

3 4 1. 5

8 7 A R



UNIVERSIDAD DEL VALLE



CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DEL CAUCA



UNIVERSIDAD AGRICOLA DE WAGENINGEN

**ARRANQUE Y OPERACION DE
SISTEMAS DE FLUJO ASCEN-
DENTE CON MANTO DE LODO**

-UASB-

Manual del Curso

Santiago de Cali - Noviembre 1987

341.5 87AR
6473



UNIVERSIDAD DEL VALLE



CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DEL CAUCA



UNIVERSIDAD AGRICOLA DE WAGENINGEN

**ARRANQUE Y OPERACION DE
SISTEMAS DE FLUJO ASCEN-
DENTE CON MANTO DE LODO**

-UASB-

Manual del Curso

ISBN: 6473

L.O.: 341.5 87AR

Santiago de Cali - Noviembre 1987

Este curso y su respectivo manual se ejecutan en desarrollo del Convenio de Cooperación Técnica establecido entre la Universidad Agrícola de Wageningen (Holanda), la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CVC) y la Universidad del Valle, con fondos de las tres Entidades y el apoyo financiero del Gobierno de Holanda.

El objetivo principal del Convenio es el de desarrollar, promover y difundir la tecnología de tratamiento de aguas residuales mediante Sistemas Anaeróbicos de Flujo Ascendente con Manto de Lodos (UASB).

AGRADECIMIENTOS

Se desea expresar especial gratitud a las siguientes personas sin cuya colaboración no habría sido posible esta publicación :

Reyes Sierra Alvarez,
Esperanza Gutierrez,
Jon Mario Iza López,
Gert v.d. Berg, de la Universidad Agrícola de Wageningen

Nestor Eduardo Tovar, de la Corporación Autónoma Regional del Cauca,
C.V.C.,

y en general a todo el personal de la Sección de Saneamiento Ambiental del Departamento de Procesos Químicos y Biológicos, Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle.

CONTENIDO

	PAGINA
A. MICROBIOLOGIA	A-1
B. PARAMETROS OPERATIVOS DEL MANTO DE LODOS ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE	B-1
C. MEDICION DE PARAMETROS	C-1
D. RELACION ALCALINIDAD-ACIDOS GRASOS VOLATILES	D-1
E. ARRANQUE Y OPERACION DE REACTORES UASB	E-1
F. DEGRADACION ANAEROBICA DE COMPUESTOS ORGANICOS	F-1
G. TOXICIDAD METANOGENICA	G-1
H. AGUAS RESIDUALES DE CAFE	H-1
I. TRATAMIENTO ANAEROBICO DE LAS VINAZAS	I-1
J. OPERACION Y MANTENIMIENTO DE UNA PLANTA UASB PARA AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS	J-1
K. AGUAS RESIDUALES DE MATADERO	K-1

A. MICROBIOLOGIA

FRANK ZEGERS
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

A. MICROBIOLOGIA

1 DESCOMPOSICIÓN ANAEROBICA DE MATERIA ORGANICA

1.1 INEFICIENCIA DE LA DESCOMPOSICION ANAEROBICA

La descomposición anaeróbica de materia orgánica involucra procesos metabólicos que son menos eficientes que el metabolismo aeróbico. Basándose en esta baja eficiencia, se pueden distinguir los ambientes microbiológicos que carecen de aire de los que sí tienen. Los organismos anaeróbicos casi siempre liberan materia orgánica rica en energía del sustrato que ilustra como estos no utilizan completamente la energía potencial que reciben. Por ejemplo, el proceso de fermentación resulta en la descomposición de azúcar a alcohol y ácido acético; o el proceso de metanogénesis resulta en la descomposición de ácido acético a metano. Estos mismos sustratos se transformarían totalmente en H_2O y CO_2 en los ambientes aeróbicos. Una consecuencia importante de la ineficiencia de las bacterias anaeróbicas es que hay menos energía disponible para el crecimiento (de las células microbiales) en el sustrato consumido. Por esto, los microorganismos anaeróbicos producen menos materia celular por unidad de sustrato consumido que los microorganismos aeróbicos. Otra consecuencia importante, es que la velocidad de crecimiento y la actividad de bacterias anaeróbicas son menores que la de las bacterias aeróbicas.

Ciertos aspectos de la ineficiencia metabólica pueden ser considerados como ventajosos para el tratamiento de aguas residuales. La baja producción de materia celular minimiza la cantidad de lodo que debe ser eliminado (una gran desventaja del tratamiento aeróbico). La liberación de productos metabólicos ricos en energía (como metano) puede ser

muy útil para minimizar los gastos de energía.

La baja velocidad de crecimiento y actividad de las bacterias anaeróbicas es una desventaja para el tratamiento de aguas residuales. La baja actividad metabólica puede compensarse manteniendo un alto nivel de lodo microbial en el reactor. La baja velocidad de crecimiento hace necesarios largos períodos de tiempo (hasta un año) y una especial atención para el primer arranque del UASB. Esta desventaja no existe si hay lodo anaeróbico adaptado de otro reactor. En cualquier caso, una dificultad asociada es el tiempo necesario para rearrancar si por algún accidente el lodo sufre deterioro.

1.2 TRANSFORMACIONES DE LA DQO-SUBSTRATO EN EL AMBIENTE ANAEROBICO

Compuestos orgánicos (DQO) que eventualmente pueden ser utilizados como sustrato en un determinado ambiente anaeróbico (DQO biodegradable = DQO_{BD}) son degradados por la combinación de la actividad de cuatro grandes tipos de bacterias anaeróbicas. Una versión simplificada del curso de la DQO_{BD} en el ambiente anaeróbico se presenta en la Figura 1. La degradación de sustratos poliméricos de plantas como celulosa, proteínas y grasas es ilustrada en esta figura.

