

166
2e;



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE UN EFLUENTE
SINTETICO CON ACETAMIDA

T E S I S

Que para obtener el Título de
B I O L O G A

presenta

MARIA DEL ROSARIO SANCHEZ GUTIERREZ



México, D. F.

1993

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

I N D I C E

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
1.1. Antecedentes.....	5
1.2. Reactor UASB.....	7
1.3. Bioquímica de la digestión anaerobia.....	13
1.4. Microbiología de la digestión anaerobia.....	18
1.5. Amonio-Nitrógeno en la digestión anaerobia.....	23
2. Objetivos.....	25
3. Metodología.....	26
3.1. Parámetros considerados.....	27
3.2. Reactor UASB.....	30
3.3. Análisis del influente.....	32
3.4. Análisis del efluente.....	32
3.5. Análisis de lodos.....	32
3.6. Análisis de metano.....	32
4. Resultados y Discusión.....	34
4.1. 1ª Etapa.....	34
4.2. 2ª Etapa.....	35
4.3. 3ª Etapa.....	37
4.4. 4ª Etapa.....	38
5. Conclusiones.....	40
6. Bibliografía.....	42
Anexo.	

RESUMEN

Los efluentes industriales con diferentes características químicas pueden ser procesados por tratamiento anaerobio, como efluentes ácidos, alcalinos y con compuestos aromáticos, entre otros.

En el presente trabajo se hace la caracterización de un efluente sintético en un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), alimentado con acetamida (subproducto de la fabricación de pinturas, taninos y plásticos principalmente) y posteriormente con acetato y acetato-amonio, utilizando la misma carga volumétrica $3.584 \text{ Kg.DQO/m}^3\text{.d}$, a un TRH de un día, con objeto de determinar las características de degradación de dichos compuestos.

Se concluyó que la acetamida presenta una baja remoción, 50.90 % a TRH de un día. Se pensó que por la liberación del ion amonio se inhibía la etapa metanogénica, sin embargo, cuando el reactor fue alimentado con acetato y posteriormente con acetato-amonio a diferentes concentraciones (20 y 56 mM), se presentaron porcentajes de remoción de 99.14 % y 99.30 % respectivamente, lo cual indica que no se observó inhibición por amonio. Por lo tanto, se deduce que la inhibición de la metanogénesis se debe a la acetamida.

1. INTRODUCCION

El tratamiento anaerobio de la materia orgánica de aguas residuales industriales se ha presentado como un proceso alternativo del proceso aerobio comúnmente utilizado en México.

Se denomina digestión anaerobia a la secuencia de procesos metabólicos que originan la degradación de sustancias orgánicas en ausencia de oxígeno molecular para dar como productos una serie de compuestos cuyo grado de reducción impide su uso posterior por microorganismos anaerobios (Torrien et al., 1968, Benefield y Randall, 1980).

El principio básico del tratamiento anaerobio de las aguas residuales consiste en la transformación de la materia orgánica en un gas: el biogas, que contiene principalmente CO_2 y CH_4 (Guyot, 1992).

Básicamente, la degradación anaerobia en los digestores anaerobios, consiste en tres etapas (Mc Inerney y Bryant, 1981):

1. Etapa de hidrólisis y fermentación.
2. Etapa de acetogénesis.
3. Etapa de metanogénesis.

La metanogénesis ocurre en sistemas muy diversos, tales como

pantanos, sedimentos marinos y lacustres, ambientes extremos (manantiales hipertermofílicos) y tracto digestivo de animales como el de los rumiantes (Guyot, 1992).

Se requiere de tres condiciones básicas para tener una metanogénesis adecuada:

-anaerobiosis estricta.

-condiciones reductoras rigurosas (-330 mV; pH 7).

-ausencia o cantidades muy limitadas de aceptores minerales finales (sulfatos, nitratos) que favorezcan otras vías en competencia con la metanogénesis (Guyot, 1992).

Para que las bacterias anaerobias puedan llevar a cabo su metabolismo en forma adecuada, es necesario que el carbono se encuentre presente en el sustrato en concentraciones mayores de 30 a 35 veces más que el nitrógeno, así como también 150 veces mayores que el fósforo. Se pueden considerar óptimas las siguientes concentraciones C:N:P, 150:5:1.

La relación C/N nos da idea del grado potencial de biodegradabilidad del sustrato. Si esta relación aumenta o disminuye, indicará que hay diferencia de nitrógeno en el primer caso y en el segundo existe gran formación de ion amonio (NH_4) que es tóxico a ciertas concentraciones.

El ion amoniaco a concentraciones de 1500 a 3000 mg/L, causa inhibición de las bacterias anaerobias (Noyola et al., 1989).

Actualmente se ha difundido el uso del reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB (Lettinga et al., 1983) debido a su simplicidad y eficiencia, por lo cual, el

conocimiento de las comunidades bacterianas presentes en los lodos contenidos en el reactor permite un mayor control en la remoción de la materia orgánica presente en el sistema (Benefield y Randall, 1980).

1.1. ANTECEDENTES

La acetamida ($\text{CH}_3\text{-CONH}_2$) es un compuesto que tiene un peso molecular de 59.07 g/mol, un punto de fusión de 82 °C, punto de ebullición de 221 °C, es cristalino, sólido e incoloro, delicuescente en el aire, húmedo e inodoro en estado puro. En virtud de su variada funcionalidad es muy estimada como disolvente, por lo que se utiliza en muchos procesos industriales, tales como: disolvente de colorantes en la industria textil, como fundentes de soldadura, antiácido en la industria de lacas, humectante de papel y tintorería, explosivos y cosméticos, como materia prima en síntesis orgánica de medicamentos, etc. (Ramírez, 1992).

Muy poca información se ha registrado sobre el daño ecológico que pueden ocasionar los nitrilos orgánicos y sus derivados, entre ellos las amidas. Las descargas directas de aguas residuales conteniendo estos compuestos pueden causar severos daños a la salud, ya que algunos de ellos son altamente tóxicos, algunos mutagénicos y carcinogénicos. En particular para la acetamida se ha visto que una administración oral en ratas, forma tumores malignos en el hígado y debido a la liberación de amonio también es causa de la desnaturalización de las proteínas (Ramírez, 1992).

Se ha demostrado que bajo condiciones aerobias de cultivo es posible degradar acetónitrilo y otros nitrilos a sus amidas correspondientes, por medio de la acción de dos enzimas: la nitrilo-hidratasa produciendo sus amidas correspondientes y la amidasa dando como productos principales ácido acético y amoníaco (Ramírez, 1992).

Dada la toxicidad de la acetamida su transformación en condiciones anaerobias en acetato demuestra que se puede detoxificar un efluente que contenga este sustrato (Ramírez, 1992).

Existe evidencia experimental desde hace algunos años, que la acetamida es transformada en gas bajo condiciones anaerobias, esto se probó en el Laboratorio de Microbiología Ambiental de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, con dos lodos alimentados con la acetamida (Ramírez, 1992). Los resultados obtenidos en este trabajo ("Degradación Anaerobia de Acetamida"), se caracterizaron por una baja muy rápida de la eficiencia de remoción ($E\%$) de la acetamida. Por tal motivo, se decidió continuar con el mismo reactor, alimentado con acetato y cloruro de amonio en lugar de acetamida, para seguir estudiando el comportamiento de la remoción de la acetamida.

1.2. REACTOR UASB

El reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (Fig. 1) fue desarrollado por Lettinga y colaboradores (1980), y se ha difundido en varios países por su simplicidad y eficiencia (Tabla 1).

Su principio de funcionamiento se basa en la buena sedimentabilidad de la biomasa producida dentro del reactor, la cual se aglomera en forma de granos o "pellets" hasta de 5 mm de diámetro. Estos granos cuentan con una actividad metanogénica muy elevada, lo que explica los buenos resultados del proceso. El reactor es de flujo ascendente y en la parte superior cuenta con un sistema de separación gas-líquido-sólido, el cual evita la salida de sólidos suspendidos en el efluente y favorece la evacuación del gas y la decantación de los flóculos que eventualmente llegan a la parte superior del reactor (Noyola, 1990). Generalmente no requiere de ningún tipo de soporte para retener la biomasa, ya que ésta es mantenida en suspensión por las burbujas de gas producidas (Stronach et al., 1986).

La concentración de sólidos solubles volátiles (SSV) en el lecho de lodos está entre 40-70 g/L, con velocidades de sedimentación de 50 m/h. En la parte superior del lecho (blanket) la concentración es de 10 a 30 g SSV/L. En promedio se tiene,

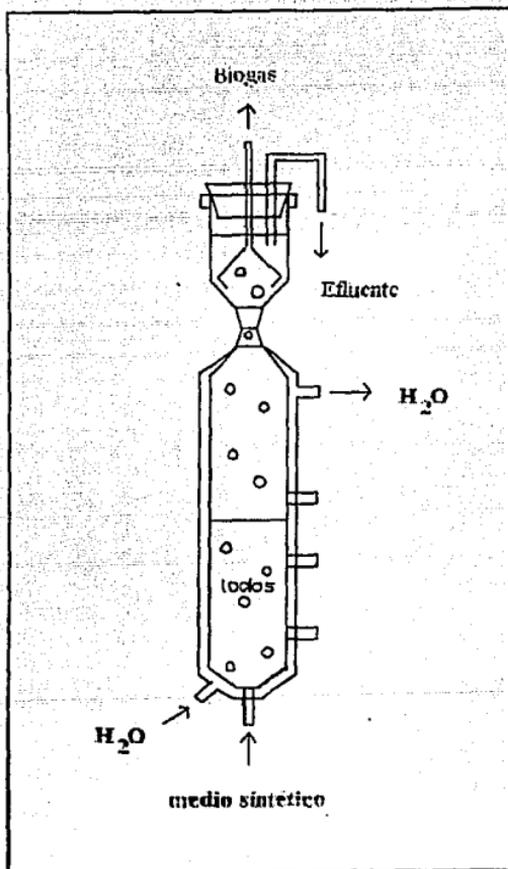


Figura 1. Reactor UASB.

para todo el reactor, 20-40 g SSV/L (Stronach et al., 1986; Noyola, 1992).

