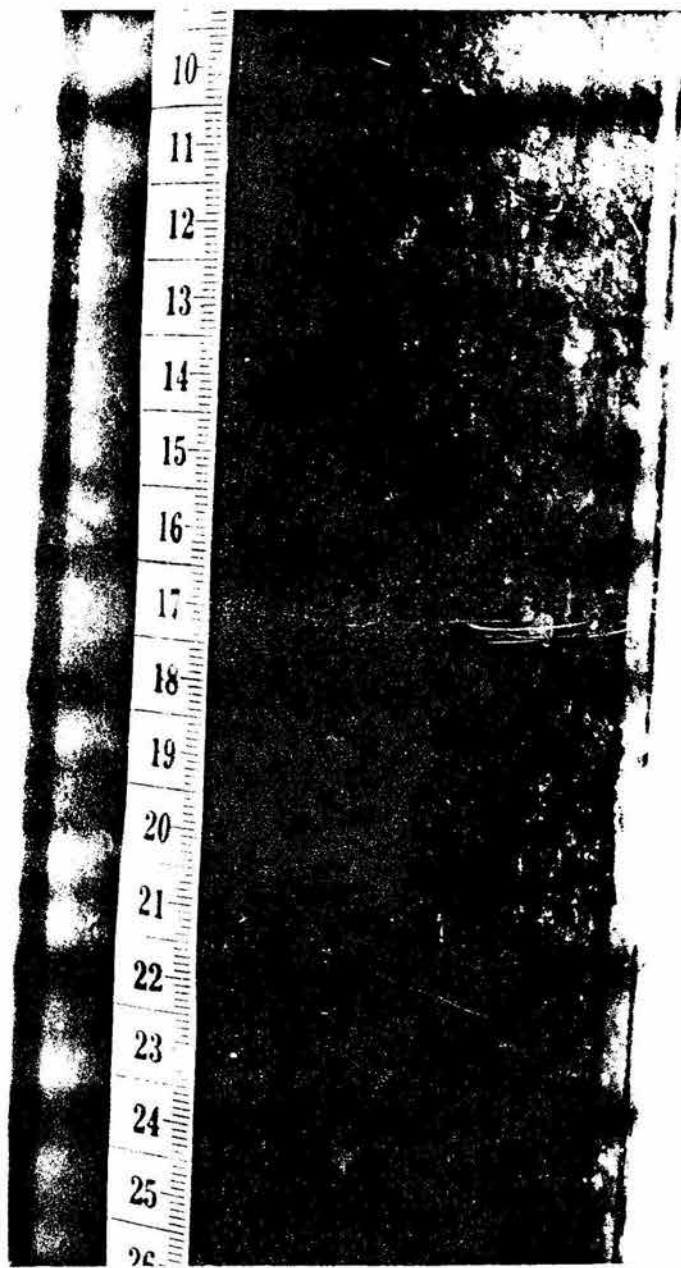


Fig. 4.21 Fotografía de la cama de lodos del reactor UASB empleado durante la experimentación.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES

Es posible obtener lodo granular anaerobio únicamente mediante su agregación física, a través de la aplicación de diferentes velocidades ascendentes y ausencia de sustrato, en un lapso de aproximadamente 9 hrs.

La producción de lodo granular mediante la metodología descrita en este trabajo, representa una alternativa adecuada en el caso de requerir de este tipo de lodo y no disponer de una fuente convencional de lodo granular.

La agregación física del lodo anaerobio mostró un efecto positivo sobre su actividad metanógena específica al incrementar su valor de $0.09 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ a $0.14 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ una vez granulado.

El lodo generado con esta metodología mostró ser un inóculo adecuado para el arranque de un reactor UASB a nivel laboratorio. El arranque duró aproximadamente 60 días, que es un tiempo aceptable para el arranque con un lodo granular a 20°C .

El lodo granular obtenido por aplicación de diferentes velocidades ascendentes, mantuvo e incluso mejoró sus características fisicoquímicas y microbiológicas durante el tratamiento de un agua residual industrial.

La metodología aquí descrita no se pretende extrapolable a todo tipo de lodo biológico anaerobio, por lo que se deberá probar o modificar en cada caso. El fenómeno presentado no está aún bien dilucidado, por lo que su aplicación podría no ser exitosa con ciertos lodos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alibhai K.R. and Forster E.F. (1986) "An examination of granulation process in UASB reactors". Envir. Technol. Lett. No 7. pp 193 - 200.

Anderson G.K. and Yang G. (1985) "Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration". Water Envir. Res. Vol 64. No 1. pp 53 - 59.

APHA-AWWA-WPFC. (1990) "Standard methods for examination of water and wastewater". 16th edition. American Public. Health Asociation. Washington D.C. pp 1268.

Balch W. E., Fox G. E., Magrum L. J. and Wolfe R. S. (1979) "Methanogens: reevaluation of a unique biological group". Microbiol. Rev. Vol 43. No 2. pp 260 - 296.

Bustamante B. N. (1993) "Evolución del inóculo en un reactor anaerobio de lecho de lodos a escala industrial": Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Córdoba-Ver.

Calzada J.F. (1990) "Digestión anaerobia en América Latina. Aspectos Generales". Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM-I, ORSTOM, IMP. 6 y 7 de mayo.

Dolfing J., Griffioen A., van Neervan A and Zevenhuizen L. (1985) "Chemical and bacteriological composition of granular methanogenic sludge". Can. J. Microbiol. No 31. pp 744 - 750.

Dubourguier H. C., Prensier G. and Albagna C. (1988) "Structure and microbial activities of granular anaerobic sludge". Proceedings Seminar Workshop: Anaerobic Digestion, GASMAT-workshop. Lunteren, Netherlands. pp 18 - 33.

Field J. (1987) "Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos UASB". Manual del curso: Arranque de reactores. Cali, Colombia. pp 1 - 15.

Frostell B. (1985) "Process control in anaerobic wastewater treatment". Wat. Sci. & Tech. IAWPRC. Vol. 17. pp 173 - 189.

García A. D. y Mendoza F. S. (1991) "Estudio del arranque de reactores UASB alimentados con varias clases de efluentes e inoculados con lodos activados adaptados o estiércol fresco de vaca". Tesis de licenciatura en Biología. ENEP - Iztacala. UNAM.

Guiot R. S. (1992) "Bioinmobilization in anaerobic reactors". Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM-I, ORSTOM, IMP. 6 y 7 de mayo.

Guiot R. S., Arcand Y. y Chavarie C. (1992a) "Advantages of fluidization on granule size and activity development in upflow anaerobic sludge bed reactors". Wat. Sci. Tech. Vol 26. No 3 - 4. pp 897 - 906.

Guiot R. S., Pauss A. y Costerton J. W. (1992b) "A structural model of the anaerobic granule consortium". Wat. Sci. Tech. Vol. 25. No. 7. pp 1 - 10.

Gujer W. and Zehnder A. J.B. (1983) "Convesion processes in anaerobic digestion". Wat. Sci. & Tech. Vol 15. pp 127-167.

Guyot J. P. (1990) " Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios". Memorias de conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. 8 de noviembre. pp 83 - 95.

Guyot J. P. (1992) "Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios". Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM-I, ORSTOM, IMP. 6 y 7 de mayo.

Harada H., Endo G., Tohyia Y. y Momonoi K. (1988) "High rate performance and its related characteristics of granulated sludges in UASB reactors treating various wastewaters". Proceedings of the Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion. Bologna, Italy. 22 al 26 de mayo.

Hernández J. L. (1990) "Transformación de lodos de purga en inóculo anaerobio granular: efecto de la velocidad ascendente y el sustrato". Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM. México D.F. pp 143.

Hulshoff Pol L. (1989) "The phenomenon of granulation of anaerobic sludge". Tesis doctoral, Wageningen Agricultural University. Netherlands. pp 120.

Hulshoff Pol L., Heynekamp K. and Lettinga G. (1988) "The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge". Proceedings Seminar Workshop: Anaerobic Digestion, GASMAT-workshop. Lunteren, Netherlands. pp 153-161.

Hungate R. E. (1969) "A roll tube method for cultivation of strict anaerobes". In Norris J. R. and Ribbons D. W. (editores). Meth. in Microbiol. Academic Press. New York. Vol 3B. pp 117 - 132.

Ilangovan K. A. y Noyola R. A. (1993) "Micronutrientes y metales pesados en digestión anaerobia". Tratamiento anaerobio de aguas residuales: Curso Internacional México-Centroamérica. 19 de agosto. Instituto de Ingeniería-ICAITI. UNAM. México.

Lehninger A. L. (1988) "Bioquímica". Edit. Omega. Segunda Edición. México. pp. 53, 495.

Mahoney E. M., Varangu L., Cairns W., Kosaric W. and Murray R. (1987) "The effect of Calcium on Microbial Agregation during UASB reactor start up". Wat. Sci. & Tech. Vol 19. pp 249-260.

Moreno R. G. (1994) "Obtención de lodos granulares en un reactor UASB a partir de lodos de purga". Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. pp

Nel L. H., Britz T. and Latengan P. (1985) "The effect of trace elements on the performance efficiency of an anaerobic fixed film reactor treating a petrochemical effluent". Water SA. Vol 11. No. 3. pp 107 - 110.

Noyola R. A. (1990) "Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una experiencia de adaptación de tecnología en México". Memorias de conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. UNAM, México. pp 337 - 357.

Noyola R. A. (1992) "Reactores anaerobios de segunda y tercera generación". Curso: Bioprocesos anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM - I, ORSTOM, IMP. 6 y 7 de mayo.