Estos sustratos poliméricos son inicialmente hidrolizados por enzimas extracelulares. Estos compuestos son hidrolizados fuera de la célula bacteriana por ser demasiado grandes para penetrar a través de la membrana celular. Las enzimas extracelulares son producidas dentro de las bacterias fermentativas y excretadas fuera de la célula. En el exterior, estas pueden atacar los sustratos poliméricos e hidrolizarlos hasta monómeros más pequeños (azúcares, aminoácidos y grasas) que pueden atravesar fácilmente la membrana celular de las bacterias fermentativas.

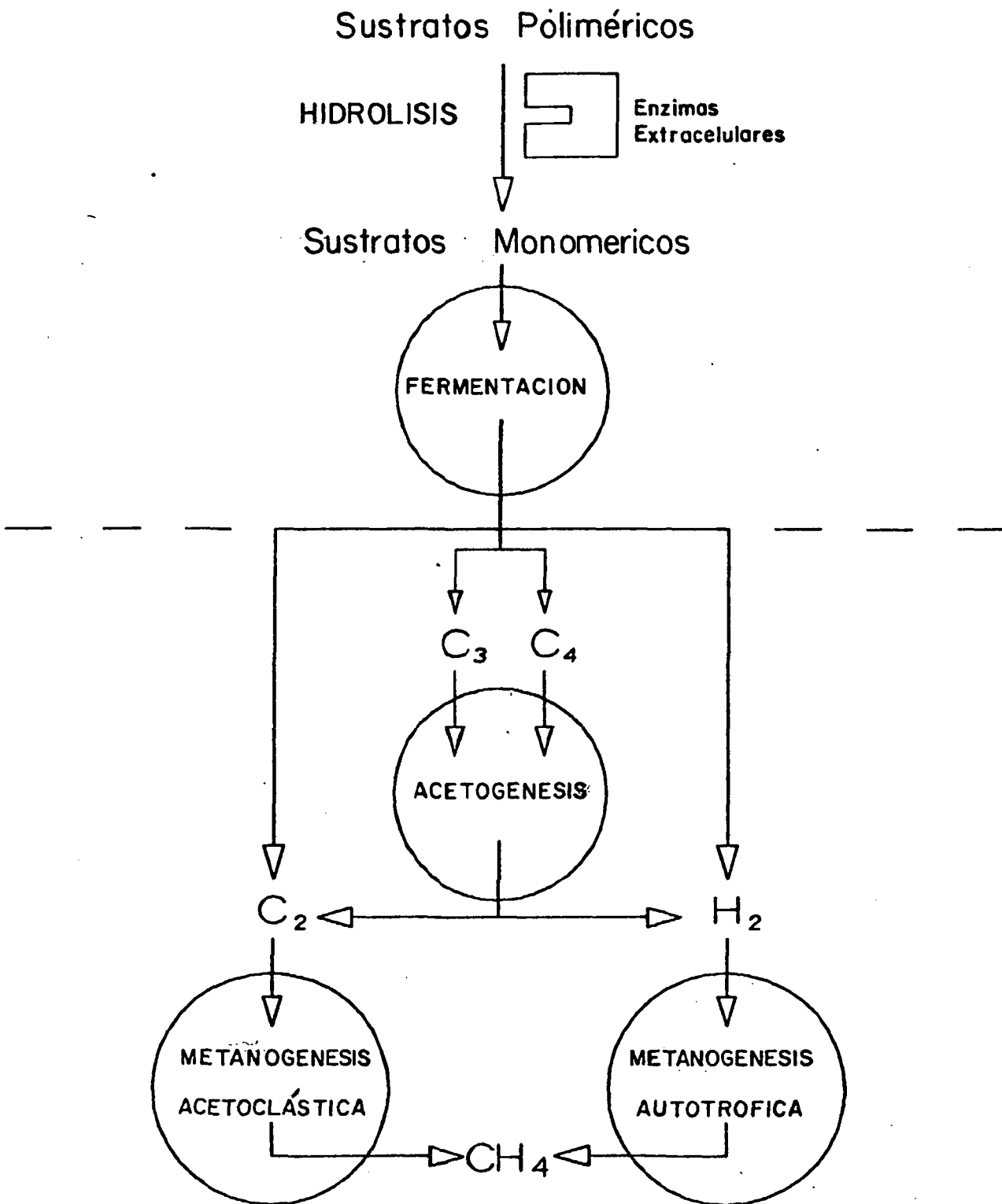


FIGURA 1 Flujo del sustrato como DQO, a través de una comunidad micro biológica anaeróbica. Los procesos encerrados en círculo ocurren dentro de las células bacteriales (intracelular). Los procesos que no están encerrados en círculos, ocurren fuera de las células (extracelular).

Las bacterias fermentativas metabolizan estos substratos monoméricos dentro de la célula. Generalmente, solo una pequeña cantidad de la energía potencial en la DQO_{BD} es utilizada para la fermentación. Una gran proporción de la DQO_{BD} consumida ($\approx 80\%$) es luego excretada fuera de la célula en forma de alcoholes, ácidos grasos volátiles (AGV) y gas hidrógeno. En el caso de un cultivo natural de bacterias (lodo y agua residual), los productos principales de la fermentación son AGV (ácidos acético, propiónico y butírico). El resultado total de la fermentación es la conversión de substratos neutros, tal como azúcares y aminoácidos, en ácidos orgánicos relativamente fuertes. Por ello, "acidificación" es también un término adecuado para denominar a la fermentación.

Al final de la fermentación, la mayoría de la DBO_{BD} se encuentra en cuatro compuestos: ácido acético (C_2); ácido propiónico (C_3); ácido butírico (C_4) y gas hidrógeno. En un ejemplo típico de degradación de azúcares y aminoácidos (66% y 34% de la DQO_{BD}), la distribución de la DQO_{BD} al final de la fermentación fue: 53% : 30% : 17% para C_2 : ($C_3 + C_4$) : H_2 (Gujer y Zehnder, 1983). Los productos finales C_3 y C_4 de la fermentación no son substratos directos de las bacterias metanogénicas. Otro grupo de organismos, denominados bacterias acetogénicas, toman C_3 o C_4 dentro de sus células. Estas bacterias oxidan (anaeróbicamente) el C_3 o C_4 hasta C_2 y H_2 , que son excretados fuera de la célula.