Tabla 1. Ejemplos de tratamiento anaerobio en mesofilia de diferentes tipos de efluentes industriales en América Latina.

Origen del efluente industrial	Proceso	Escala	C.O	TRH (h)	E(%)	País
Petroquímica	UASB	3 L	2.6	64.8	46	México
Petroquímica	UASB	120 L	7	48	52	México
Residuos de destilería	UASB	120 L	36	72	55	México
Levadura	UASB	2 m ³	3.1	36	61	Colombia
Cervecería	UASB	229 L	?	6	93	Colombia
Aceites Vegetales	UASB	229 L	?	6	48	Colombia
Rastros	UASB	746 L	4	24	79	Colombia
Petroquímica	UASB	630 L	4-5	15	65-75	Colombia
Petroquímica	UASB	28 m ³	0.1	12-16	43-67	Colombia

La efectividad de un bioreactor anaerobio está esencialmente basada sobre la cantidad de biomasa que puede ser retenida en el reactor, la actividad específica de la biomasa y el grado de contacto que puede ser establecido entre la biomasa y el sustrato. Cuando se conjuntan dichas características, puede aplicarse una tasa mayor de cargas orgánicas y tratarse aguas residuales de alta concentración. El reactor anaerobio más popular capaz de retener una gran cantidad de biomasa, es el UASB, que tiene un número de ventajas sobre otros reactores anaerobios, especialmente por su capacidad para retener más biomasa activa en el reactor y para evitar taponamientos y cortocircuitos, problemas que son comunes con los reactores de filtro anaerobio y de película fija estacionaria de flujo descendente (El-Mamouni et al., 1992).

La retención de la biomasa, característica común en todos los reactores anaerobios, tiene como objetivos (Monroy, 1992):

- a) aumentar el tiempo de retención de sólidos (TRS) para dar tiempo a que la biomasa se adapte a su medio (estabilidad), y a que se degrade la materia orgánica (eficiencia).

$$\frac{DQO_e}{DQO_s} \times 100 = E \%$$

- b) disminuir el tiempo de retención hidráulico (TRH = V/F) y con esto, el volumen del reactor y los costos.

No obstante, una seria desventaja del reactor UASB es la posibilidad de la excesiva expansión del lecho de lodos y la

pérdida de biomasa con el efluente (El-Mamouni et al., 1992).

El tratamiento anaerobio de aguas residuales es una alternativa para reducir la contaminación del agua, la cual hoy en día recibe más atención. En este proceso, las bacterias anaerobias convierten los contaminantes orgánicos del agua residual en metano, dióxido de carbono, y biomasa. En adición a la flexibilidad, confiabilidad, y simplicidad, la producción de metano y la poca producción de lodos son aspectos que hacen el proceso económica y tecnológicamente atractivo (Bolle, et al., 1986).

El diseño del reactor deberá estar basado sobre una cuidadosa evaluación de las características del agua residual. Además de los parámetros químicos más importantes, tales como DQO y NH_4^+ , sólidos suspendidos, tóxicos y/o componentes inhibitorios y pH, sería importante obtener información especial respecto a las fluctuaciones en la tasa de flujo del agua residual y en sus componentes (Lettinga y Hulshoff, 1991).

La aplicación de éste proceso microbiano al tratamiento de desechos orgánicos tiene puntos a favor y en contra (Tabla. 2).

Tabla 2. Ventajas y Desventajas del reactor UASB (Noyola, 1992).

REACTOR UASB	
VENTAJAS	DESVENTAJAS
-Soporta altas cargas (20 Kg DQO/m ³ -d).	-La granulación es lenta y no necesariamente controlable.
-Bajo requerimiento de energía.	-No todas las aguas favorecen la granulación.
-Construcción relativamente simple.	-Requerimiento de inóculo de determinadas características.
-Con inóculo apropiado puede arrancar en forma inmediata.	-Sensible a SS, G y A (grasas y aminoácidos) en el influente.
-Aplicable a pequeña y gran escala.	-Sensible a aguas que forman precipitados.
-Operación comparativamente simple.	-Riesgos de flotación de los granos durante rearranques.
-Proceso ampliamente probado.	

1.3. BIOQUIMICA DE LA DIGESTION ANAEROBIA

La degradación de la materia orgánica procede en tres etapas: 1) hidrólisis de los polímeros biológicos por los microorganismos hidrolíticos y acidogénesis de los compuestos sencillos formados por las bacterias fermentativas, 2) acetogénesis de los metabolitos de la fermentación [ácidos orgánicos, ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes] por las bacterias homoacetogénicas y sintróficas, 3) metanogénesis a partir de $H_2 + CO_2$ por las bacterias metanogénicas. Estas etapas son realizadas por dos grandes grupos de microorganismos: una microflora primaria capaz de hidrolizar y de fermentar los productos de esta hidrólisis en compuestos sencillos, frecuentemente ácidos, y una microflora secundaria capaz de usar solamente los productos de la descomposición primaria, para la producción final de metano (García, 1991).

Aunque la degradación anaerobia de biopolímeros en ecosistemas naturales o controlados por el hombre es un proceso bastante complejo, el flujo de carbón puede ser representado por un esquema de degradación relativamente simple con sus distintas fases (fig. 2).

Los sustratos de polímeros tales como la celulosa y las

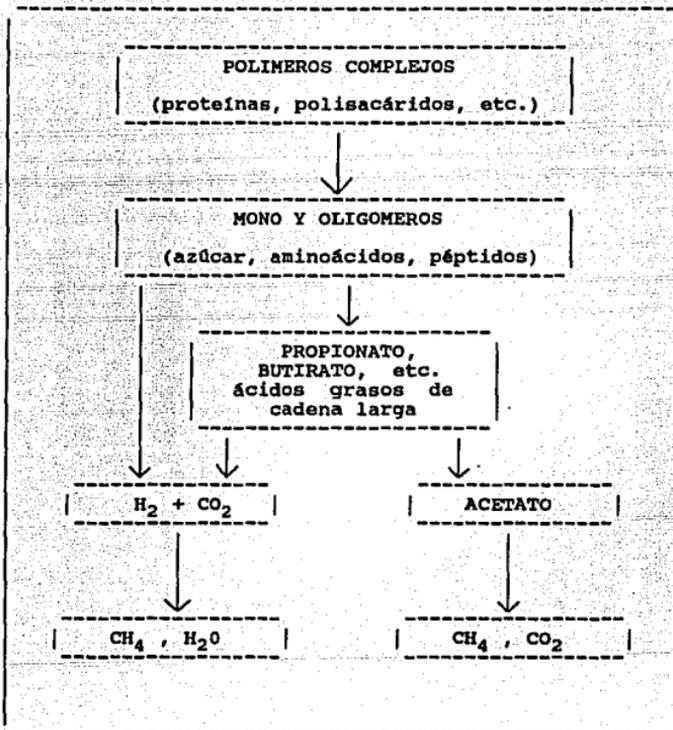


Fig. 2 Flujo de carbono a metano y dióxido de carbono en un bioreactor anaerobio. (Zinder, 1990).

proteínas, si están presentes, deben ser hidrolizados a monómeros solubles y oligómeros antes de que los organismos fermentativos puedan usarlos. Generalmente, los productos de la fermentación son ácidos orgánicos, H_2 y CO_2 . Los ácidos orgánicos de cadena más larga que el acetato (principalmente propionato y butirato) y otros productos de la fermentación, tales como el etanol y lactato, son oxidados a acetato por las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno. Las reacciones que estos organismos llevan a cabo son posibles sólo si la presión parcial del hidrógeno es mantenida abajo de 10^{-3} atm (aprox. 100 Pa) por los organismos consumidores de hidrógeno, tales como metanógenas sulfato-reductoras (Zinder, 1990).

El objetivo de los pasos anteriores es la conversión de la materia orgánica compleja a los dos sustratos principales para la metanogénesis: H_2-CO_2 y acetato. Las bacterias metanógenas consumidoras de hidrógeno compiten por los mismos sustratos que las acetógenas consumidoras de hidrógeno, usualmente ganan la competencia porque son capaces de usar el hidrógeno a más bajas presiones parciales (inicio mínimo = 2-10 Pa) que las acetógenas (inicio mínimo = 40-100 Pa). Las metanógenas acetotróficas descarboxilan el acetato a CH_4 y CO_2 . Se ha encontrado que generalmente dos terceras partes de todo el metano producido es derivado de la descarboxilación del acetato, mientras que una parte se produce a partir de la reducción del CO_2 , con pequeñas cantidades derivadas de otros sustratos tales

como el metanol o las metilaminas, dependiendo del sustrato.