Noyola R. A. (1993a) "Tratamiento anaerobio de aguas residuales en México". Primer minisimposio internacional sobre remoción de contaminantes de aguas y suelos. Junio de 1993. DGAPA-Instituto de Ingeniería-Facultad de Química. UNAM.

Noyola R. A. (1993b) "Tratamiento anaerobio de aguas residuales". Tratamiento anaerobio de aguas residuales: Curso Internacional México-Centroamérica. 16 al 24 de agosto. Instituto de Ingeniería-ICAITI. UNAM. México.

Noyola R. A. y Bustamante B. N. (1992) "Evolución del inóculo en un reactor anaerobio de lecho de lodos a escala industrial". VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (SMISAAC). Cocoyoc, Morelos.

Noyola A., Moreno G., Calderón M. y González U. (1990) "Digestión de lodos de purga para su tratamiento y transformación en inóculo anaerobio granular". Primera parte. Informe del Instituto de Ingeniería, UNAM. pp 112.

Noyola R. A., Moreno R. G., Espinosa F. A., Briones M. R. y Ramos H. J. (1993) Apuntes del curso: Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Elaborado para IMTA. Instituto de Ingeniería, UNAM. México. pp 92 - 95.

Palacios R. M. (1993) "Producción de lodo de inóculo anaerobio para reactores UASB, a escala piloto". Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM: México D.F. pp 101.

Robinson J. and Fiedge J. (1984) "Competition between sulfate-reducing and metanogenic bacteria for H₂ under resting and growing conditions". Arch. Microbiol. No 137. pp 26 - 36.

Rojas Ch. O. (1988) "Factores Ambientales que inciden en la aplicación de los procesos anaerobios". Manual del curso: Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Medellín - Colombia.

Rustrián P. E. (1992) "Obtención de lodo granular anaerobio a partir de lodos de purga de un sistema de lodos". Tesis de Maestría en Tecnología de Fermentaciones. Instituto Tecnológico de Veracruz. SEP.

Sam-Soon, Loewental R.E., Dold P.L. and Marais Gv.R. (1987) "Hypothesis for pelletisation in the Upflow Anaerobic Sludge Bed reactor". Water SA. Vol 13. No. 2. pp 69-80.

Sawyer and McCarty (1990) "Chemistry for Environmental Engineers". Mc Graw Hill. 3ª Edición. Bi-Comp., Incorporated. pp 364 - 365.

Speece R. E., McCarty P. L. (1983) "Nutrient requirements and biological solids accumulation in anaerobic digestion". Advances in water pollution research proceedings of the International conference on water pollution research. Vol. 2. pp 305 - 322.

Stover R. C., Sommers L. E. and Silviera d. J. (1976) "Evaluation of metals in wastewater sludge". J. WPCF. Vol 48. No 9. September. pp 2165-2175.

Stronach S., Rudd T. and Lester J. (1986) "Anaerobic Digestion Processes in Industrial Treatment". Edit. Springer - Verlag. Berlin, Alemania. pp 184.

Shen C., Kosaric N. and Blaszczyk R. (1993) "The effect of selected heavy metals (Ni, Co and Fe) on anaerobic granules and their extracellular polymeric substance (EPS)". Wat. Res. Vol 27. No 1. pp 25 - 33.

Thiele J. H. and Zeikus J. G. (1988) "Control of interspecies electron flow during anaerobic digestion: significance of formate transfer versus hydrogen transfer during syntrophic methanogenesis in flocs". Appl. Envir. Microbiol. Vol 54. N° 1. pp 20-29.

Wiegant W. M. (1988) "The Spaghetti Theory on anaerobic granular sludge formation or the inevitability of granulation". Proceedings Seminar Workshop: Anaerobic Digestion, GASMAT-workshop. Lunteren, Netherlands. pp 146-151.

Winkler M. (1986) "Tratamiento biológico de aguas de desecho". 1ª edición. Edit. Limusa. México. pp 5 - 20.

Woese C. R. (1981) "Archibacterias". Investigación y Ciencia (Edición en español de Scientific American). Barcelona - España. N° 59. pp 48 - 61.

Wu W., Hu J., Gu X., Zhao Y., Zang H. and Gu G. (1987) "Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed". Water Res. 21: 787-799.

Zeeuw de W. (1988) "Granular Sludge in UASB reactors". Proceedings Seminar Workshop: Anaerobic Digestion, GASMAT-workshop. Lunteren, Netherlands. pp 132-145.

APÉNDICE 1

RESULTADOS. ETAPA I
EFECTO DE LA VELOCIDAD ASCENDENTE
EN LA GRANULACIÓN RÁPIDA

Tabla I.1. IVL, VEL. SED. Y DIÁM. DE GRANO; OBTENIDOS A PARTIR DE TRES CORRIDAS EXPERIMENTALES, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES VEL. ASC'S.

VEL. ASC. (m/h)	TIEMPO (h:min)	IVL (ml/g)	VEL SED (m/h)	Diámetro grano (mm)
1	4:00	57.89	1.82	--
		51.35	2.01	--
		51.63	1.99	--
5	2:00	39.91	3.37	--
		45.35	3.37	--
		50.43	2.58	--
10	1:40	42.47	5.09	1.53
		43.39	4.10	1.50
		40.57	3.83	1.56
15	1:10	41.12	3.99	1.74
		37.24	5.13	1.48
		35.30	3.22	1.54
20	0:40	46.68	4.55	1.44
		44.17	2.76	1.66
		43.54	4.64	1.56
30	0:30	30.16	5.63	1.65
		40.20	5.17	1.75
		38.90	3.31	1.54
40	0:30	37.11	3.16	1.71
		34.44	5.57	1.71
		34.02	10.9	1.69
50	0:30	32.99	4.82	1.42
		40.20	17.3	1.59
		32.54	21.1	1.71

Tabla I.2. SS EN EL LODO REMANENTE Y LODO EVACUADO EN TRES CORRIDAS EXPERIMENTALES, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES VELOCIDADES ASCENDENTES.

VEL. ASC. (m/h)	TIEMPO (h:min)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	SSF (mg/l)	Lodo lavado (ml)
1	4:00	24180	14510	9670	--
		27300	16440	10860	--
		25175	15080	10095	--
5	2:00	27060	16490	10570	20
		26460	16110	10350	33
		26173	16650	9523	--
10	1:40	21660	13070	8590	300
		33180	19930	13250	350
		23660	14500	9160	250
15	1:10	25530	15620	9910	20
		23630	14400	9230	178
		32860	19970	12890	75
20	0:40	24850	14230	10620	18
		23090	13370	9270	N.D.
		25260	15270	9990	25
30	0:30	37130	22150	14980	47
		22270	13580	9270	70
		30040	17980	12060	50
40	0:30	34490	18850	15640	45
		27580	15260	12320	18
		29390	17930	11460	50
50	0:30	34850	20780	14080	9
		27360	19290	8070	25
		29190	16020	13170	18

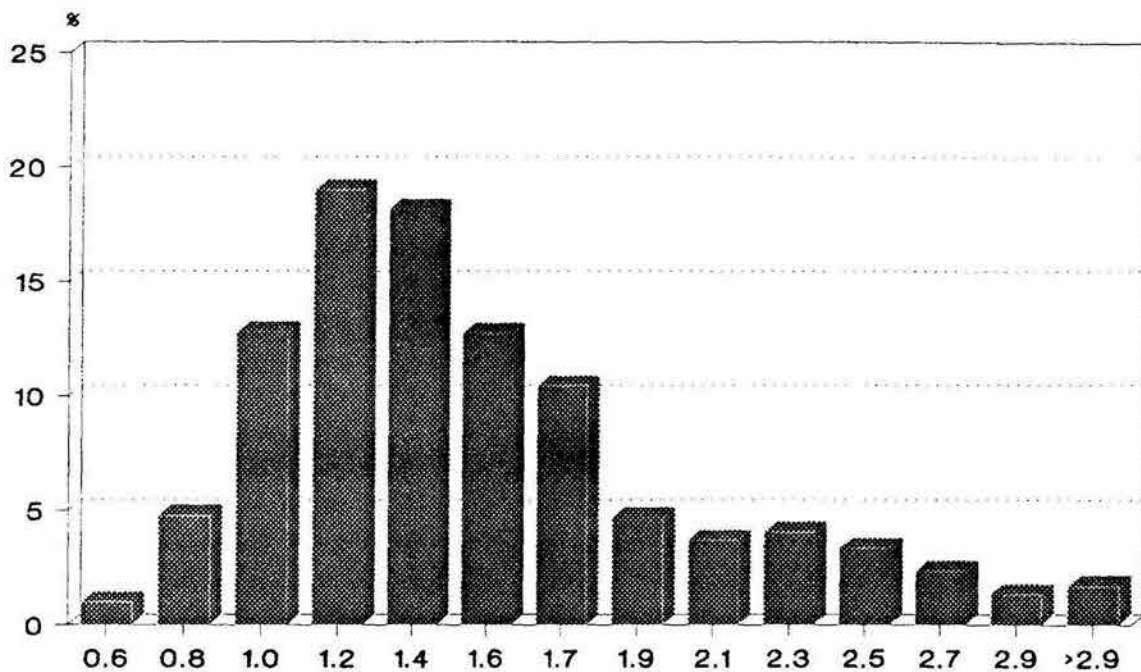


Fig. I.1. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 10 m/h. Diámetro promedio 1.53, Desviación estándar 0.50.