La DQO_{BD} degradada a C_2 y H_2 proviene en una parte de la fermentación y en otra de la acetogénesis. Estos dos compuestos son los verdaderos substratos metanogénicos. Ambos son tomados dentro de las células bacteriales metanogénicas y metabolizados a metano, que a su vez es excretado fuera de la célula. Dependiendo de la cantidad del substrato metanogénico usado, se pueden clasificar las bacterias metanogénicas en dos grupos principales: bacterias metanogénicas autótroficas (utilizan H_2); y bacterias metanogénicas acetoclásticas (utilizan C_2). En

un caso típico, 30% y 70% del metano formado se atribuye a las bacterias metanogénicas autótroficas y acetoclásticas, respectivamente.

1.3 ASOCIACIONES SINTROPICAS

Sintropia se refiere a la dependencia entre grupos de bacterias. En el ambiente anaeróbico, se presentan relaciones sintrópicas. Un ejemplo importante, es la dependencia de las bacterias acetogénicas por la metanogénesis autotrófica. La oxidación anaeróbica de C_3 y C_4 en la acetogénesis es inhibida por uno de sus productos finales, H_2 . Por esta razón, la degradación de C_3 y C_4 depende de una población metanogénica autotrófica activa que elimine el H_2 del medio. En caso de inhibición completa de la metanogénesis autótrofica, sólo el C_2 es convertido en metano ($\approx 53\%$ de la DQO fermentado), mientras el C_3 , C_4 y H_2 no son utilizados.

2 CRECIMIENTO Y ACTIVIDAD DE LAS CELULAS BACTERIALES ANAEROBICAS

2.1 PRODUCCION CELULAR

Durante el metabolismo anaerobio, parte de la DQO_{BD} es convertida en nuevo material celular de bacterias anaerobias (DQO_{cel}). Se consideran como células a la biomasa, lodo o sólidos suspendidos, ya que estos son una forma de DQO producida a partir de DQO_{BD} soluble. En la Tabla No. 1 se reportan factores de producción de lodo promedios obtenidos en la literatura para bacterias fermentativas (acidogénicas), acetogénicas y metanogénicas, así como aerobias. Los factores de producción celular se representan en términos de sólidos suspendidos volátiles (ssv) generados por unidad de DQO_{BD} consumida. La DQO_{cel} produ

TABLA 1 PARAMETROS DE CRECIMIENTO DE BACTERIAS ANAEROBICAS Y LODOS ACTIVADOS AEROBICOS (LOS VALORES SE REPORTAN A 30 Y 35°C)

TIPO DE BACTERIA	TIEMPO DE DOBLAJE días	PRODUCCION CELULAR* g SSV/g DQO	ACTIVIDAD CELULAR** g DQO/g SSV x d	K _s mM
<u>Lodos activados+</u>				
Bacterias aeróbicas	0.030	0.40	57.8	0.25
<u>Acidificación+</u>				
Bacterias fermentativas	0.125	0.14	39.6	ND
<u>Acetogénesis C₃, C₄</u>				
Bacterias acetogénicas	3.5	0.03	6.6	0.40
<u>Metanogénesis</u>				
Autotróficos H ₂	0.5	0.07	19.6	0.004
Acetoclásticas C ₂				
. Metanotrix	7.0	0.02	5.0	0.30
. Metanosarcina	1.5	0.04	11.6	5.0

* La producción celular es la producción de SSV por gramo de DQO. Este valor multiplicado 1.4 debe ser igual a DQO celular producida por unidad de DQO consumido.

** La actividad celular de los SSV de células vivientes de un cultivo puro de las bacterias indicadas, calculada teóricamente a partir del tiempo de doblaje y la producción celular.

+ Para determinar los parámetros se usó azúcar.

C₃, C₄ Para determinar los parámetros se usaron C₃ y C₄.

H₂ Sustrato usado para determinar los parámetros

C₂ Sustrato usado para determinar los parámetros

cida por unidad de DQO_{BD} consumida puede ser calculada asumiendo que un factor normal de conversión SSV_{cel} a DQO_{cel} es de $1.4 \text{ g}^{-1} DQO \text{ g}^{-1} SSV$.

Las bacterias aerobias poseen el mayor coeficiente de producción celular debido a su más eficaz uso del substrato. Generalmente un poco más de la mitad (56%) de la DQO consumida por las bacterias aerobias es transformada en materia celular. Las bacterias fermentativas tienen un coeficiente de producción menor, pero en cualquier caso, este es suficientemente alto para que una fracción significativa (20%) de la DQO_{BD} fermentada sea convertida en DQO_{cel} .

Existen importantes diferencias en coeficientes de producción celular entre los grupos de bacterias que conforman la comunidad anaerobia. Por esta razón la composición del agua residual puede ser un factor determinante de la cantidad producida de DQO_{cel} en la digestión anaeróbica. Substratos no acidificados tales como celulosa, azúcares, proteínas y aminoácidos atravesarán ambos la fermentación (acidificación) y la metanogénesis, de tal forma que aproximadamente el 22% de la DQO_{BD} consumida es convertida en DQO_{cel} en su degradación anaeróbica hasta metano. Los substratos ya acidificados, tales como AGV, sólo atraviesan la comunidad metanogénica y su degradación anaeróbica resulta en una baja producción celular metanogénica (3% de la DQO_{BD} consumida). En el caso hipotético de que la retención de células fermentativas y metanogénicas en el reactor fuera igual, el lodo anaeróbico cultivado en el reactor fuera igual, el lodo anaeróbico cultivado en substratos no acidificados tendría una concentración de bacterias metanogénicas menor que el cultivado en AGV, puesto que este último no estaría diluido con células de bacterias fermentativas.