Etapas de la digestión anaerobia:

Primera etapa. Hidrólisis y Fermentación.

Los polímeros naturales como la celulosa, la pectina, las proteínas, etc., o compuestos de más bajo peso molecular (aminoácidos, sacáridos, lípidos, compuestos aromáticos, etc.) son transformados por hidrólisis y fermentación en ácidos carboxílicos, hidrógeno y dióxido de carbono. Los ácidos carboxílicos son principalmente ácidos grasos volátiles: acetato, propionato, n-iso-butilato y n-iso-valérico (Moreno, 1990; Guyot, 1992).

Cuando se trata de fermentar moléculas solubles fácilmente hidrolizables, tal como algunos compuestos naturales que se encuentran en muchos efluentes de la industria agro-alimenticia, la hidrólisis y la fermentación no presentan ningún problema. Se debe controlar esta etapa para evitar una acidificación rápida del reactor, debido a que puede presentarse una sobrecarga de hidrólisis de la materia orgánica que provoque una sobreproducción de ácidos que acidifique el medio y baje el pH a niveles inhibitorios (Guyot, 1992),

Segunda etapa. Acidogénesis.

Los productos de la fermentación producidos anteriormente son convertidos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por un grupo de bacterias denominadas "bacterias acetogénicas

productoras obligadas de hidrógeno" (OPHA = obligate hydrogen producing acetogen) (Guyot, 1992).

Los principales sustratos de esta etapa son los AGV (principalmente propionato y butirato) y etanol, que son transformados en productos precursores del metano: acético y H_2-CO_2 , además esto evita la acumulación de ácidos grasos volátiles que en concentraciones altas pueden inhibir la metanogénesis (Moreno, 1990).

Tercera etapa. Metanogénesis.

Se realiza utilizando como sustrato el acetato, y el H_2-CO_2 (Moreno, 1990), por un consorcio estrictamente bacteriano que lleva a cabo la síntesis del metano a partir del acetato (Noyola et al., 1989).

1.4. MICROBIOLOGIA DE LA DIGESTION ANAEROBIA

(etapa de metanogénesis)

La capacidad de convertir acetato a CH_4 y CO_2 está restringida a los géneros *Methanosarcina* y *Methanothrix* (Zinder, 1990) del Phylum Methanomicrobiales, perteneciente a las Arqueobacterias (Thauer et al., 1989).

Las bacterias metanogénicas forman el grupo mejor caracterizado entre las arqueobacterias. Aunque exhiben una amplia diversidad morfológica y de hábitats, son homogéneas con respecto a su metabolismo. Son anaerobias que tienen la habilidad única para sintetizar metano de H_2 - CO_2 y otros componentes, tales como formato, metilaminas, metanol o acetato, dependiendo del organismo (Kelly y Deming 1988; García, 1991; Zinder, 1990).

Se han propuesto relaciones entre varias especies metanogénicas, basadas sobre los grados de secuencia homóloga encontrada en los fragmentos aislados de 16S RNAr (Kelly y Deming 1991; Guyot, 1990; Brock et al., 1987; García, 1991), y la evidencia de investigaciones relativas a la pared celular como son estructura y composición, distribución de lípidos y metabolismo intermediario (Kelly y Deming, 1988).

No presentan mureína, pero sí una pseudomureína o subunidades

proteicas según el orden taxonómico (Balch et al 1979; García, 1991).

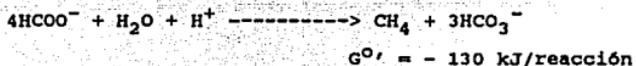
Otra característica de las metanogénicas es la presencia de un transportador de electrones, el factor 420, responsable de la autofluorescencia azul-verde cuando las células son expuestas a una luz ultravioleta de 420 nm de longitud de onda (García, 1991), y la coenzima M o HS-CoM que sirve para la transportación del grupo metil bajo la forma de metil-coenzima M ($\text{CH}_3\text{-S-CoM}$), este grupo metil es reducido a metano y se recupera la coenzima M (Guyot, 1990).

Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas que exigen además de la ausencia de oxígeno, unas condiciones de reducción del medio inferior a -220 mv para crecer. Tienen como características comunes el producir metano, el tener un rango de sustratos muy limitado, y el tener tiempos de crecimiento amplios (Guyot, 1988).

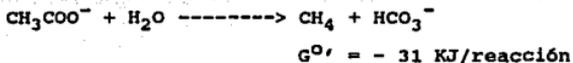
Básicamente estas bacterias se pueden dividir en dos grandes grupos tróficos (Guyot, 1990):

-Bacterias hidrogenofílicas no acetoclásticas. Obtienen energía de la oxidación del hidrógeno en presencia de dióxido de carbono como aceptor de electrones. La mayoría de las bacterias de este grupo pueden utilizar el formato, no pueden utilizar el acetato como fuente de energía, pero algunas lo usan como fuente de carbono.

Las reacciones que realizan son las siguientes:



-Bacterias metanogénicas acetoclásticas. Producen metano a partir del grupo metil del acetato según la siguiente ecuación:



El acetato es por lo tanto el sustrato metanogénico más importante cuantitativamente en los digestores anaerobios (Zinder, 1990), siendo el origen del 73 % del metano producido (Guyot, 1992).

Las metanógenas acetoclásticas pueden dividirse en dos géneros (Guyot, 1990):

Methanosarcina. (Fig. 3A). Forma largos paquetes hechos de unidades celulares cocoidales y usa sustratos metanogénicos diversos incluyendo acetato, metanol, metilaminas, y algunas veces $\text{H}_2\text{-CO}_2$ (Zinder, 1990; Guyot, 1990; Jettten et al., 1992). Crece sobre acetato como única fuente de energía con un tiempo de duplicación de aproximadamente un día y un

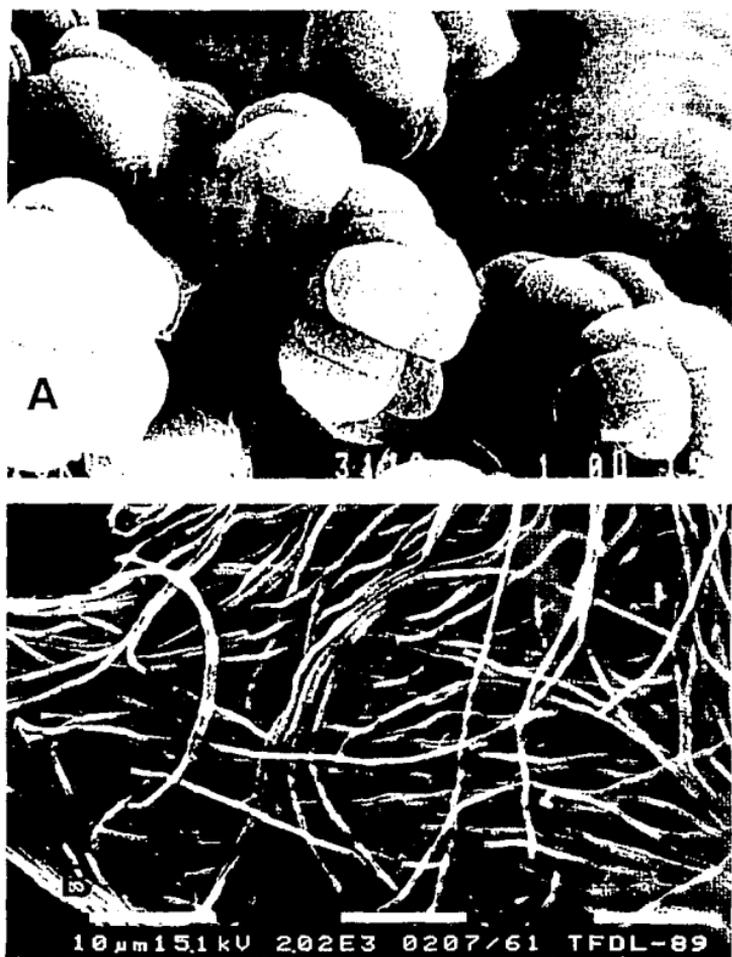


Fig. 3. Electromicrografia de barrido mostrando: *Methanosarcina barkeri* línea Fusaro (A) y *Methanotherx soehngeni* línea Opfikon (B) (Jetten et al., 1992).

rendimiento de 2g peso seco / mol acetato. Su afinidad para el acetato es baja ($K_s = 3.5 \text{ mM}$) (Jetten et al., 1992).

Methanothrix. (Fig. 3B). Filamentos largos que crecen exclusivamente sobre acetato (Zinder, 1990). La tasa de crecimiento (tiempo de duplicación 2-12 días) y el rendimiento (1.4 g peso seco / mol acetato) son bajos. Su afinidad por el acetato es más alta ($K_s = 0.5 \text{ mM}$) (Jetten et al., 1992).