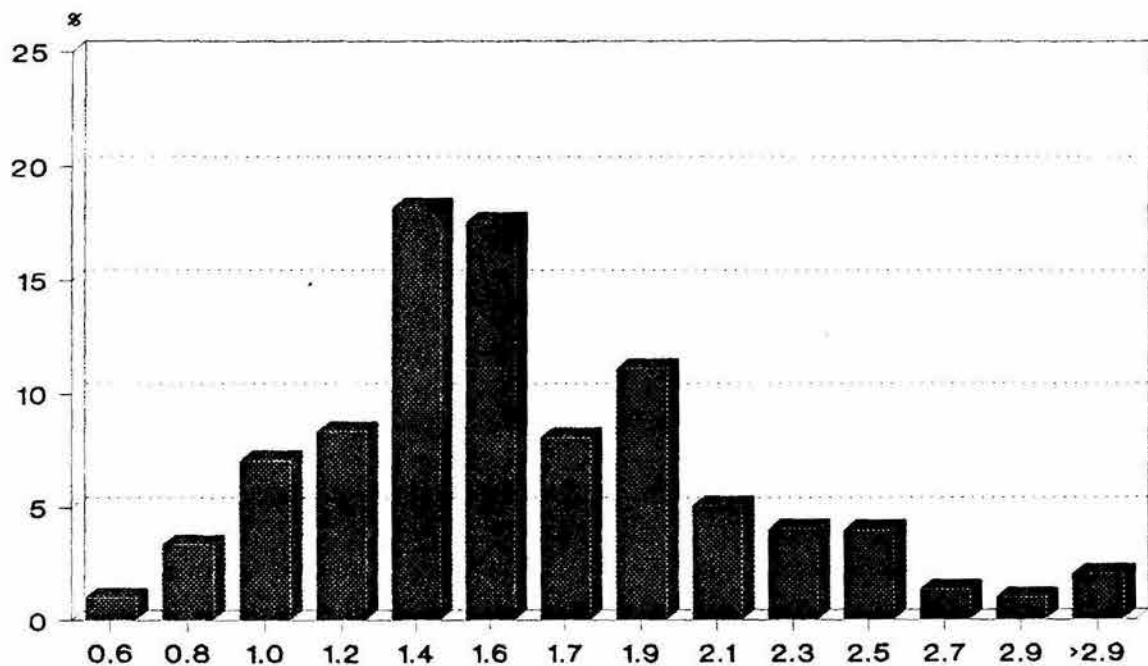


Fig. I.2. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 15 m/h. Diámetro promedio 1.74, Desviación estándar 0.49.

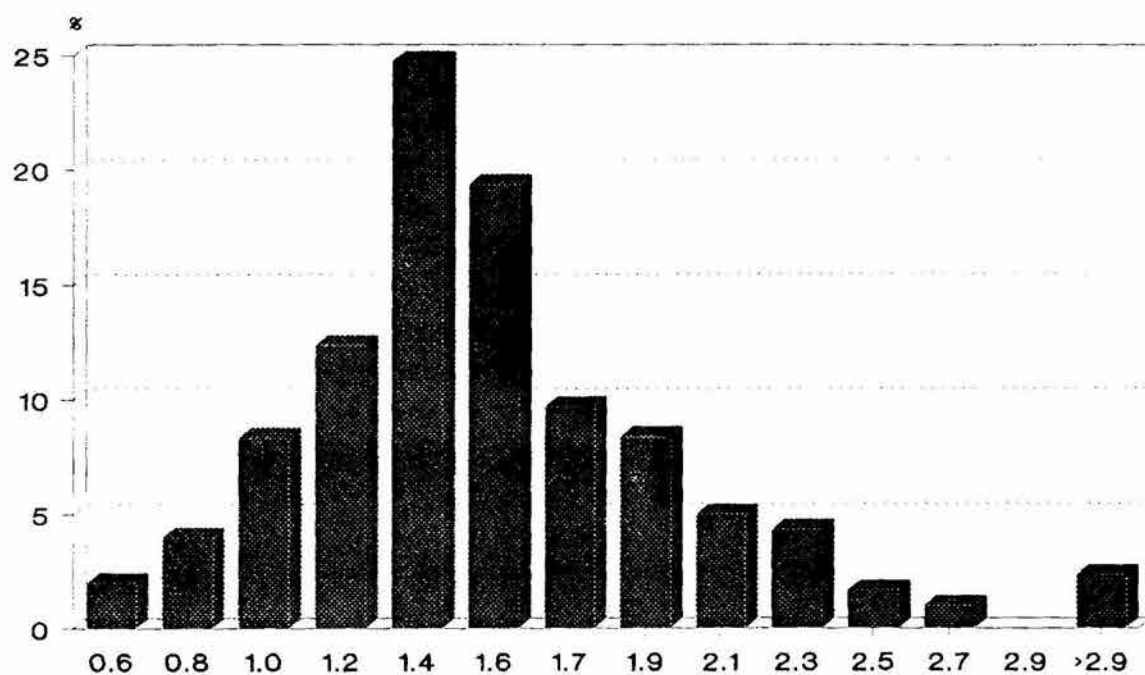


Fig. I.3. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 20 m/h. Diámetro promedio 1.47, Desviación estándar 0.47.

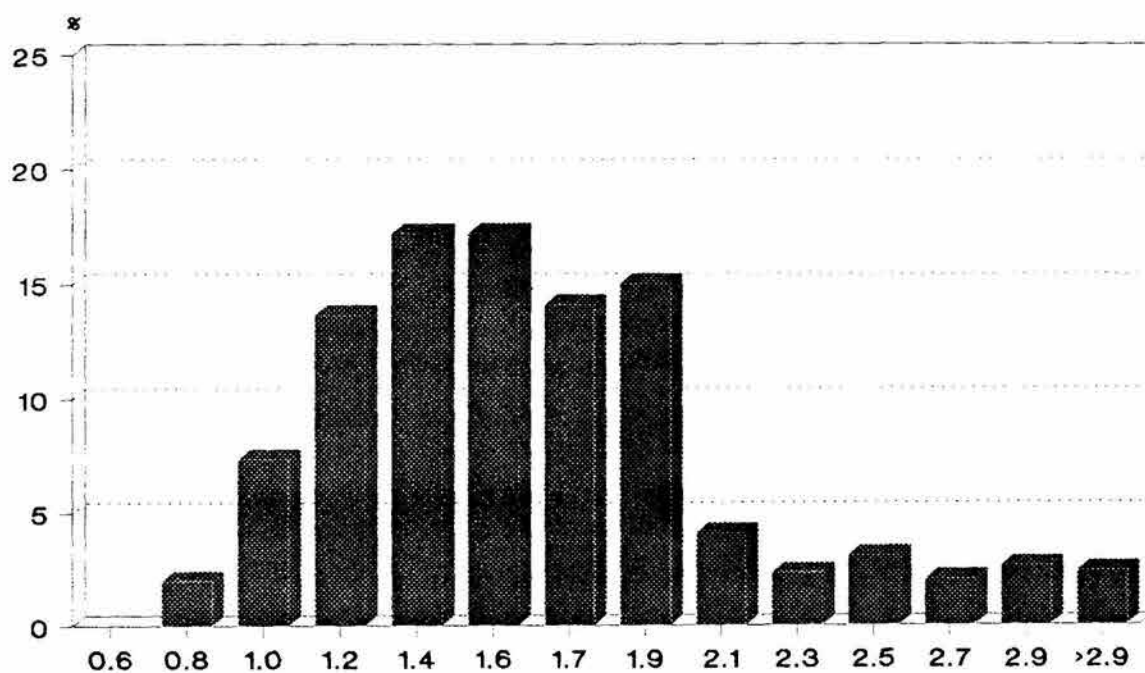


Fig I.4. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 30 m/h. Diámetro promedio 1.65, Desviación estándar 0.51.

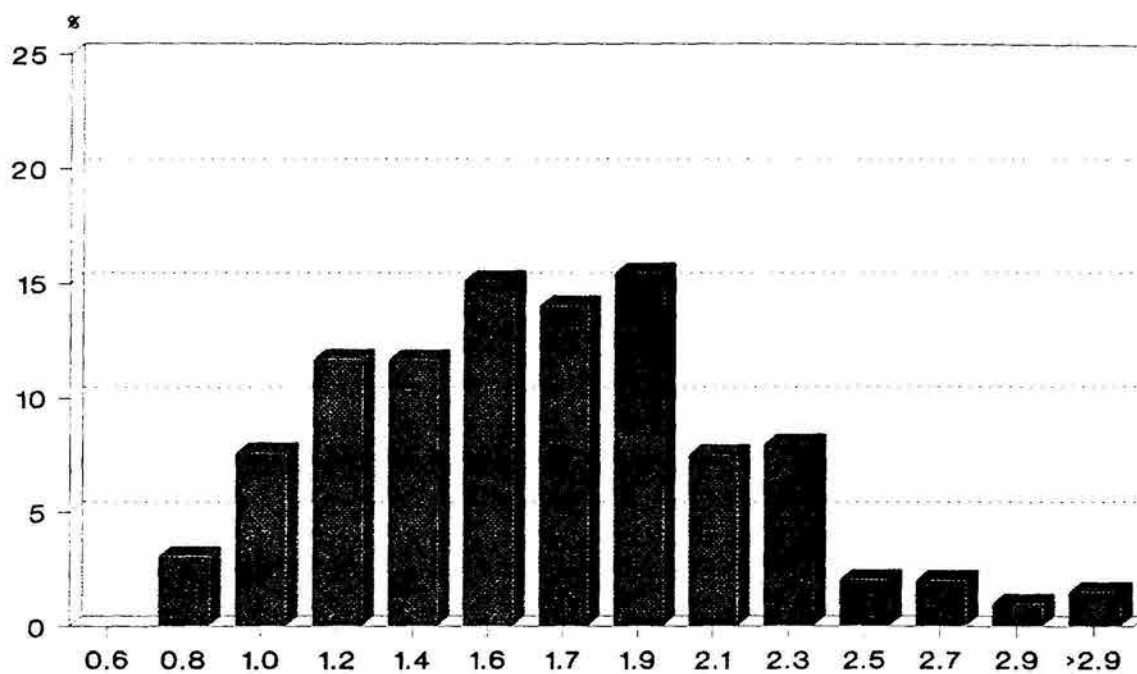


Fig. I.5. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 40 m/h. Diámetro promedio 1.71, Desviación estándar 0.55.