2.2 TASA DE CRECIMIENTO

Tiempos de duplicación (días) promedios de bacterias anaeróbicas se

recogen en la Tabla No.1. El tiempo de duplicación es el tiempo necesario para que la población bacteriana se reproduzca al doble de su número inicial. La tasa de crecimiento específico es el nuevo crecimiento por unidad de tiempo expresado como fracción de la población ya existente. Puede ser calculado a partir del tiempo de duplicación de acuerdo con la siguiente relación :

$$\mu = 0.693/td$$

donde :

μ = tasa de crecimiento específico (días⁻¹)

td = tiempo de duplicación (días)

La Tabla indica que las bacterias fermentativas se reproducen a una velocidad mucho más rápida (≈ 10 a 60 veces más rápido) que las metanogénicas. La baja tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas acetoclásticas es el factor que contribuye de una forma más importante a los largos tiempos de arranque. Adicionalmente, esta baja tasa de crecimiento implica que, en reactores sin retención celular, no pueden aplicarse TRH inferiores a $2 - 10$ días. En la Tabla No. 1 se menciona que el tiempo de duplicación de las bacterias metanogénicas acetoclásticas más común es 7 días. Asumiendo condiciones óptimas para el arranque (incluida retención total del lodo), se requerirán 7 días para que la población metanogénica se duplique (igual al tiempo de duplicación de la capacidad de carga). Ya que las bacterias más necesarias poseen un tiempo de duplicación tan largo, el éxito del primer arranque de cualquier tratamiento anaeróbico (de cargas elevadas) depende casi totalmente de un crecimiento adecuado de las bacterias metánicas y de que el material celular metanogénico generado sea retenido en el reactor como lodo bacteriano.

2.3 AFINIDAD POR EL SUBSTRATO

Las tasas de crecimiento recogidas en la Tabla No. 1 han sido determinadas a elevadas concentraciones de sustrato. Sin embargo, cuando la concentración de sustrato es baja, la velocidad de transporte del sustrato al interior de las células es menor. Consecuentemente, la tasa de metabolismo y crecimiento se ven también afectadas. Los factores "Ks" en la Tabla No. 1 indican las afinidades por el sustrato de bacterias anaerobias. La Ks es la concentración de sustrato para la cual la tasa de crecimiento es el 50% de la máxima. Al disminuir la concentración Ks la afinidad por el sustrato se incrementa.

La afinidad por el sustrato tiene un papel importante en el proceso UASB ya que existe competencia ecológica entre dos bacterias metanogénicas acetoclásticas. La más común, methanothrix, presenta una tasa de crecimiento menor pero una mayor afinidad por el sustrato (menor Ks). Esta es la más común de las dos, pues durante el tratamiento el efluente se mantiene tan limpio como es posible. Normalmente esto implica que la concentración de AGV en el reactor es muy baja. La otra bacteria metánica acetoclástica, methanosarcina, posee una tasa de crecimiento muy elevada. Sin embargo, cuando la concentración de sustrato es baja, su tasa de crecimiento es menor a la de methanothrix. La methanosarcina será la bacteria dominante si en el contenido del reactor se presentan con frecuencia AGV.

2.4 ACTIVIDAD DE BACTERIAS ANAEROBICAS Y ETAPAS LIMITANTES

Las actividades de utilización de DQO_{BD} promedio de cultivos bacteriales puros se recogen en la Tabla No. 1. Estos valores se refieren a la utilización de DQO_{BD} por unidad de materia celular (SSV) viva. En la práctica el lodo no es un cultivo puro de bacterias metanogénicas. Los mejores lodos pueden tener sólo de un 25 a 50% de la actividad

citada en la Tabla No. 1. El lodo contiene bacterias fermentativas y células muertas así como materia orgánica inerte. Por otra parte, la tasa de crecimiento de las bacterias fermentativas es tan alta que el lodo de reactores de acidificación puede ser relativamente puro en bacterias fermentativas vivas. En este caso la actividad puede ser similar a las citadas en la Tabla No. 1.

Cuando la DQO_{BD} está compuesta por substratos fácilmente biodegradables, tales como azúcar o aminoácidos, la etapa limitante de la digestión anaeróbica es la metanogénesis. Las bacterias fermentativas acidifican un substrato a una velocidad 8 veces más rápida que las bacterias metanogénicas (methanotrix) consumen los AGV. Como resultado, la capacidad de utilización de DQO_{BD} total de la población metanogénica en el reactor determina la máxima carga de DQO_{BD} que puede aplicarse. Si la velocidad de carga excede la capacidad metanogénica se producirá una acumulación de AGV en el reactor, el pH disminuirá y como consecuencia los AGV pueden ser muy tóxicos.

3 INHIBICION DE LA METANOGENESIS POR LOS PRODUCTOS FINALES DE LA FERMEN TACION

3.1 TOXICIDAD DE AGV

Los AGV son tóxicos para la metanogénesis solamente en la forma no ionizada. A un pH dado, existe un equilibrio entre las formas ionizadas ($A^- + H^+$) y no ionizadas (HA). A los valores de pH generalmente deseados en el tratamiento anaeróbico (7-8), los ácidos orgánicos están mayoritariamente (> 99%) en la forma ionizada (no tóxica). Cuando el pH disminuye, los AGV están menos disociados (tóxicos). A un pH de 5, los AGV están disociados en un 50% aproximadamente. Una concentración de C_2 y C_3 en la forma no disociada de 16 y 6 mg DQO/L

respectivamente, causa un 50% de inhibición de la actividad metanogénica. En la Tabla No. 2 puede concentrarse la concentración total de AGV que corresponde a una inhibición del 50% a diferentes pH. La Tabla ilustra claramente que el pH es un factor muy importante que determina la toxicidad.

Ya que la toxicidad de AGV depende fuertemente del pH, se debe añadir la suficiente cantidad de base al agua residual para evitar que una acumulación de AGV cause una caída del pH.