1.5. AMONIO-NITROGENO EN LA DIGESTION ANAEROBIA

Numerosos estudios han sido enfocados al análisis cinético del catabolismo de acetato bajo condiciones inhibitorias. En el caso de inhibición de las especies de amonio no ionizada, parecen jugar un papel importante sobre la cinética de consumo de acetato, y crecimiento de bacterias acetoclásticas productoras de metano. Se ha sugerido que la inhibición por amonio a las bacterias hidrogenotróficas productoras de metano causó la principal disminución de la metanogénesis (Poggi-Varaldo et al., 1991).

La concentración del ion hidrógeno H^+ , el pH, en la fase líquida del digestor anaerobio es una función de las concentraciones relativas del amonio libre y del ion amonio:



Como el pH decrece entonces el equilibrio se ajusta a la derecha. La constante de disociación de los sistemas es de 1.85×10^{-5} a 35 °C.

La inhibición por amonio es indicada por un decremento en la producción de biogas (metano) y un incremento en la formación de ácidos grasos volátiles a 1800 mg/L de amonio-nitrógeno.

Otras reacciones sensitivas tales como aquellas formadas por las OPHA (Bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno), pueden también ser ambas directa o indirectamente afectadas.

La respuesta de metanógenas a concentraciones de 2400 mg/L de amonio en exposiciones de tiempo de una hora, una día y cuatro días se encontró altamente reversible, con una rápida recuperación del sistema.

Otras concentraciones de amonio-nitrógeno en el rango de 1500 a 3000 mg/L, fueron valoradas para causar inhibición de organismos metanogénicos en valores de pH alcalinos. En concentraciones en exceso de 3000 mg/L, el ion amonio fue encontrado tóxico, la metanógena *Methanobacterium formicicum* fue registrada para ser parcialmente inhibida a esta concentración y a un pH de 7.5, con alguna pérdida de crecimiento y capacidad de formar metano, mientras que a 4000 mg/L inhibía completamente al microorganismo.

El funcionamiento eficiente de bacterias anaerobias no metanogénicas ha sido observado en concentraciones de amonio en exceso de 6000 mg/L y en un valor de pH de 8.

Aunque el amonio es inhibitorio en la fase de digestión metanogénica, los efectos son reversibles y pueden ser evitados a un cierto límite por aclimatación del digestor (Stronach et al., 1986).

2. OBJETIVOS

1. Caracterizar la operación de un reactor UASB de laboratorio alimentado con un efluente sintético conteniendo acetamida.
2. Determinar la eficiencia de remoción de DQO (Demanda Química de Oxígeno) a TRH (Tiempo de Retención Hidráulico) de uno y dos días del reactor alimentado con acetato, para comparar estos datos con los obtenidos en el caso del reactor alimentado con acetamida, y conocer la capacidad de los lodos de degradar acetato en ausencia de acetamida.
3. Estudiar el efecto del amonio en el reactor alimentado con acetato y cloruro de amonio, para determinar el efecto del amonio producido a partir de la desaminación de la acetamida.

3. METODOLOGIA

Para la realización del presente trabajo se utilizó un reactor de tipo UASB con un volumen útil de 1.250 L, en condiciones mesofílicas (30-45 °C), en continuo y con una carga volumétrica de 3.384 Kg.DQO/ m³-d de acetamida, acetato, acetato-amonio y acetato, dividiendo el estudio en las siguientes etapas:

- 1ª Etapa: Medio de alimentación acetamida, concentración 56 mM, TRH de un día.
- 2ª Etapa: Medio de alimentación acetato, concentración 56 mM, TRH de uno, dos y un días.
- 3ª Etapa: Medio de alimentación acetato, concentración 56 mM, cloruro de amonio 20 y 56 mM, y TRH de un día.
- 4ª Etapa: Medio de alimentación acetato, concentración 56 mM, pH 6 y 7.

El seguimiento del reactor se realizó utilizando las técnicas analíticas del STANDARD METHODS (APHA, 1990) y del Manual de Técnicas para el Análisis de Aguas Residuales UAMI-ORSTOM (1992).

3.1. Parámetros considerados:

pH. El pH de una solución es el $-\log$ de la concentración de iones hidrógeno.

Referencia: Electrodo estándar de hidrógeno.

Eh. Potencial REDOX de los lodos. Medida de la actividad electrónica en mV.

Referencia: Cole-Parmer Internacional.

Concentración 2 mol/L.

Temperatura 35 °C.

Cálculos: [Lectura obtenida + (-199)] mV

Alcalinidad. La alcalinidad del agua es la capacidad ácido-neutralizante.

Método: Por titulación valorada H_2SO_4 .

Cálculos:

$$\text{Alcalinidad en mg CaCO}_3^- / L = \frac{A \times N \times 50,000}{\text{ml. de muestra}}$$

Donde:

A= ml de H_2SO_4 valorado usado en la titulación.

N= normalidad del ácido.

50,000= coeficiente de convención.

TRH. Tiempo de Retención Hidráulico. Es el tiempo promedio que una unidad diferencial de efluente permanece dentro del reactor

Cálculos:

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

Donde:

V= volumen del reactor.

Q= flujo del reactor (ml/d).

DQO. Demanda química de oxígeno. Esta determinación es usada como una medida del contenido de oxígeno equivalente de la materia oxidable de una muestra que es susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte.

Método: Horno de microondas para la digestión anaerobia.

Horno de microondas que opere a 700 W (350 W para la muestra)

Cálculos:

$$\text{mg DQO/L} = \frac{(A - B) \times 8000 \times \text{NF}}{\text{ml de muestra}}$$

Donde:

A= ml de FAS usados en el blanco.

B= ml de FAS usados en la muestra.

NF= Normalidad del FAS.

FAS= Sulfato ferroso amoniacal.

$$\text{N del FAS} = \frac{1.5 \text{ ml de } K_2Cr_2O_7 \times 0.10}{\text{ml de FAS usados en la titulación de la valoración}}$$

SOLIDOS. Es la materia suspendida o disuelta en agua.

Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Cálculos:

$$SST = \frac{(B - A) \times 1000}{v_m}$$

$$SSF = \frac{(C - B) \times 1000}{v_m}$$

$$SSV = SSF - SST$$

Donde:

A= Peso del crisol-filtro seco (mg).

B= Peso del filtro más 1ª muestra incinerada (mg).

m_v= Volumen de la muestra.

METANO. El metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂) son los productos finales de la diestión anaerobia, este análisis permite seguir la actividad de las bacterias metanogénicas.

Referencia:

-Cromatógrafo GOW-MAC 550 de conductividad térmica.

-Columna capilar de superox FFA de 10 m.

-Condiciones de operación:

-Presión He 50 psi=45 ml/min.

-Inyector: 170°C.

-Detector: 190°C.

- Filamento: 120°C.
- TR CH₄: 1.20 min.
- Jeringa "Samplin" de 1.0 ml.
- Integrador Spectra-Physics 4290.

AGV. Productos intermediarios dentro de los procesos de fermentación.

Determinación de acetamida y acetato por cromatografía de gases.

Referencia:

- Cromatógrafo HP 5890.
- Columna capilar Superox Fa 10 m x 0.59 mm, densidad de la película 1.2 um, fase AT 1000, ALLTECH ref. No 975110.
- Integrador SHIMADZU C-R34.
- Jeringa de 10 ul HAMILTON ref: 701 No 20300.
- Pipetas Ependorff de 20 ul y 1000 ul regulable.

3.2. Reactor UASB:

El reactor fue alimentado con dos medios sintéticos (Tabla 3), los sustratos utilizados fueron acetamida, acetato y cloruro de amonio grado reactivo marca J.T. Baker, concentraciones 56mM para los dos primeros y 20 mM, 56 mM para el último.

El flujo fue calculado para mantener un TRH de uno y dos días para el acetato, y un día para la acetamida.

El reactor se localiza en un cuarto con control de

Tabla 3. Medio de Alimentación (mg/L).

-Acetamida	3.4 g
-Cloruro de calcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	1 ml
-Fosfato dibásico de potasio (K_2HPO_4)	1 ml
-Sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	1 ml
-Cloruro de níquel (NiCl_2)	1 ml
-Sulfato de aluminio y potasio ($\text{AlK}(\text{SO}_4) \cdot 12\text{H}_2\text{O}$)	1 ml
-Cloruro de cobre (CuCl_2)	1 ml
-Fosfato monobásico de potasio (KHPO_4)	1 ml
-Cloruro de manganeso ($\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)	1 ml
-Cloruro de cobalto (CoCl_2)	1 ml
-Cloruro de Zinc (ZnCl_2)	1 ml
- $(\text{NH}_4)_4 \text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1 ml

Cuando el reactor fue alimentado con acetato (56mM), se utilizó el mismo medio de alimentación suprimiendo la acetamida.

temperatura.

El medio de alimentación llegaba al reactor a través de una bomba peristáltica y el efluente era colectado en un matraz Erlenmeyer de 2 L.

3.3. Análisis del influente:

El medio de alimentación se esterilizó para evitar su contaminación, se ajustó a $\text{pH}=6.0$ y se mantuvo en agitación constante; se tomaron muestras para determinar concentración de acetato, acetamida y alcalinidad, cada tercer día.

3.4. Análisis del Efluente:

Los análisis de la DQO, metano, concentración de acetamida y acetato y pH se realizaron diariamente mientras que, la alcalinidad los sólidos suspendidos totales fijos y volátiles y el Eh se realizaron cada tercer día.