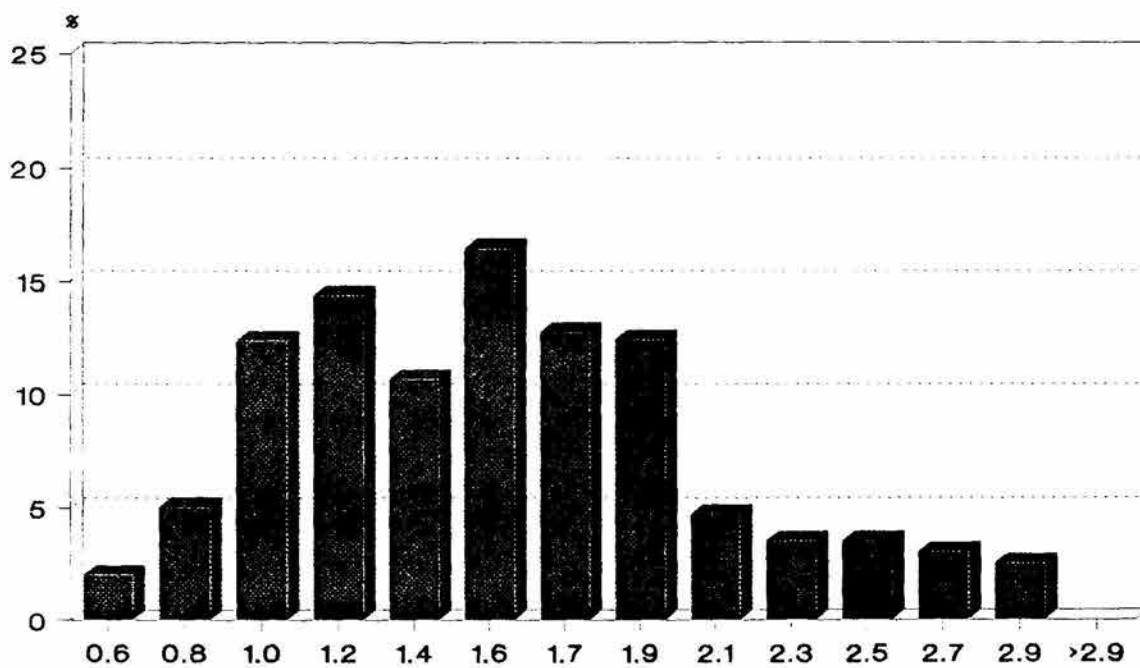


Fig. I.6. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo obtenido a 50 m/h. Diámetro promedio 1.42, Desviación estándar, 0.46.

Tabla I.3 PARÁMETROS ESTADÍSTICOS EVALUADOS EN LA DETERMINACIÓN DEL DIÁMETRO PROMEDIO DE GRANO A DIFERENTES VEL. ASC's.

Vel. Asc. (m/h)	10	15	20	30	40	50
Diámetro promedio	1.53	1.74	1.47	1.65	1.71	1.42
Desviación estándar	0.50	0.49	0.47	0.51	0.55	0.46
Coefficiente de Variación	32.6	28.8	31.9	31.25	32.3	32.8
Moda	1.17	1.365	1.365	1.365 1.56	1.95	1.56

RESULTADOS. ETAPA III
COMPORTAMIENTO DEL LODO GRANULADO EN UN REACTOR EN CONTINUO

Tabla III.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS LOTES DE AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL PARA EL REACTOR UASB. (ND: No detectado)

PARÁMETRO	LOTE 1	LOTE 2	LOTE 3	LOTE 4	LOTE 5	LOTE 6	LOTE 7	LOTE 8	LOTE 9
DQO _i (mg/l)	6360	1514	2744	3704	3686	3935	4415	2160	2384
DQO _d (mg/l) (%)	4768 74.96	1268 83.75	2496 90.96	3426 92.49	3294 89.36	3177 80.73	3999 90.57	1990 92.12	2038 85.48
ST (mg/l)	4996	1652	1244	3736	3496	3792	3980	1457	2757
STV (mg/l) (%)	2676 53.6	1008 61	840 67.5	3052 81.7	2744 78.5	2892 76.3	3088 77.6	1168 80.2	1675 60.8
STF (mg/l) (%)	2320 46.4	644 39.0	404 32.5	684 18.3	752 21.5	900 23.7	892 22.4	289 19.8	1082 39.2
SST (mg/l)	528	372	148	140	200	92	134	187	229
SSV (mg/l) (%)	440 83.3	320 86	136 91.9	120 85.7	192 96	80 87	130 97	144 77	186 81.2
SSF (mg/l) (%)	88 16.7	52 14	12 8.1	20 14.3	8 4	12 13	4 3	43 23	43 18.8
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	27.5	12.5	14.3	17.1	25.02	19.3	20.6	13.7	22.1
NTK (mg/l)	31	78.4	95.2	162.4	218.4	200	212.8	44.8	246.4
N-NH ₄ ⁺ (mg/l) (%)	25 80	38.4 49	36.5 38	20.07 12	43.26 20	43.76 22	56.15 26	25.7 57	42.4 17
G y A (mg/l)	17.6	14	19.1	17	35.4	21.6	43.3	30.5	73.5
pH	4.45	5.33	4.5	4.58	5.1	4.19	5.38	5.49	5.02
acético (mg/l)	516.24	32.52	138.21	173.44	138.21	181.6	111.11	181.57	108.4
propiónico (mg/l)	676.76	94.37	154.26	29.03	23.59	72.59	67.15	61.70	54.44
butírico (mg/l)	131.91	14.40	ND	4.32	ND	46.10	18.73	8.64	5.76
valérico (mg/l)	86.86	12.32	ND	ND	ND	13.60	ND	ND	ND

Tabla III.2. PERÍODO DE ARRANQUE DEL REACTOR UASB (LOTE 1).

	INTERVALO			PROMEDIO			% VARIACIÓN		
PARAMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
pH	6.6 - 7.6	6 - 7.8		7.15	7.015		3.13	3.96	
alc 5.75	118.6 - 923.6	209.5 - 1771.4		1164.3	1404.6		50.13	43.33	
alc 4.3	323.7 - 1707.6	602.4 - 2435.28		1164.3	1404.6		34.5	31.25	
alfa	0.1 - 0.6	0.2 - 0.7		0.16	0.50		119	22.30	
T °C	15 - 20	17 - 22		17.3	20.05		21.7	7.04	
DQO _i	720 - 5656.9	133.2 - 4376.2	1.99 - 87.84	3304.4	1892.09	45.71	47.6	70.28	53.49
DQO _e	990 - 5280	356.4 - 3808.8	2.15 - 84.14	3044.5	1617.4	48.02	45.57	63.37	45.82
STT				2767	2191.5	22.96	48	54.8	35.9
STV				1553	1006	39.85	45.8	59.2	32.37
STF				1214	1185.5	4.78	53.1	59.6	450
SST				342	149	55.69	50.9	60	28.13
SSV				260	122	51.11	44.3	59.8	50.2
SDT				2425	2042.5	18.68	49.6	58.07	43.5
SDV				1293	884	37.16	46.44	63.25	34.7
BIOGAS	MÁXIMO			PROMEDIO			% VAR		
CH ₄		85.8			77.6			8.31	
CO ₂		19.12			7.87			104.6	
VOL (l)		5.6			2.886			89.97	

Tabla III.3. PERÍODO DE ESTABILIDAD EN EL REACTOR UASB (LOTES 2 A 6).

	INTERVALO			PROMEDIO			% VARIACIÓN		
PARAMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
pH	5 -7.23	6.5 -7.16		6.13	7		8.16	1.96	
alc 5.75	31.41 - 411.06	418.8 - 1517.7		206.7	994.9		38.5	29.33	
alc 4.3	458.4 - 1319.2	680.5 - 1939.36		947.16	1368.3		21.7	24.53	
<i>alfa</i>	0.1 - 0.4	0.6 - 0.8		0.20	0.71		38.27	8.87	
T °C	16.5 - 22.5	19.5 - 23		19.15	20.49		6.3	6.2	
DQO _i	1134.5 - 4435.2	0 - 1875	40.8 - 100	2940.9	405.02	84.53	33.04	73.84	12.7
DQO _f	952 - 4070.8	0 - 734.9	68.3 - 100	2633.02	297.3	87.12	35.2	54.21	8.9
STT				3254.9	1931.6	39.8	26.3	20.6	18.7
STV				1780.2	504.7	70	33.8	22.36	14.7
SST				384.9	71.74	75.4	31.2	27.5	18
SSV				319	52.9	77.6	61.5	46.5	19.6
SDT				2870	1841.8	34.2	26.8	21.3	26.2
SDV				1498.2	451.8	66.4	35.6	23.9	19.4
NTK				129.36	98.56	23.80	55.8	38.4	27.8
N-NH ₄				29.95	38.66	—	43.17	30.4	—
BIOGAS	MÁXIMO			PROMEDIO			% VAR		
CH ₄		86.69			70.15			19.3	
CO ₂		48.74			20.98			62.5	
VOL (l)		30.15			18.48			41.2	

Tabla III.4. PERÍODO DE DESESTABILIZACIÓN EN EL REACTOR UASB
(LOTES 7 y 8).