4 FACTORES AMBIENTALES

4.1 pH

La presencia de AGV en la forma no ionizada hace que cuando el pH es inferior a 6.0, una severa inhibición de las bacterias metanogénicas pueda ser anticipada. Por otra parte, las bacterias fermentativas son aún activas hasta un pH de 4.5. Cuando la capacidad metanogénica está continuamente sobrecargada y no se añade la base necesaria para neutralizar los AGV presentes, el sistema de tratamiento se convertirá en un reactor de acidificación. El pH de este efluente será próximo a 4.5 - 5.0.

Se recomienda mantener el contenido del reactor en un intervalo de pH entre 7.0 y 7.5. La actividad de las bacterias metanogénicas también disminuye si el pH aumenta por encima de 7.5.

4.2 TEMPERATURA

De acuerdo con la temperatura los ambientes anaeróbicos pueden divi

TABLA 2 LA CONCENTRACION INHIBITORIA DEL 50%, PARA METANOGENESIS DE ACIDOS ORGANICOS A VARIOS VALORES DE pH

pH	CONCENTRACION INHIBITORIA DEL 50%	
	mg DQO/L *	
	ACETATO (C ₂)	PROPIONATO (C ₃)
5.0	44	13
5.5	106	30
6.0	300	80
6.5	912	241
7.0	2851	745
7.5	8976	2358
8.0	28368	7398

* Las concentraciones inhibidoras del 50% fueron calculadas basadas sobre la inhibición del ácido orgánico no ionizado y la constante de disociación de los ácidos acético, C₂, y propiónico, C₃.

dirse en tres categorías : psicrófilicos (0 a 20°C); mesófilico (20 a 40°C) y termófilico (45 a 65°C). Las bacterias que crecen en cada uno de estos intervalos de temperatura son organismos diferentes. Si el intervalo de temperatura en el reactor cambia, es necesario arrancar el reactor de nuevo. Una nueva población bacteriana tiene que ser cultivada.

Durante este seminario, nos centraremos en el intervalo mesófilico. En este rango, la actividad y el crecimiento de las bacterias disminuye en un 50% por cada 10°C de descenso por debajo de 35°C. Los parámetros de crecimiento en la Tabla No. 1 son dados de 30 a 35°C. Cambios de temperatura en el intervalo mesófilico pueden ser normalmente tolerados, pero cuando la temperatura desciende la carga también debe ser disminuída de acuerdo con el descenso de la actividad esperada. No es aconsejable aumentar la temperatura de reactores mesófilicos por encima de 42°, ya que a temperaturas más altas ocurre un rápido deterioro de las bacterias.

4.3 NUTRIENTES

La digestión anaeróbica por ser un proceso biológico requiere ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento. En defecto de estos nutrientes el crecimiento está limitado. La mayoría de las aguas residuales no presentan una deficiencia. Sin embargo, algunos afluentes producidos en la fabricación de papel, almidón y alcohol pueden ser deficientes en los micronutrientes esenciales.

En la Tabla No. 3, puede encontrarse la composición inorgánica de las bacterias metanogénicas. Estas contienen los nutrientes esenciales normales, tales como N, P y S, pero algunos micronutrientes, tales como Ni, Fe y Co, están presentes en concentraciones más altas que en otros organismos. Esto indica un requerimiento particular de estos micronutrientes por las bacterias metanogénicas.

TABLA 3 COMPOSICION ELEMENTAL DE LAS BACTERIAS DEL METANO (SCHERER, 1983)

ELEMENTO	CONCENTRACION mg/Kg células secas	ELEMENTO	CONCENTRACION mg/Kg células secas
<u>Macronutrientes</u>		<u>Micronutrientes</u>	
N	65000	Fe	1800
P	15000	Ni	100
K	10000	Co	75
S	10000	Mo	60
Ca	4000	Zn	60
Mg	3000	Mn	20
		Cu	10

Factores de conversión para bacterias del metano : g SSV x 1.4 = g DQO
 g ST x 0.825 = g DQO

**B. PARAMETROS OPERATIVOS DEL MANTO DE LODOS
ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE**

JIM FIELD
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

B. PARAMETROS OPERATIVOS DEL MANTO DE LODOS ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE

1 EL SISTEMA DE TRATAMIENTO

Una representación esquemática de un sistema UASB se ilustra en la figura 2. El UASB (Manto de lodos aneróbicos de flujo ascendente) es un tanque llenado con lodo anaeróbico el cual tiene buenas propiedades de sedimentación. La fuente de agua residual "influyente" es alimentada dentro del fondo del tanque donde se pone en contacto con el lodo. ("Contacto lodo-agua residual"). La degradación anaeróbica de los sus tratos orgánicos ocurre en el lecho del lodo, donde se produce el biogás. El flujo combinado del agua residual y el biogás, puede expandir algunos de los sólidos del lodo a la parte superior del reactor. Un "separador de tres fases" está situado en la parte superior del reactor para separar el biogás, agua y lodo.

El biogás es captado bajo una campana y conducido hacia la superficie del reactor. Algunos de los sólidos son arrastrados con el agua, hacia el sedimentador, situado encima de la campana de gas donde los sólidos sedimentan, y retornan al manto de lodos. El agua residual tratada "efluente" cae dentro de un canal situado en la parte superior del reactor, donde es descargado.

El propósito del tratamiento anaeróbico es eliminar los componentes de la DQO_{BD} del agua residual.

El evento mas importante durante la degradación anaeróbica, que contribuye al efecto del tratamiento es la conversión de la DQO del agua residual a gas metano, el cual escapa del agua residual.