3.5. Análisis de lodos:

Temperatura y Eh, se realizaron cada tercer día.

3.6. Análisis de metano:

La colecta del biogas se hacía por medio de una botella serológica de 120 ml en forma invertida, con solución salina saturada para no disolver los gases producidos, la cual se conectaba a la parte superior del reactor por medio de una manguera y la solución salina era desplazada por medio de una

aguja. Este muestreo se realizó diariamente, de esta botella se tomaban 10 ml de biogas, los cuales, eran transferidos a un tubo Hunate lleno de agua destilada con una aguja en el tapón para despazarse el líquido y darle espacio al biogas, el volumen inyectado fue de 50 μ l.

4. Resultados y Discusión.

4.1. 1ª Etapa. Reactor alimentado con acetamida 56 mM a TRH de un día.

Esta etapa se realizó para caracterizar la operación del reactor alimentado con acetamida, trabajando con una carga volumétrica de 3.584 kg DQO / m³.d. Los resultados obtenidos fueron un bajo porcentaje de remoción del sustrato 50.9 % (graf. 2), obteniéndose valores promedios de DQO soluble de 1652 mg/L y DQO total de 1919.9 mg/L (graf. 1), mientras que la concentración de acetamida del influente, (graf. 3), fue de 55.2 mM (56 mM valor teórico). La transformación de la acetamida no fue obtenida en un 100 %, la gráfica 3 muestra una concentración del sustrato en el efluente de 13.4 mM. En cuanto a los valores de pH y Eh, se mantuvieron cercanos a los valores óptimos para llevarse a cabo la metanogénesis, pH entrada= 6, pH lodos= 7.4, pH salida= 8.5 y Eh= -318.4 mV, siendo éste el valor más bajo registrado durante el proceso.

En relación al ion amonio de la acetamida se puede pensar que no es utilizado como fuente de nitrógeno por la flora microbiana por los perfiles presentados en la gráfica 4, donde se cuantifica

la misma concentración del ion aminorio en el efluente 56.27 mM que en el influente (56 mM de acetamida). El amonio requerido para el metabolismo, es proporcionado por las concentraciones de éste presentes en el medio de alimentación.

La alcalinidad dió un valor promedio de 2.035 mg CaCO_3 / L, presentando oscilaciones a lo largo de la etapa (gráf. 6).

La producción del biogas en relación al valor bajo de remoción, registró valores promedio bajos con respecto a todo el experimento, 54.6 % de CH_4 y 997 ml CH_4 / d (gráfica. 7).

En esta etapa el fenómeno más relevante es la acumulación de acetato (gráf. 3), por lo que se pensó que el amonio acumulado habría inhibido la metanogénesis.

4.2. 1ª Etapa. Reactor alimentado con acetato (56 mM) a TRH de uno, dos y un días; y comparar estos datos con los obtenidos en la 1ª etapa.

El objetivo de esta etapa fue investigar si los lodos son capaces de degradar el acetato en ausencia de acetamida y amonio.

En la primera fase de esta etapa, el reactor fue alimentado con acetato 56 mM a TRH de un día.

A diferencia del bajo porcentaje de remoción de la primera etapa, en ésta se obtuvo un porcentaje de remoción de 97.4 % (graf. 2), la $\text{DQO}_{\text{total}}$ 74.6 mg/L y $\text{DQO}_{\text{soluble}}$ 46 mg/L debido al alto porcentaje de remoción. La gráfica 3 muestra la concentración de acetato en el influente (55.2 mM), y la

del efluente la cual disminuyó progresivamente hasta ser degradada completamente.

Los valores de pH's fueron pHentrada=5.5, pHsalida=8.7, pHlodos=7.5 y el valor de Eh=-221 mV (gráf. 5).

La producción de biogas dió valores de 81.3% de metano y un volumen de 1972.3 ml/d (gráf. 7).

En la segunda fase el reactor se alimentó con acetato 56 mM a TRH de dos días.

Al trabajar con una menor carga volumétrica 1.284 KgDQO/m³.d., la remoción del acetato registró un valor de 99.3 % (gráf. 2), la DQOtotal 38.4 mg/L y la DQOsoluble 22.4 mg/l.

Los valores de pH's: pHentrada=5.3, pHsalida=8.8, pHlodos=7.4 y el Eh=-231 mV.

La alcalinidad registró un valor de 2.074 mg CaCO₃/L (gráf. 6).

La producción de metano fue de 71 % y un volumen de 1388 ml/d (gráf. 7).

En la tercera fase se trabajó con TRH de un día y con acetato 56 mM.

Los análisis fisicoquímicos de esta fase registraron los siguientes valores de: porcentaje de remoción 99.1 % (gráf. 2), la DQOtotal 55 mg/L y la DQOsoluble 32 mg/L (gráf. 1).

Los valores de pH's : pHentrada=5.9, pHsalida=8.8, pHlodos=7.4 y el Eh=-216 mV (gráf. 5).

La alcalinidad dió un valor promedio de 2.156 mg CaCO₃/L (gráf. 6).

El metano producido fue de 74.7 % y un volumen de 1243 ml/d

(gráf. 7).

En esta etapa los lodos degradaron el acetato eficientemente, recuperándose del cambio de sustrato de acetamida-acetato. Se observó que el trabajar con TRH de uno y dos días no presentó un cambio significativo en el porcentaje de remoción, por lo que se decidió trabajar con TRH de un día (última fase de esta etapa).

Las diferencias más significativas entre esta fase y la 1ª etapa, fue el aumento en el porcentaje de remoción, 50.3% a 99.1%, por lo tanto, disminuyó el valor de la DQO, aumentó la producción de biogas y se evidenció la ausencia de amonio.

La siguiente etapa del experimento, consistió en trabajar con acetato-amonio y estudiar el comportamiento del reactor para investigar el posible efecto inhibitorio del amonio.

4.3. 3ª Etapa. Reactor alimentado con acetato 56 mM y cloruro de amonio 20 mM y 56 mM.

El objetivo de esta etapa fue estudiar el efecto del ion amonio a concentraciones 20mM y 56mM.

Los porcentajes de remoción de acetato fueron altas: 99.1% y 99.3% para cada concentración de amonio, 20 y 56 mM (gráf. 2). Los valores de la DQOtotal: 59.2 mg/L y 108.7 mg/L y la DQOsoluble: 36.1 mg/L y 38.7 mg/L (gráf. 1). Los perfiles de la gráfica 3 muestran que los valores de concentración de acetato en el influente fueron de 55.8 mM y 55.4mM, mientras que en el efluente no se encontró acetato.

Los valores de p'H fueron pHentrada= 6 y 6 , pHsalida= 8.16 y 8.36, pHodos= 7.4 y 7.4 y los de Eh = -219 y -236 mV, con respecto a las concentraciones mencionadas. Estos valores se mantuvieron en los rangos óptimos para realizarse la metanogénesis. Los valores de alcalinidad presentaron periodos de oscilación como en las etapas anteriores, con los siguientes valores promedio: 2.442 y 2.363 mg CaCO₃/L, con respecto a las concentraciones de amonio.

La producción de biogas se mantuvo en valores altos en ambos casos 75 % de CH₄, con volúmenes de 1607 y 2078 ml/d.

En ambas fases la alcalinidad presentó perfiles oscilatorios, con valores de 2.475 mg CaCO₃/L y 2.733 mg CaCO₃/L (gráf. 6), el último valor fue el más alto registrado en todo el experimento, debido al incremento del pH del medio de alimentación.

No se observó ningún efecto inhibitorio causado por el ion amonio, por lo que se decidió realizar la siguiente etapa.

4.4. 4^a Etapa. En las fases 5 y 6 se removió el amonio de la alimentación anterior.

La fase 5 se realizó para a estabilizar el reactor a sus condiciones iniciales de operación (ver etapa 2).

El porcentaje de remoción fue de 99.0 %, la DQOtotal 81 mg/L y la DQOsoluble 44.2 mg/L (gráf. 1). La concentración de sustrato en el influente fue de 56.7 mM mientras que en el efluente fue de cero (gráf. 3). Por otro lado, los valores de pH's se

mantuvieron en los niveles adecuados para realizarse la metanogénesis; pH entrada=6.0, pH salida=8.6, pH lodos=7.5, y el Eh -231 mV (gráf. 5).

La producción de biogas dió valores de 77.6 % y un volumen de 1866 ml/L (gráf. 7)

La fase 6 se realizó para observar si un aumento del pH de los lodos pudiera afectar la metanogénesis, con el fin de iniciar otro experimento no contemplado en este trabajo de tesis, y que tendrá como objetivo estudiar la acción combinada del pH y del amonio.

Los análisis fisicoquímicos de seis días con pH de 7 en el medio de alimentación fueron: porcentaje de remoción de 98.6 %, DQO total 107.2 mg/L y DQO soluble de 55.5 mg/L (gráf. 1). La concentración de acetato en el influente fue de 59 mM (gráf. 3).

Los valores de pH's: pH entrada=7, pH salida=8.7, pH lodos 8.1 y el Eh=-271.5 mV (gráf. 5).

La producción de biogas se cuantificó en 80.5% y 1708.9 ml/d (gráf. 7).