PARAMETRO	INTERVALO			PROMEDIO			% VARIACION		
	INFLUENTE	EFLUENTE	% REDUCCION	INFLUENTE	EFLUENTE	% REDUCCION	INFLUENTE	EFLUENTE	% REDUCCION
pH	5	6.05 - 7.15		5	6.6		0	3.18	
alc 5.75	—	195.5 - 1085.6		—	894.5		—	29.4	
alc 4.3	—	576.24 - 1380.6		—	894.5		—	20.4	
alfa	—	0.2 - 0.7		—	0.66		—	19.6	
T °C	17 - 22	19 - 22.5		19.98	21.23		4.7	3.6	
DQO _i	1283.8 - 4212.8	150.4 - 933	60.8 - 90.6	2798.9	525.9	80.46	34.6	42.35	10.13
DQO _f	1083.4 - 3724.8	31.68 - 895.6	65.7 - 97.9	2473.1	418.9	82.56	32.8	50.4	9.8
STT				2295.1	1396.8	35.6	35.8	20.6	39.4
STV				1501.3	511.5	61.05	44	26.16	27
SST				273.7	80	81.6	68.1	14.7	7.7
SSV				457.3	68	82.7	34.4	24.01	8.7
SDT				2021.3	1319.1	31.24	34.5	21.8	48.5
SDV				1253.3	448.8	59.26	43.9	32.4	31.5
NTK				133	131.6	1.05	63.03	32.05	31.45
N-NH ₄				22.99	40.73	—	30.92	63.12	—
BIOGAS	MÍNIMO MAXIMO		PROMEDIO			% VAR			
CH ₄		47.83	76.67		67.66			19.3	
CO ₂		10.71	56.72		24.83			47.8	
VOL (l)		3	26.6		9.967			46.9	

Tabla III.5. PERÍODO FINAL DE LA EXPERIMENTACIÓN CON EL REACTOR UASB (LOTE 9).

	INTERVALO			PROMEDIO			% VARIACIÓN		
PARÁMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN	INFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
pH	5	6.33 - 7.09		5	6.65		0	3.2	
alc 5.75	—	298.4 - 699.7		—	518.2		—	25.7	
alc 4.3	—	514.5 - 926.1		—	737.1		—	18.7	
alfa	—	0.58 - 0.77		—	0.69		—	8.6	
T °C	17 - 21	18.5 - 21.5		19.41	20.62		6.8	4.8	
DQO _i	1451.3 - 2400	240 - 867.6	54.2 - 90	1921.8	468.05	75.20	17.6	51.3	3.03
DQO _f	1104.3 - 2000	80 - 567.6	71.6 - 96	1671.7	291.4	71.7	20.7	65.9	11.8
STT				2295.1	1396.8	35.6	35.8	20.6	39.4
STV				1501.3	511.5	61.05	44	26.16	27
SST				161.3	49.3	64.2	40.7	13.7	19.7
SSV				148	40	69.01	46.8	21.6	12.3
SDT				2333.3	1630.6	29.06	43.3	40.2	10.5
SDV				1186.6	468	57.81	26.8	1.8	17.7
BIOGÁS	MÍNIMO MÁXIMO			PROMEDIO			% VAR		
CH ₄		63.65	77.2		69.32			5.9	
CO ₂		5.56	31.8		18.95			43.8	
VOL (l)		5.8	12.05		8.82			20.5	

Tabla III.6. CARACTERÍSTICAS DE LA CAMA DE LODOS DEL REACTOR UASB.

PARÁMETRO	INÓCULO	DÍA 95	DÍA 129	DÍA 171	DÍA 193	DÍA 220
IVL (ml/g)	54.8	46.7	28.09	33.1	33.8	34.4
Vel. Sed. (m/h)	4.3	4.1	5.4	5.2	5.4	5.5
SST (mg/l)	23720	20333	33813	30213	23633	31700
SSV (mg/l)	15750	15480	27240	24366	18660	25600
SSV (%)	66.39	76.13	80.56	80.64	78.95	80.75
SSF (mg/l)	7970	4520	6573	5846	4973	6100
SSF (%)	33.60	22.22	19.43	19.40	21.04	19.24
Diám. grano (mm)	1.47	1.44	1.47	1.45	1.48	1.40
AE _{acético} *	0.173	0.646	0.175	0.357	0.363	0.393
AE _{propiónico} *	0.195	0.551	0.097	0.353	0.478	0.427
AE _{butírico} *	0.220	0.713	0.152	0.325	0.463	0.424
NMP**-F	4.05E15	3.55 E15	1.46 E11	2.76 E14	2.93 E15	3.12 E17
NMP**-S	4.43 E9	9.68 E9	4.58 E8	4.74 E9	3.87 E9	5.36 E8
NMP**-H	4.73 E4	9.68 E11	2.38 E9	9.09 E10	7.43 E9	4.8 E10
NMP**-A	2.02 E4	1.93 E8	3.67 E5	2.87 E6	3.45 E6	2.1 E8
NMP**-OP	1.51 E5	2.90 E6	6.79 E5	1.84 E6	2.58 E6	5.85 E5
NMP**-OB	4.30 E5	1.13 E7	2.97 E5	1.43 E7	4.53 E7	1.56 E7

*Actividad metanógena específica (gCH₄-DQO/gSSV·d)

**Número Más Probable de los diferentes grupos bacterianos (NMP_{max}/gSSV):

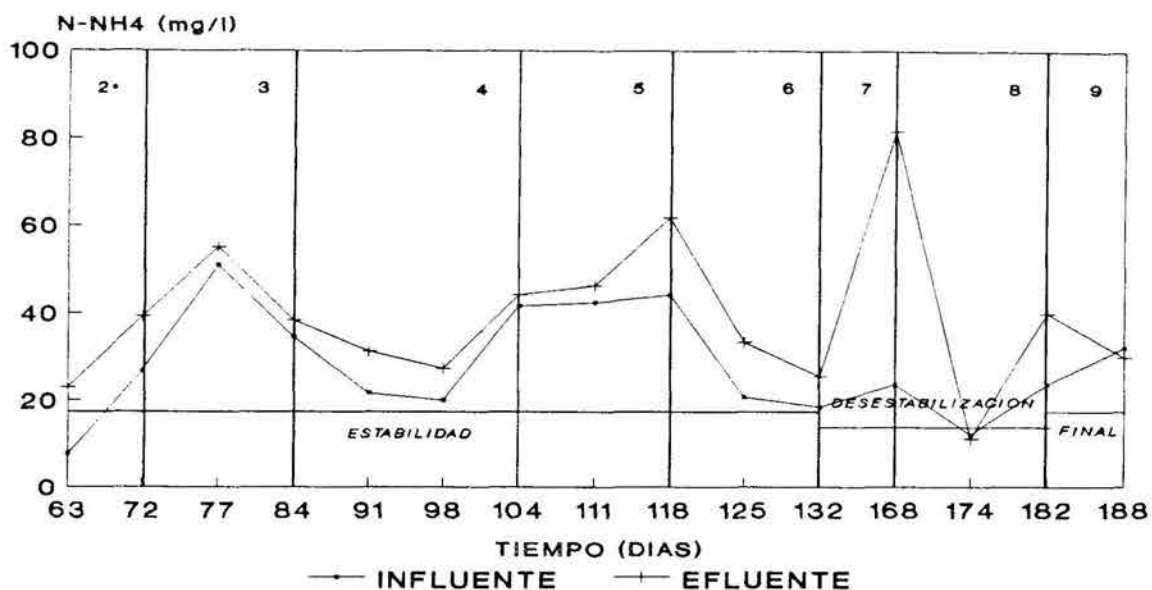
F, fermentativas; S, sulfatorreductoras; H, hidrogenófilas; A, acetoclásticas; OP, propionótrofas; OB, butirótrofas.

Tabla III.7. ESPECIACIÓN DE METALES PESADOS EN LAS DIFERENTES MUESTRAS DE LODO DEL REACTOR UASB.