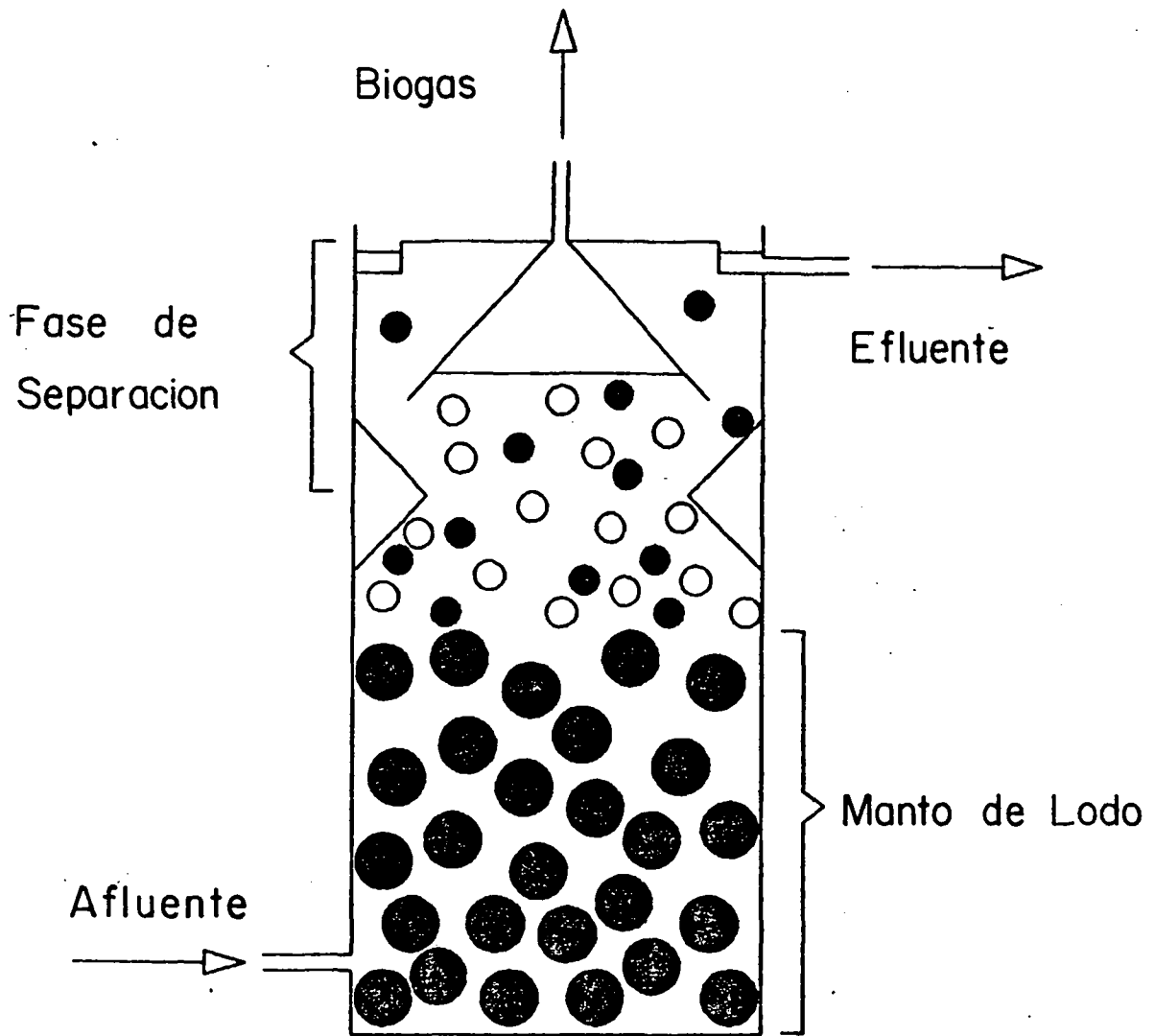


FIGURA 2 Representación esquemática de un sistema UASB. Los grandes círculos negros representan gránulos de lodo en el lecho del lodo, el manto de lodos y el sedimentador. Los círculos blancos representan el biogás.

La digestión anaeróbica de una fase, se refiere a sistemas donde ambos estados de la digestión anaeróbica, tanto de acidificación como la metanogénica ocurren en el mismo reactor. Las digestiones de dos fases, son llevadas a cabo en dos reactores separados, uno es para la acidificación y el siguiente para la metanogénesis.

La operación del reactor está basada en el monitoreo de varios parámetros. Estos parámetros están relacionados ya sea con el agua residual, el lodo, el reactor, el contacto del agua residual con el lodo y la forma como esté cargado el reactor. En este capítulo discutiremos los parámetros importantes los cuales son necesarios para la operación del sistema UASB.

2 PARAMETROS DQO DEL AGUA RESIDUAL

2.1 DQO DEL SUBSTRATO (DQO BIODEGRADABLE)

La DQO del agua residual, la cual es consumida por las bacterias anaeróbicas puede ser llamada la "DQO del sustrato". La DQO del sustrato es también llamada la DQO biodegradable, la cual fue abreviada de la manera siguiente : DQO_{BD} . La porción de la DQO total del agua residual que es biodegradable en condiciones anaeróbicas es la BIODEGRADABILIDAD del agua residual en términos de DQO. El porcentaje de biodegradabilidad ($\% DQO_{BD}$) de la DQO del agua residual es :

$$DQO_{BD}/DQO * 100$$

El agua residual está compuesta también de sustancias químicas que son fáciles, difíciles o imposibles de degradar. Compuestos fáciles de degradar son aquellos compuestos que son rápidamente fermentados por todos los lodos (adaptados o no a los compuestos). Los compuestos

difíciles de degradar (substratos complejos) no son fermentados por lodo el cual no está adaptado pero una vez que se le da tiempo al lodo para adaptarse adecuadamente a estos compuestos, entonces ocurrirá su fermentación. El período de adaptación al sustrato refleja el tiempo de crecimiento para bacterias especializadas que pueden fermentar el sustrato complejo. O también el período de adaptación es el tiempo necesario para que las bacterias existentes produzcan enzimas especiales para la fermentación (Enzimas metabólicas intracelulares) o hidrólisis (enzimas hidrolíticas extracelulares) de los sustratos complejos. Ciertos compuestos orgánicos son absolutamente imposibles de degradar biológicamente en ambientes anaeróbicos ("Compuestos Orgánicos Inertes").