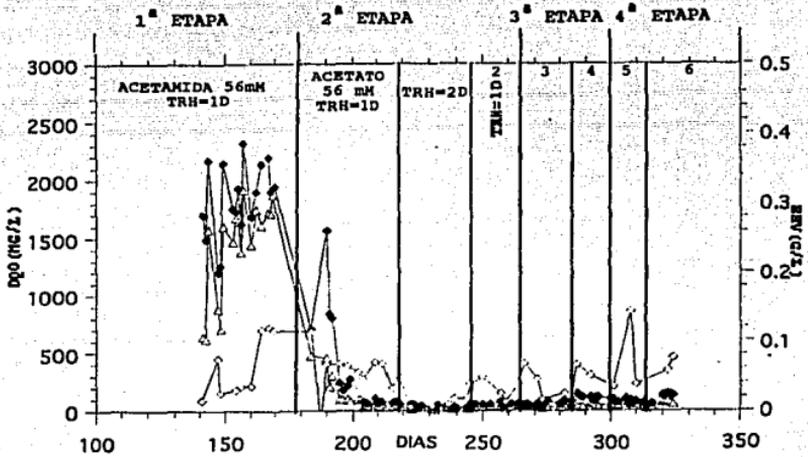
En esta etapa se observó que el cambio de pH en los lodos (pH=8.1) no alteró la metanogénesis.

La velocidad de la reacción dos depende de la concentración de acetato disponible (reacción 1), entonces, por deducción el aumento en la concentración de acetamida (V1 lenta) es la causante de la inhibición de la metanogénesis.

Este efecto inhibitorio es reversible dado que cuando se elimina la acetamida, los lodos vuelven a sus condiciones iniciales, logrando degradar el acetato a porcentajes de remoción 99 %.

Por otra parte se mostró que los lodos no fueron sensibles a un aumento de pH cuando se operó a un valor de 8. Esto permitirá la continuación de los experimentos con amonio a un pH de lodos de 8, en trabajos posteriores a éste.

DQO - SSV (salida)

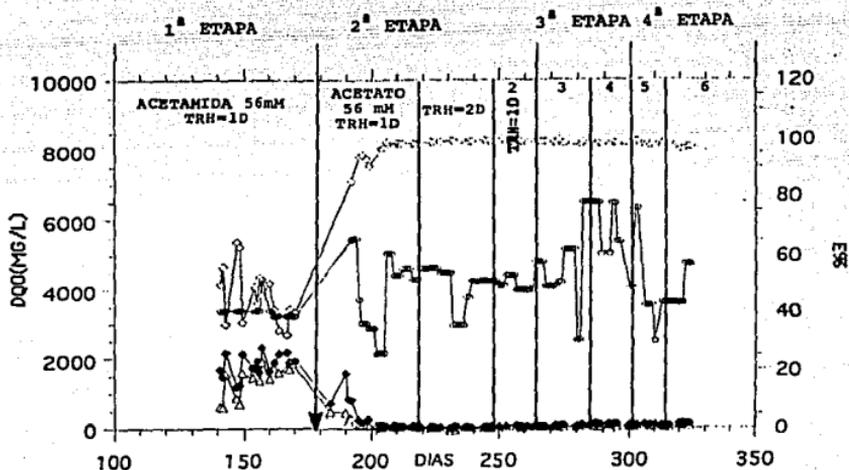


2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH_4 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH_4 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH = 6.
7. ACETATO 56 mM pH = 7.

SSV (g/L) —○—
 DQO TOTAL (mg/L) —◆—
 DQO SOLUBLE (mg/L) - -△-

Gráfica 1. Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendedos Volátiles en el efluente.

DQO's - E %



2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH_4 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH_4 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH = 6.
6. ACETATO 56 mM pH = 7.

E %

DQO SOLUBLE

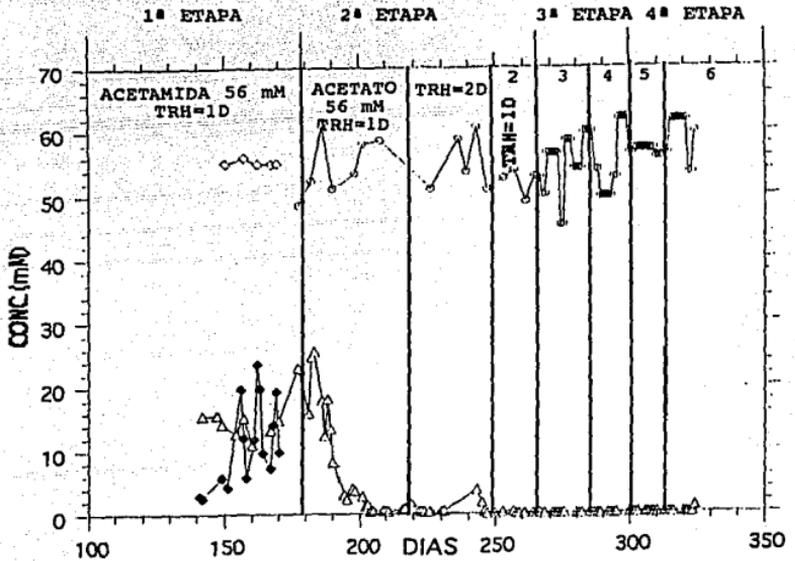
DQO TOTAL

DQO ENTRADA



Gráfica 2. Porcentaje de remoción (E %) y Demanda Química de Oxígeno.

ACETAMIDA - ACETATO

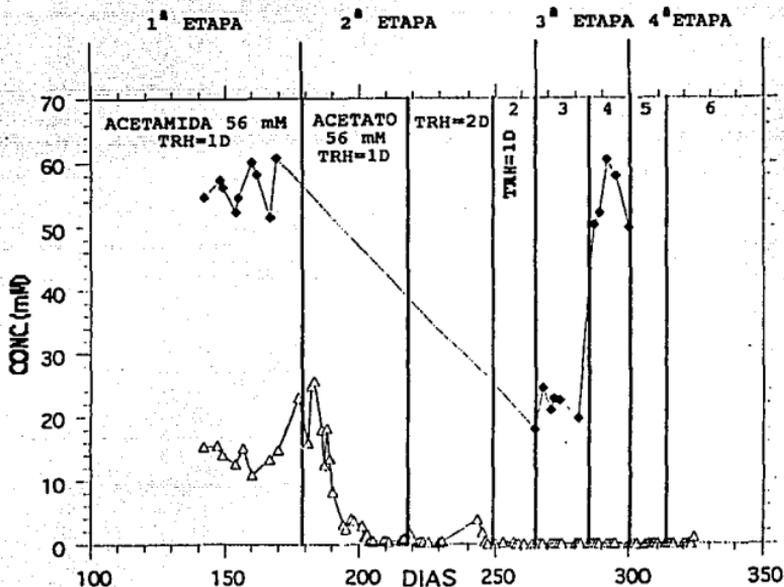


2. ACETATO 56 mM (Estabilizado).
3. ACETATO 56 mM NH_4 20 mM.
4. ACETATO 56 mM NH_4 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH= 6.
6. ACETATO 56 mM pH= 7.

ACETATO (mM).
 ACETAMIDA salida (mM).
 ACETAMIDA entrada (mM).
 ACETATO entrada (mM).

Gráfica 3. Concentración de acetamida y acetato en influente y efluente.

ACETATO- NH_4

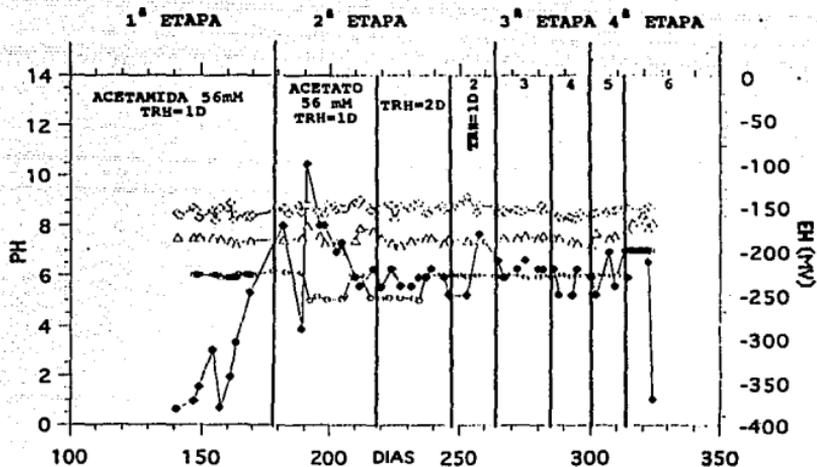


2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH_4 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH_4 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH = 6.
6. ACETATO 56 mM pH = 7.