I: INTERCAMBIABLES; A: ADSORCIÓN; O: ORGÁNICOS; C: CARBONATOS; S: SULFATOS

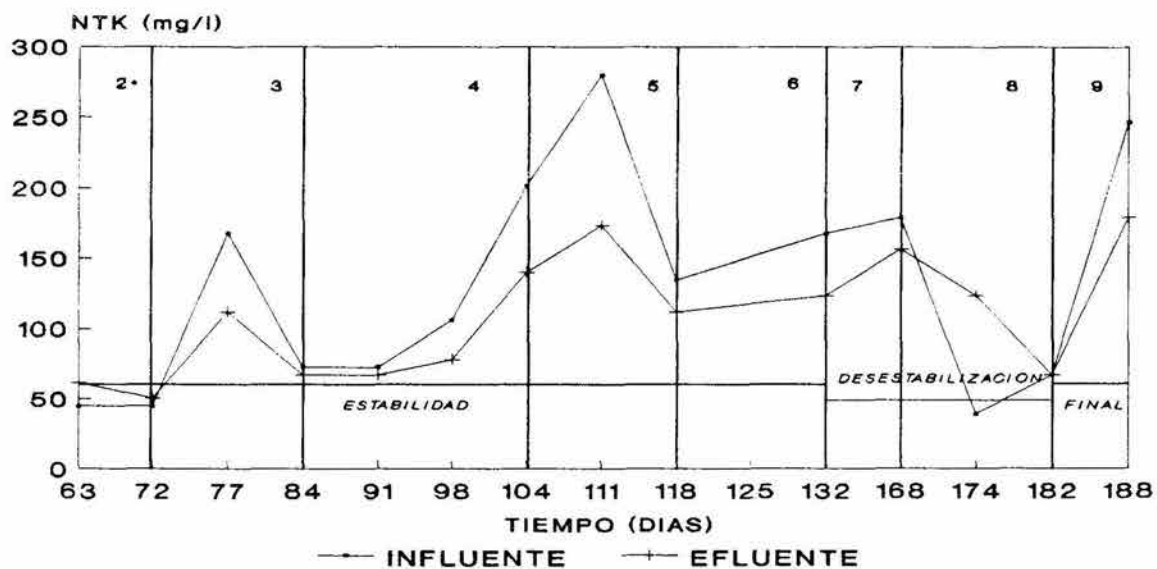
MUESTREO	ELEMENTO	I	A	O	C	S
DÍA 95	Ca	2.79	0.03	1.14	3.21	0.81
	Fe	0.09	0.19	2.55	2.45	1.18
	Co	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.27	0.13	0.16	0.11	0.08
DÍA 129	Ca	3.02	0.02	1.33	3.32	0.15
	Fe	0.05	0.11	2.01	2.01	0.59
	Co	2.36E-3	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.16	0.10	0.09	0.07	0.05
DÍA 171	Ca	3.21	ND	0.90	1.15	0.11
	Fe	0.13	0.13	2.58	2.38	0.79
	Co	6.61E-4	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.17	0.11	0.23	0.07	0.05
DÍA 193	Ca	2.91	ND	0.91	1.20	0.02
	Fe	0.25	0.16	2.45	2.11	0.76
	Co	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.23	0.14	0.06	0.09	0.06
DÍA 220	Ca	2.97	ND	0.87	4.15	2.95
	Fe	0.63	0.18	2.46	2.08	0.94
	Co	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.15	0.11	0.10	0.08	0.06

ND: No detectado



• NUMERO DE LOTE DE AGUA RESIDUAL (1-9)

Fig III.1. Nitrógeno amoniacal del reactor UASB.



• NUMERO DE LOTE DE AGUA RESIDUAL (1-9)

Fig III.2. Nitrógeno total en el reactor UASB.

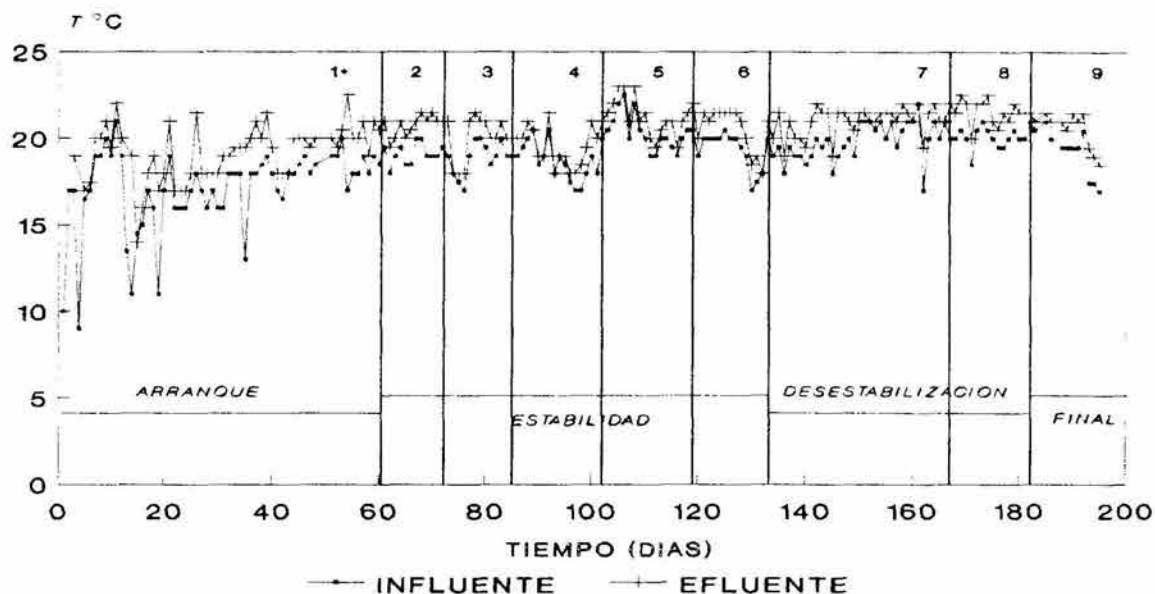


Fig III.3. Temperatura en el influente y efluente del reactor UASB.

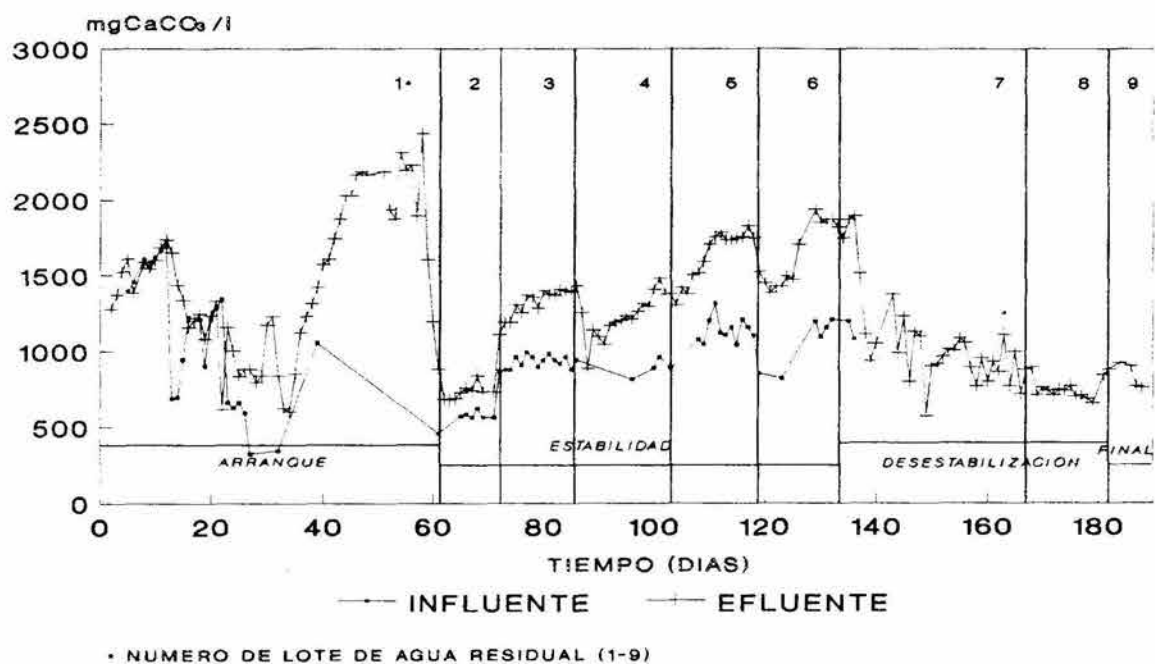


Fig. III.4. Alcalinidad a pH 4.3 en el reactor UASB.

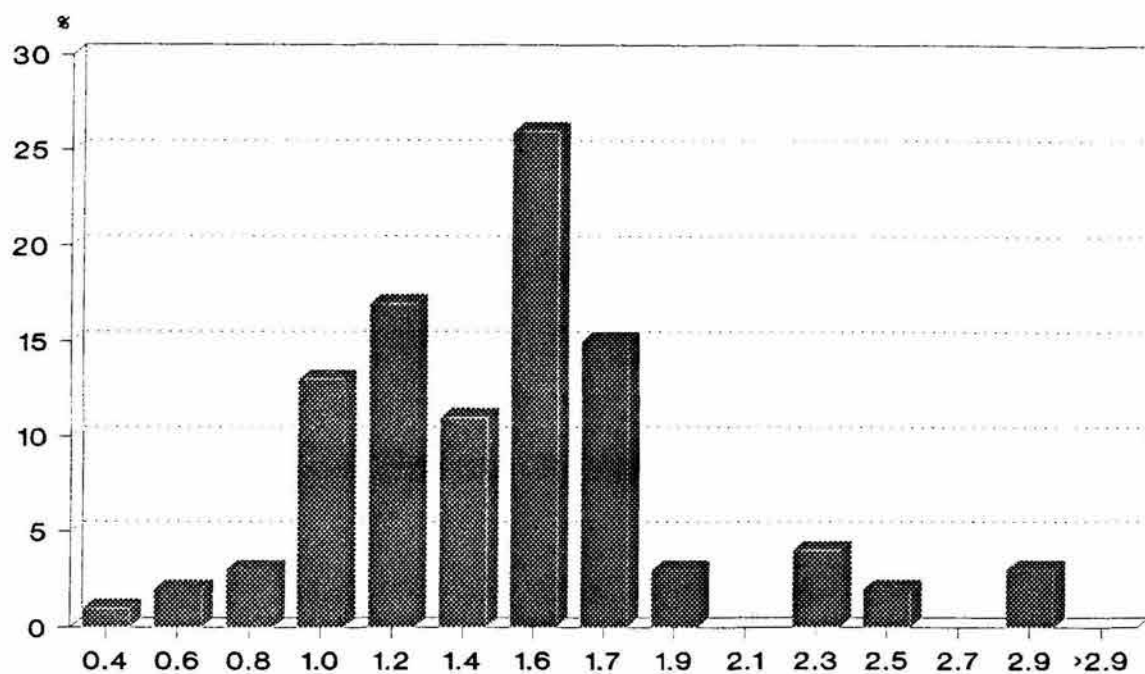


Fig. III.5 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo de inóculo del reactor UASB.