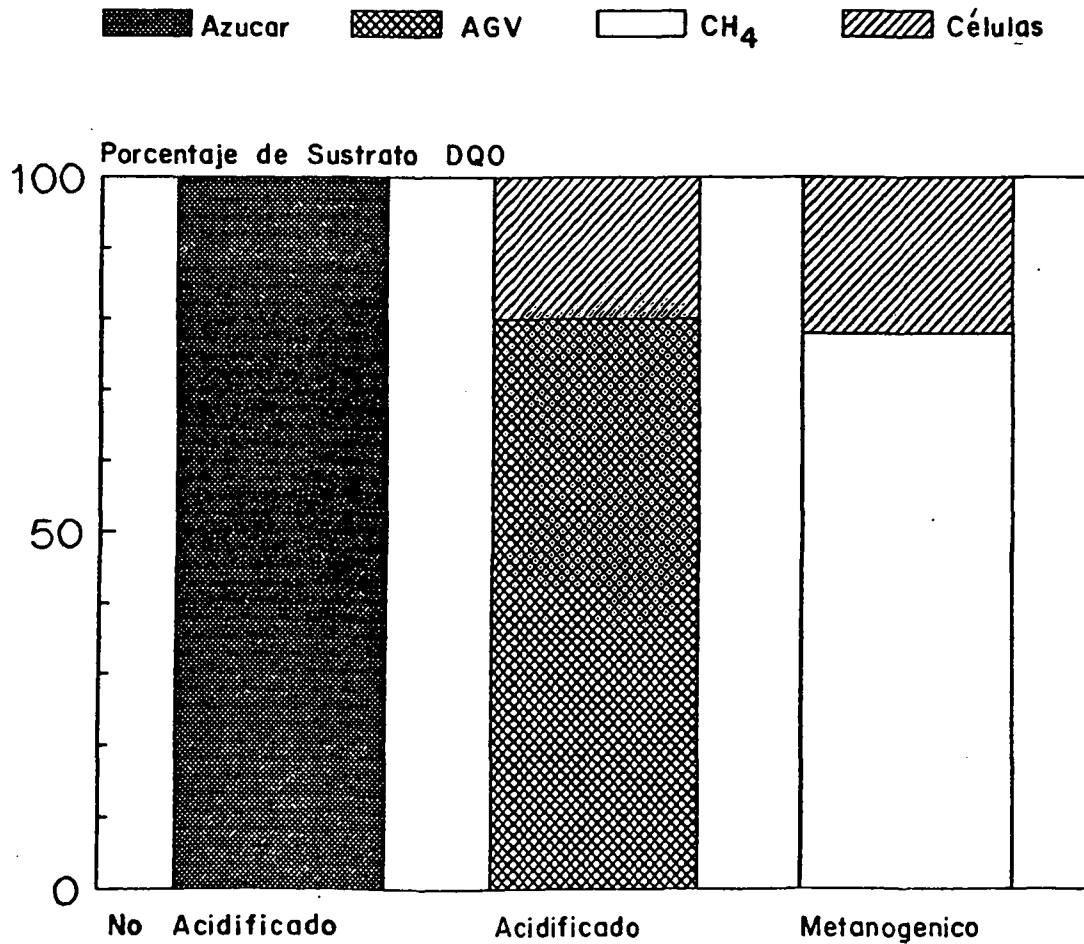
2.2 DQO ACIDIFICABLE

La DQO_{BD} de un agua residual no acidificada es el sustrato disponible a las bacterias fermentativas. Un importante hecho para recordar es que no toda la DQO_{BD} está disponible también para las bacterias del metano. El sustrato que es consumido por las bacterias fermentativas es convertido parte a células, parte a H_2 y gran cantidad a ácidos grasos volátiles (AGV). La DQO de las células no es disponible para la metanogénesis. La parte de la DQO_{BD} la cual está verdaderamente disponible a las bacterias del metano es llamada la DQO acidificable o acidificada la cual puede ser abreviada de la siguiente manera : DQO ácido. La porción de la DQO del agua residual la cual es acidificable es la parte que puede ser convertida a AGV y metano. El porcentaje de acidificación ($\% DQO_{\text{ácido}}$) de un agua residual es :

$$\left[(DQO_{CH_4} + DQO_{AGV}) / DQO \right] * 100$$

donde :