ACETATO (mM). —▲—
 NH_4 (mM). —●—

Gráfica 4. Concentración de acetato y amonio en el efluente.

pH's - Eh

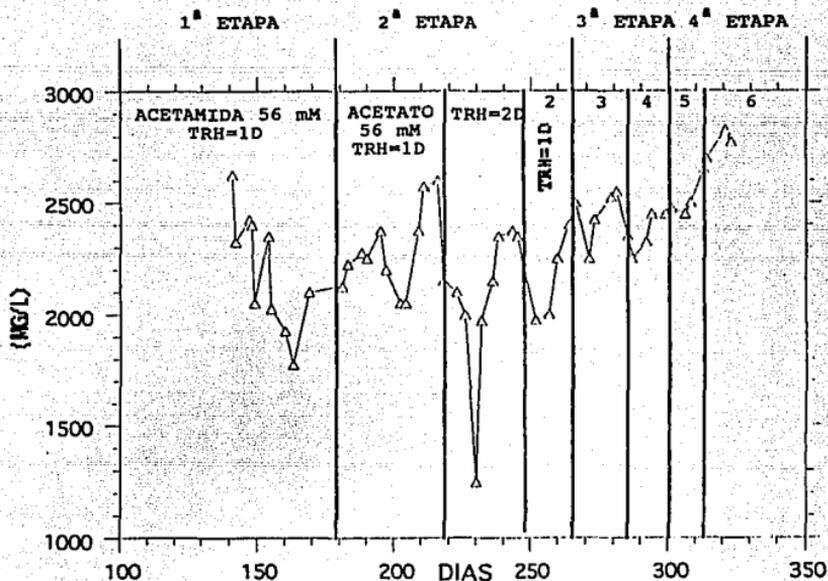


2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH₄ 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH₄ 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH = 6.
6. ACETATO 56 mM pH = 7.

Eh LODOS —●—
 pH SALIDA —▲—
 pH LODOS —×—
 pH ENTRADA —○—

Gráfica 5. Perfiles de pH's y Eh.

ALCALINIDAD

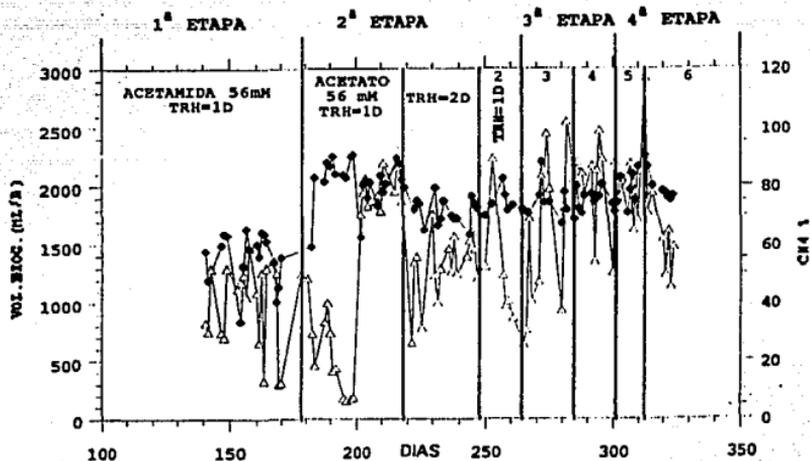


2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH_4 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH_4 56 mM.
5. ACETATO 56 mM pH = 6.
6. ACETATO 56 mM pH = 7.

ALCALINIDAD (mg/L)

Gráfica 6. Concentración de alcalinidad.

VOLUMEN BIOGAS - CH₄ ‡



2. ACETATO 56 mM (estabilizado).
3. ACETATO 56 mM - NH₄ 20 mM.
4. ACETATO 56 mM - NH₄ 56 mM.
5. ACETATO 56 mM - pH = 6.
6. ACETATO 56 mM - pH = 7.

‡ CH₄
 VOLUMEN BIOGAS (ml/L) —●—
 —△—

Gráfica 7. Volumen de biogas y porcentaje de metano.

6. BIBLIOGRAFIA

APHA/AWWA/APCF. 1990. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 17th edition. Joint Editorial Board.

Balch, W.E., Fox, G.E., Magrum, L.J., Woese, C.R., Wolfe, R.S. 1979. Methanogens: Reevaluation of a unique biological group. *Microbial Review*. 43(2):260-296.

Benfield, L.D. y Randall, C.W. 1980. *Biological Process Design For Wastewater Treatment*. Prentice Hall. Nueva, Jersey. 526 pp.

Bolle, W.L., van Breugel, J., van Eybergen, G.C., Kossen, N.W.F., Zoetemeyer, R.J. 1986. Modeling the liquid flow in up-flow anaerobic sludge blanket reactors. *Biotechnol. Bioengin.* 28:1615-1620.

Brock, T.D., Smith, D.W., Madigan, M. T. 1987. *Microbiología*. 4a ed. Printece Hall Hispanoamericana. México. 906 pp.

El-Mamouni, R., Rouleau, D., Mayer, R., Guiot, S.R., Samson, R. 1992. Comparison of the novel multiplate anaerobic reactor with the upflow anaerobic sludge blanket reactor. 46 th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings. Chelsea, Michigan.

García, J.L. 1991. Ecología de inóculos anaerobios específicos en el tratamiento de aguas residuales. Memorias del II Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera. Manizales, Colombia.

Guyot, J.P. 1988. Introducción a la microbiología de la digestión anaerobia. Apuntes de curso sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales. Microbiología y bioquímica. Medellín, Colombia. p. 1-87.

Guyot, J.P. 1990. Introducción sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. Conferencias sobre tratamiento de aguas residuales en América Latina. UNAM. p.83-95.

Guyot, J.P. 1992. Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios. Memorias del curso de bioprocesos

anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. UAM. p. 1-17.

Jetten, M.S.M., Stams, A.J.M., Zehnder, A.J.B. 1992. Methanogenesis from acetate: a comparison of the acetate metabolism in *Methanothrix soehnenii* and *Methanosarcina* spp. *Microbiol. Rev.* 3(4):181-193.

Kelly, R.M. y Deming, J.W. 1988. Extremely thermophilic archaeobacteria: biological and engineering considerations. *Biotechnology Progress.* 4(2):47-62.

Lettinga, G., van Velsen, A.F.M. Hobma, S.W., de Zeeuw, W., Klapwijk, A.K. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. *Biotech. Bioeng.* 22:699-734.

Lettinga, G., de Zeeuw, W. J., Hulshuff, P.L.H., Hobma, S. W., Grin, P.C., Wiegant, W.M., van Velsen, A.F.M., and Koster, I. W. 1982. Anaerobic wastewater treatment using the UASB treatment process. Memorias del 28º Simposio Avances en digestión: combustibles por fermentación. UAMI-ICAITI. Guatemala.

Lettinga, G., Roerma, R., Grin, P. 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotech. Bioeng.* 25:1701-1723.

Lettinga, G., Zeeuw, W., Hulshoff Pol, L.W. Wiegant, W., Rinzema, A. 1985. Anaerobic wastewater treatment based on biomass retention with emphasis on the UASB process. *Anaerobic Digestion. 5 th International Symposium.* China State Biogas Association. p. 271-301.

Lettinga, G. y Hulshoff Pol, L. W. Application of modern high rate anaerobic treatment processes for wastewater treatment. *New Developments in Industrial Wastewater Treatment.* p. 33-64.

Marmolejo, R.C. 1984. Estudio de los productos del metabolismo anaerobio durante el tratamiento de las aguas de desecho de la industria nixtamalera. Tesis Licenciatura. Fac. Química. UNAM. 98 pp.

McInerney, M.J. y Bryant, M.P. 1981. *Basic principles of bioconversions in anaerobic digestion and methanogenesis.* Biomass conversion process for energy and fuels. Plenum Publishing Corporation. p. 277-296 .

Monroy, H.O. 1992. Control de la Digestión Anaerobia. Bioprocesos Anaerobios para el Tratamiento de Aguas Residuales Industriales. UAM. ORSTOM. IMP.

Monroy, H.O., Olguín, L.P. 1992. Manual de Tecnicas de Análisis para Aguas Residuales. UAM. ORSTOM. 126 pp.

Moreno, R.G. 1990. Microbiología y Bioquímica de la Digestión Anaerobia. Primer Diplomado Internacional de Química Ambiental del Agua. Fac. Química - Inst. Ingeniería. UNAM. p. 1-35.

Noyola, R.A., Briones, M.R., Jiménez, T.C. 1989. Tratamiento anaerobio de vinazas a nivel planta piloto con dos tipos de reactores avanzados. UNAM. CINVESTAV-IPN. UASLP. AZUCAR S.A. de C.V. 146 pp.

Noyola, R.A. 1990. Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una experiencia de adaptación de tecnología en México. Conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. UNAM. p. 337-357.

Noyola, R.A. 1992. Reactores anaerobios de segunda y tercera generación. Bioprocesos para el Tratamiento de Efluentes Industriales. UAM. ORSTOM. IMP. p. 1-35.

Poggi-Varaldo, H. M., Tingley, J. Oleszkiewicz, J.A. 1991. Inhibition of growth and acetate uptake by ammonia in batch anaerobic digestion. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 52:135-143.

Ramírez, V.F. 1992. Degradación anaerobia de acetamida. Tesis Maestría. UAM-I. 100 pp.

Stronach, S.M., Rudd, T., Lester, J.N. 1986. *Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater treatment.* Springer-Verlag. Germany. 184 pp.