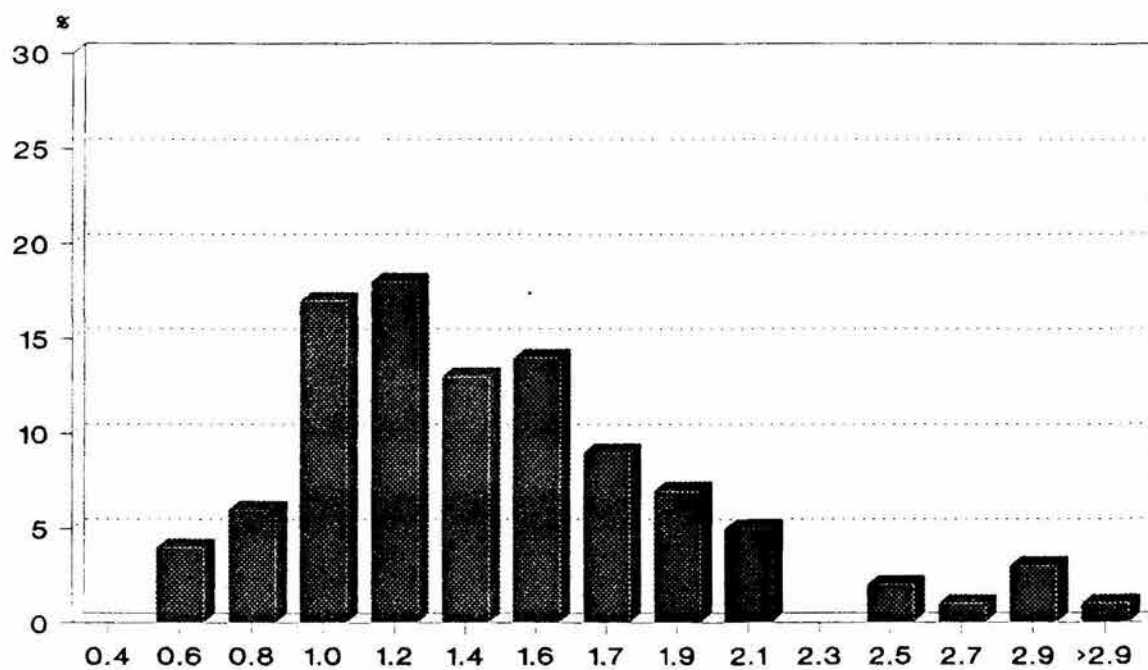


Fig. III.6. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 95 de operación del reactor UASB.

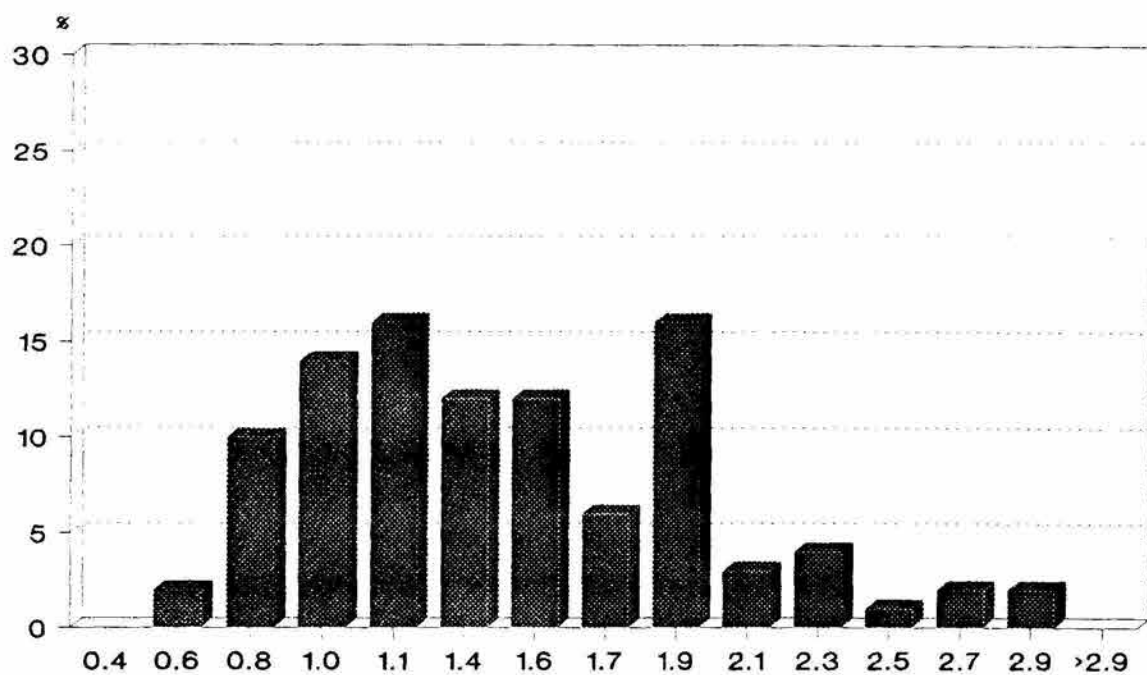


Fig. III.7. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 129 de operación del reactor UASB.

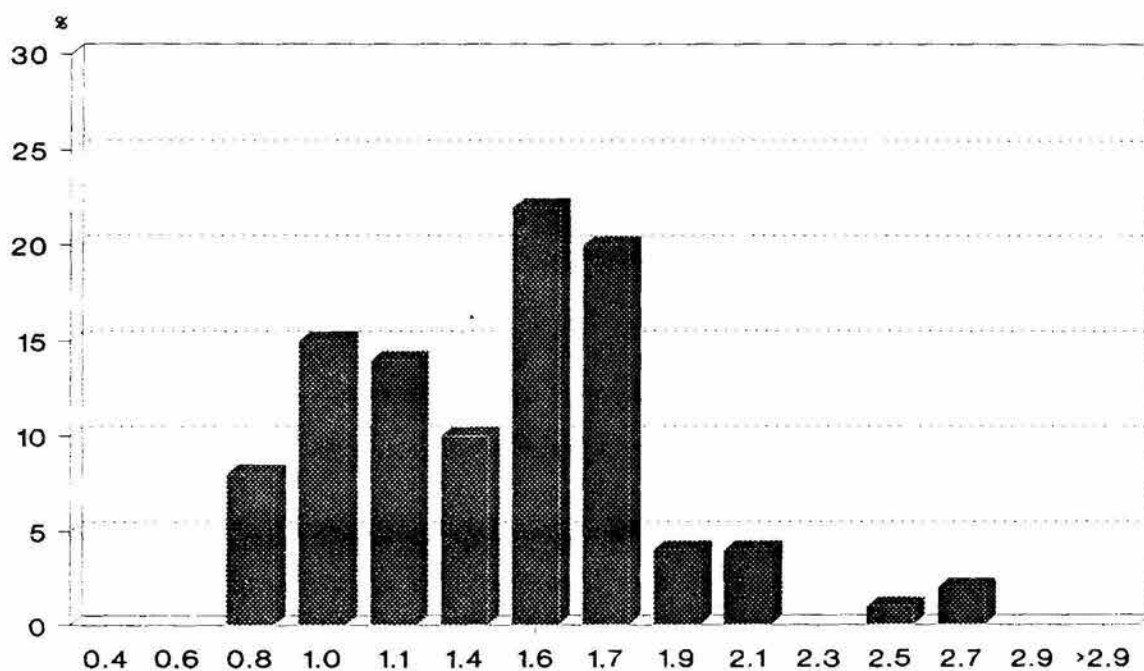


Fig. III.8. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 171 de operación del reactor UASB.

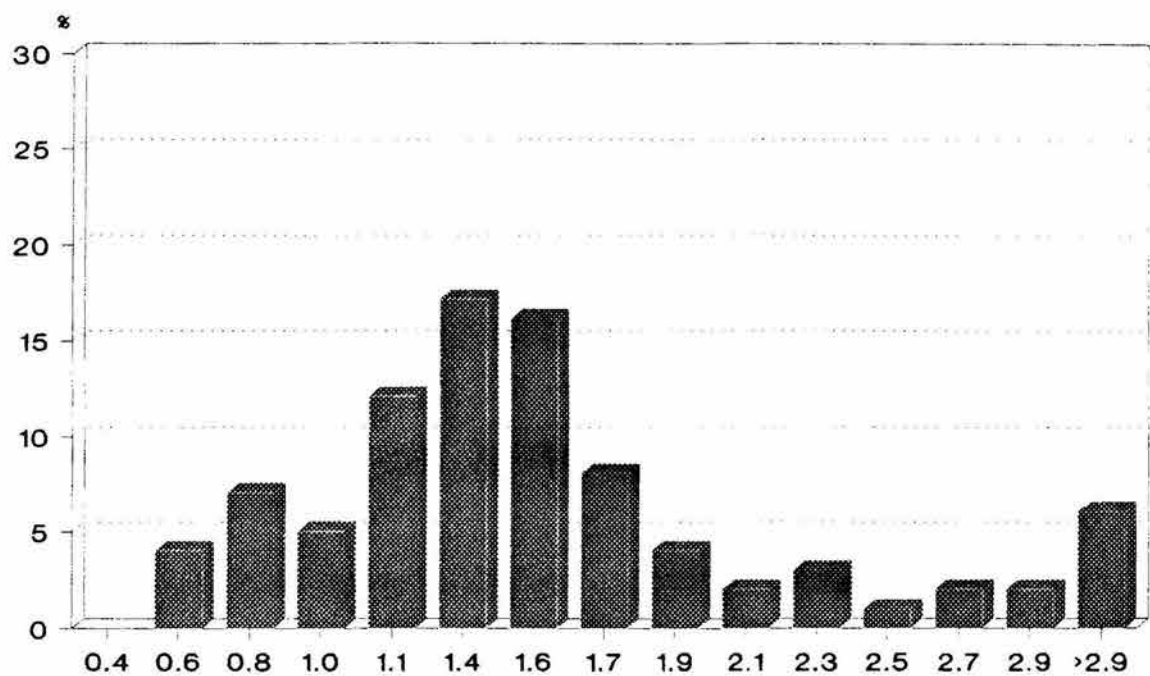


Fig. III.9. Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el día 193 de operación del reactor UASB.