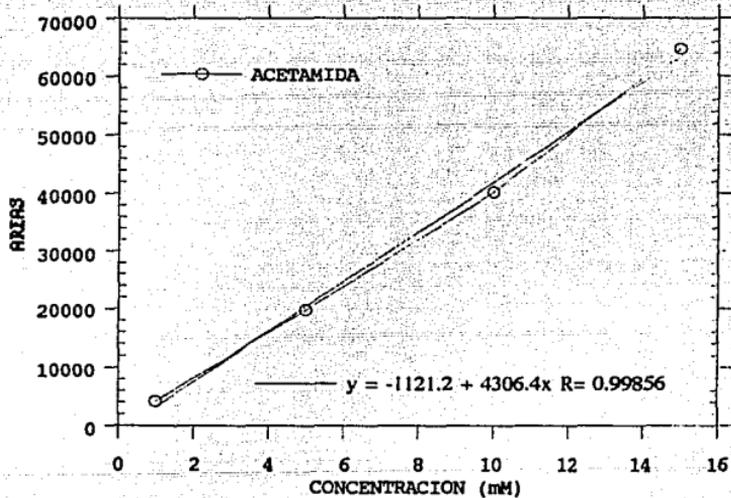
Thauer, R.K., Möller-Zinkhan, D., Spormann, A.M. 1989. Biochemistry of acetate catabolism in anaerobic chemotrophic bacteria. *Annu. Rev. Microbiol.* 43:43-67.

Torrien, D.F., Hatting, H.J. 1968. *The Microbiology of Anaerobic Digestion.* Water Research. Pergamon Press. 3: 385-416.

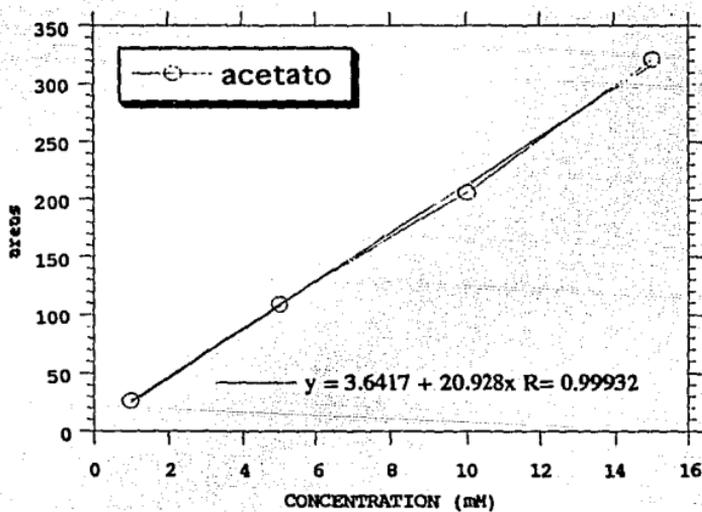
Torres, R.A.A. 1991. Degradación anaerobia de acetamida en un reactor UASB. Proyecto-Servicio Social. UAM-I. 90 pp.

Zinder, S.H. 1990. Conversion of acetic acid to methano by thermophiles. *Microbiol. Rev.* 75:125-138.

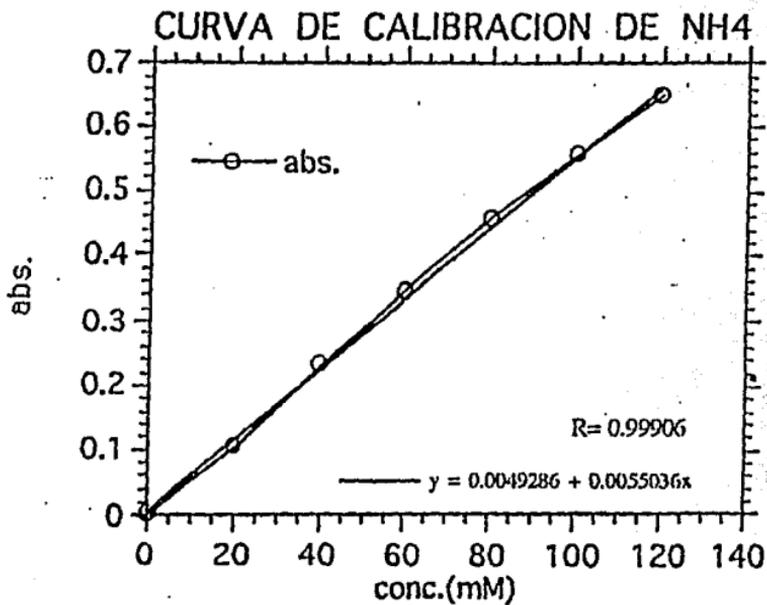
Anexo.



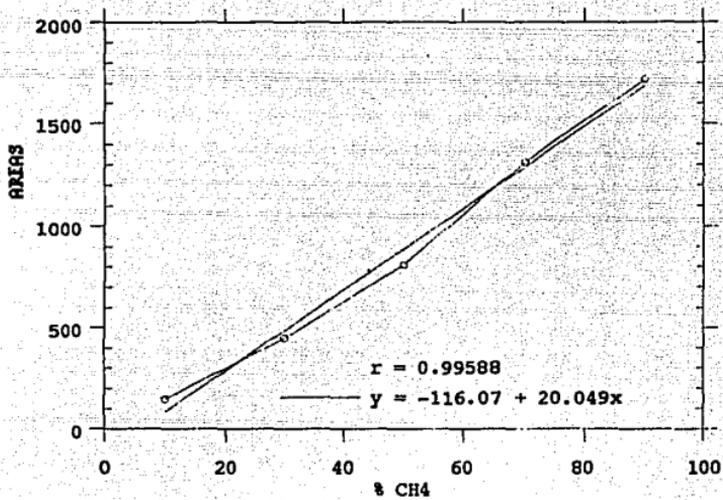
Gráfica 8. Curva de Calibración de Acetamida.



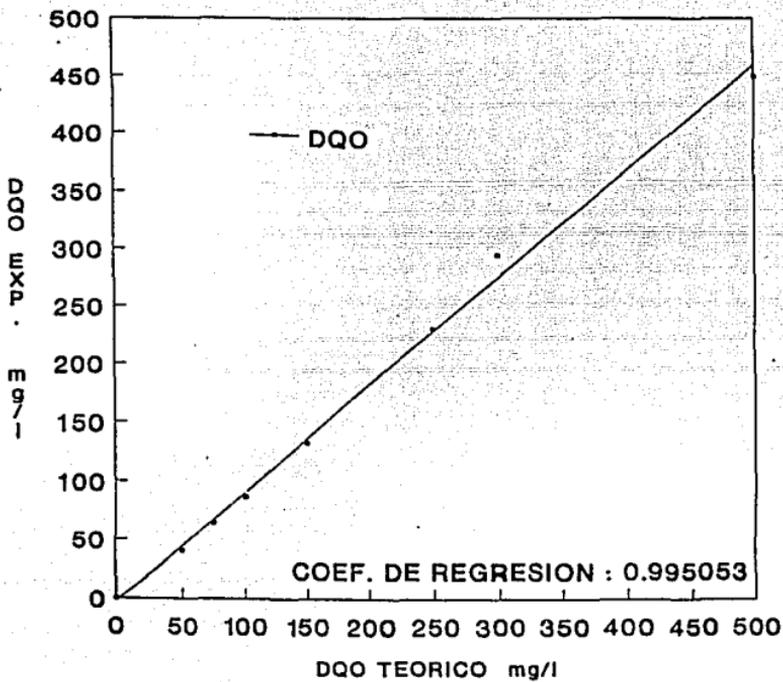
Gráfica 9. Curva de Calibración de Acetato.



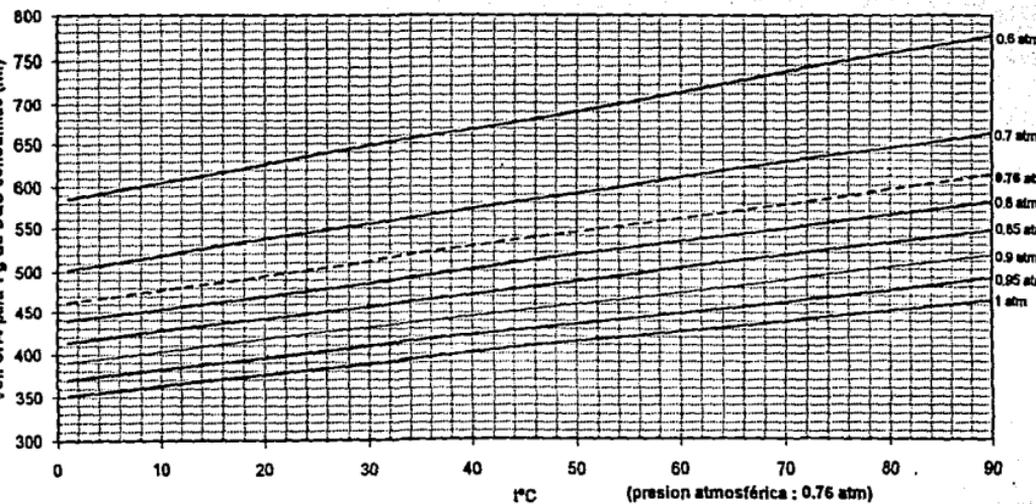
Gráfica 10. Curva de Calibración de Amonio.



Gráfica 11. Curva de Calibración de Metano CH₄.



Gráfica 12. Curva de Calibración de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).



PRODUCCION TEORICA DE METANO