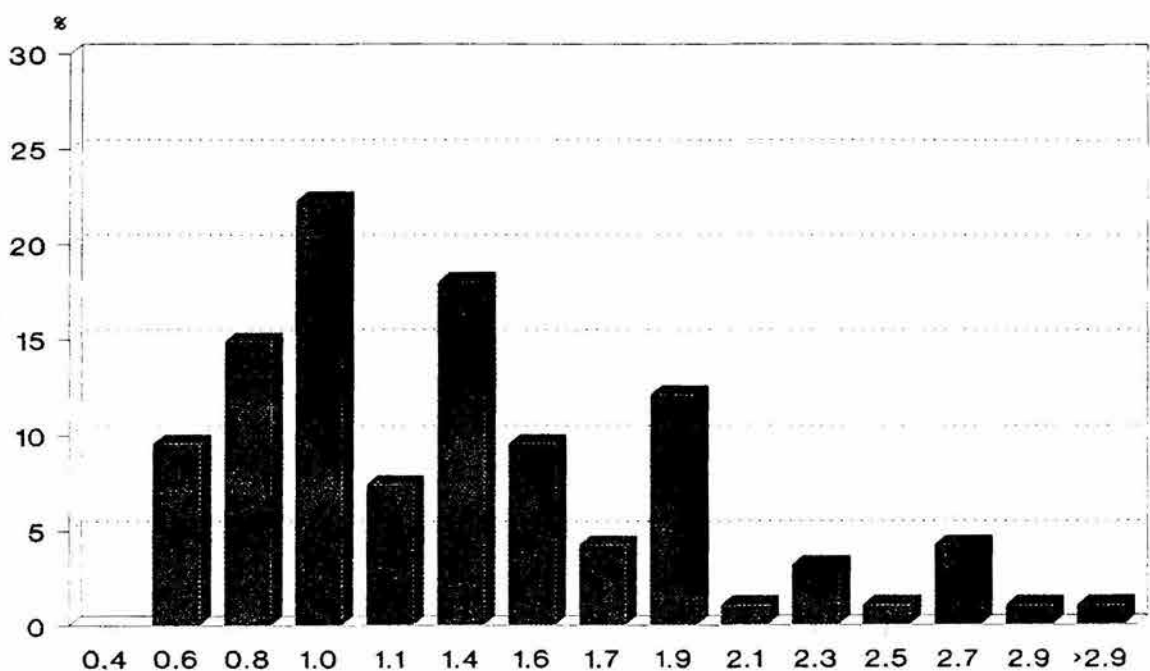


Fig. III.10 Distribución de frecuencia del diámetro de grano en el lodo final del reactor UASB.

Tabla III.8. PARÁMETROS ESTADÍSTICOS EVALUADOS EN LA DETERMINACIÓN DEL DIÁMETRO PROMEDIO DE GRANO DE LOS DIFERENTES MUESTREOS DEL LODO DEL REACTOR UASB.

Nº de día	0	95	129	171	193	220
Diámetro Promedio	1.47	1.44	1.47	1.45	1.48	1.40
Desviación Estándar	0.47	0.56	0.53	0.41	0.74	1.48
Coefficiente de Variación	31.97	38.88	36.05	28.27	52.7	100
Moda	1.6	1.2	1.1	1.6	1.4	1.0

APÉNDICE 2

EJEMPLOS DE CÁLCULOS REALIZADOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL

FLUJO DE ALIMENTACIÓN. Q (l/h).

$$Q = \frac{V_r}{TRH}$$

Donde:

V_r = VOLUMEN ÚTIL DEL REACTOR = 6.8 l

TRH = TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA = 12 h

Sustituyendo:

$$Q = \frac{6.8 \text{ l}}{12 \text{ H}} = 0.566 \text{ l/h}$$

VELOCIDAD ASCENDENTE. Vel. Asc. (m/h).

$$\text{Vel. Asc.} = \frac{Q}{A \pi r^2}$$

Donde:

Q = FLUJO DE ALIMENTACIÓN = 566.4 cm³/h

A ó πr^2 = ÁREA DE LA SECCIÓN TRANSVERSAL = 69.39 cm²

Sustituyendo:

$$\text{Vel. Asc.} = \frac{566.4 \text{ cm}^3/\text{h}}{69.39 \text{ cm}^2} = 8.16 \text{ cm/h} = 0.08 \text{ m/h}$$

CARGA ORGÁNICA MÁSSICA. B_m . (KgDQO/KgSSV·d)

$$B_m = \frac{C_i \cdot Q}{V_c \cdot x_{SSV}}$$

Donde:

C_i = CONCENTRACIÓN EN DQOt DEL AGUA RESIDUAL = 0.00636 KgDQOt/l

Q = FLUJO DE ALIMENTACIÓN = 13.584 l/d

V_c = VOLUMEN DE LODO EN EL REACTOR = 1.7 l

x_{SSV} = CONCENTRACIÓN EN SSV DEL LODO EN EL REACTOR = 0.01575 KgSSV/l

Sustituyendo:

$$B_m = \frac{(0.00636 \text{ KgDQOt/l}) (13.584 \text{ l/d})}{(1.7 \text{ l}) (0.01575 \text{ KgSSV/l})} = 3.226 \text{ KgDQOt/m}^3 \cdot \text{d}$$

CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA. Bv. (KgDQOt/m³·d)

$$Bv = \frac{Ci \cdot Q}{Vr}$$

Donde:

Ci = CONCENTRACIÓN EN DQOt DEL AGUA RESIDUAL = 6.36 KgDQOt/m³

Q = FLUJO DE ALIMENTACIÓN = 0.013584 m³/d

Vr = VOLUMEN ÚTIL DEL REACTOR = 0.0068 m³

Sustituyendo:

$$Bv = \frac{(6.36 \text{ KgDQOt/m}^3)(0.013584 \text{ m}^3/\text{d})}{0.0068 \text{ m}^3} = 12.705 \text{ KgDQOt/m}^3 \cdot \text{d}$$

RELACIÓN ALTURA DIÁMETRO. h/d.

$$h/d = h/d$$

Donde:

h = ALTURA DEL REACTOR = 98 cm

d = DIÁMETRO DEL REACTOR = 9.4 cm

Sustituyendo:

$$h/d = 98 \text{ cm} / 9.4 \text{ cm} = 10.4$$

VOLUMEN ÚTIL. Vu. (l)

$$Vu = h * A = h * \pi r^2$$

Donde:

h = ALTURA DEL NIVEL DE SALIDA DEL EFLUENTE DEL REACTOR = 98 cm

A ó πr^2 = ÁREA TRANSVERSAL DEL REACTOR = 69.39 cm²

Sustituyendo:

$$Vu = 98 \text{ cm} * 69.39 \text{ cm}^2 = 6800 \text{ cm}^3 = 6.8 \text{ l}$$

Para calcular la actividad metanógena específica se realizó un seguimiento de la producción de metano. Se graficaron las moles totales producidas por el lodo vs tiempo y se practicó un análisis de regresión a los datos correspondientes a la pendiente máxima; el valor de esta pendiente representa la velocidad máxima de producción de metano. A partir de este punto el cálculo de la actividad se realiza como sigue:

Considerar como ejemplo los siguientes valores que corresponden a la actividad metanógena específica al acético para el muestreo del día 95 del reactor UASB.

Tiempo (días)	Moles totales CH ₄
0.08	--
0.2	2.4 E-4
0.33	4.6 E-4
0.37	5.0 E-4
0.91	8.3 E-4
1.1	8.6 E-4
1.33	8.7 E-4
2.05	9.3 E-4
3.09	9.0 E-4

En este caso, la pendiente máxima corresponde al intervalo de 0.37 a 0.91 días; el cálculo se realizó de la siguiente forma:

ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA AL ACÉTICO. $AE_{(acético)}$.
 $gCH_4\text{-DQO}/gSSV \cdot d$.

La pendiente (b) del análisis de regresión es la Velocidad Máxima de producción de metano.

Para obtener las moles de metano en función del tiempo y biomasa, se realizó el siguiente cálculo:

$$\text{mol } CH_4 \cdot d / \text{mgSSV} = \frac{b}{\text{mgSSV}}$$

Donde:

$$b = \text{VELOCIDAD MÁXIMA DE PRODUCCIÓN DE METANO} = 6.25 \text{ E-4}$$
$$\text{mgSSV} = 61.92$$

Sustituyendo:

$$\text{mol } CH_4 \cdot d / \text{mgSSV} = \frac{6.25 \text{ E-4}}{61.92} = 1.01 \text{ E-5}$$

El cálculo de la AE se realiza de la siguiente forma:

$$AE_{(acético)} = (\text{mol } CH_4 \cdot d / \text{mgSSV}) (16) (4) (1000)$$

Sustituyendo:

$$AE_{(acético)} = (1.01 \text{ E-5}) (16) (4) (1000) = 0.646 \text{ gCH}_4\text{-DQO}/\text{gSSV} \cdot d$$