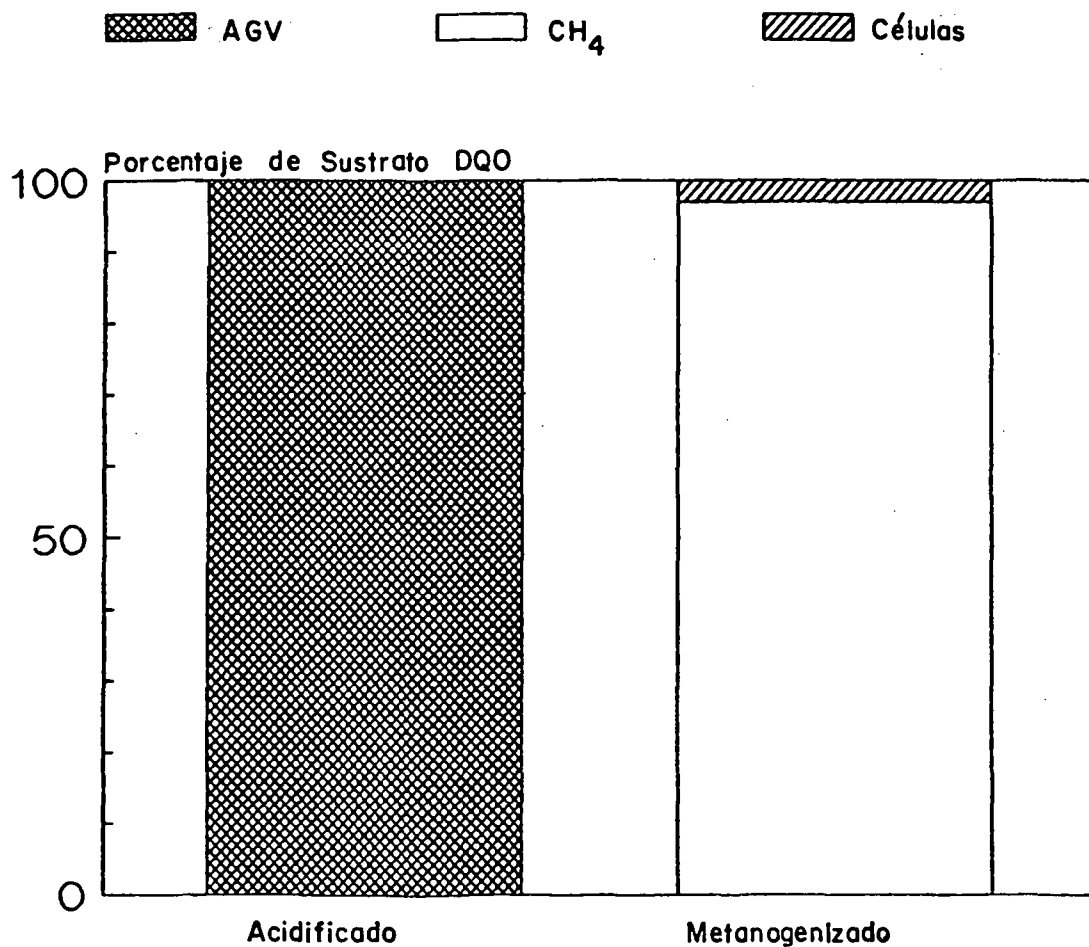
Clasificación de Sustratos como DQO



Estado de Degradación Anaeróbica

FIGURA 3 Balance de DQO del sustrato no acidificado (azucar) después de digestión anaeróbica. No acidificado = azucar; Acidificado = A.G.V. y CH₄; Metanogenizado = CH₄

Clasificación de Sustratos como DQO



Estado de Degradación Anaeróbica

FIGURA 4 Balance de DQO del sustrato acidificado (AGV), después de di gestión anaeróbica.

DQO_{CH_4} = La DQO convertida a CH_4

DQO_{AGV} = La DQO todavía presente como AGV

DQO_{total} = La DQO de agua residual

La parte de la $DQO_{ácido}$ la cual es convertida a CH_4 es la DQO metano genizada y puede ser abreviada como DQO_{CH_4} . El porcentaje de metano genización (% DQO_{CH_4}) del agua residual es :

$$\left[DQO_{CH_4} / DQO \right] * 100$$

La Figura 3 ilustra la relación entre DQO_{BD} , $DQO_{ácido}$ y DQO_{CH_4} para un sustrato no acidificado como el azúcar. La relación es calculada a partir del coeficiente promedio de producción celular encontrado en la literatura. Ver Tabla 1.

La $DQO_{ácido}$ es generalmente igual a 80% y la máxima DQO_{CH_4} es generalmente de 78% del valor de la DQO_{BD} .

La Figura 4 ilustra la relación entre DQO_{BD} , $DQO_{ácido}$ y DQO_{CH_4} para un sustrato no acidificado como AGV. La $DQO_{ácido}$ es igual a 100% y la máxima DQO_{CH_4} es generalmente 97%.

Debido a que la $DQO_{ácido}$ es cercánamente igual a la máxima DQO_{CH_4} , en la mayoría de los casos podemos asumir que la metanogenización potencial de una DQO de agua residual es aproximadamente igual al de la acidificación.

2.3 DQO RESISTENTE

La DQO de un agua residual contiene sustrato (DQO_{BD}) y puede contener

compuestos orgánicos los cuales el lodo no es capaz de fermentar, llamada la DQO biológicamente resistente. Es abreviada como DQO_{res} . La DQO_{res} puede ser substratos complejos que se han dejado de degradar porque el lodo no está adaptado todavía para su desdoblamiento o la DQO_{res} puede ser materia orgánica biológicamente inerte. La Figura 5 ilustra que solamente la parte de la DQO_{BD} de la DQO del agua residual es afectada por la digestión anaeróbica completa, a CH_4 . La DQO_{res} no es fermentada y por lo tanto permanece biológicamente inalterada en el efluente del tratamiento anaeróbico.

2.4 CLASIFICACION DE LA SOLUBILIDAD DE LA DQO DEL AGUA RESIDUAL

Ciertos componentes de la DQO del agua residual no son solubles. Adicionalmente, las células producidas por la degradación anaeróbica de la DQO_{BD} soluble, son insolubles. Por lo tanto un parámetro importante para el tratamiento anaeróbico es la solubilidad de la DQO. La Figura 6 ilustra categorías de DQO basadas en solubilidad y tamaño de partícula. Comúnmente la muestra es filtrada a través de papel filtro y la muestra filtrada contiene la DQO "filtrada" (DQO_{filt}). La porción de la muestra que no pasó a través del filtro, contiene los "Sólidos Suspendedos" DQO (DQO_{ss}). En lugar de filtración, la centrifugación (5000 rpm por 5 minutos) puede ser usada, en tal caso, la DQO en el sobrenadante corresponde a DQO_{filt} y la DQO en el sedimento corresponde a la DQO_{ss} . La fracción filtrada puede contener compuestos insolubles muy pequeños, los cuales no fueron removidos por la filtración convencional o métodos de centrifugación. Estas partículas son los compuestos coloidales que son responsables de la turbiedad. La DQO_{filt} la cual no pasa a través de un filtro de membrana es llamada la DQO "Sólido Coloidal" (DQO_{col}). La DQO. Verdaderamente "Soluble" (DQO_{sol}), es la DQO que puede pasar a través de un filtro de membrana. La DQO que no es verdaderamente soluble es la "Insoluble"

Clasificación de Agua Residual como DQO

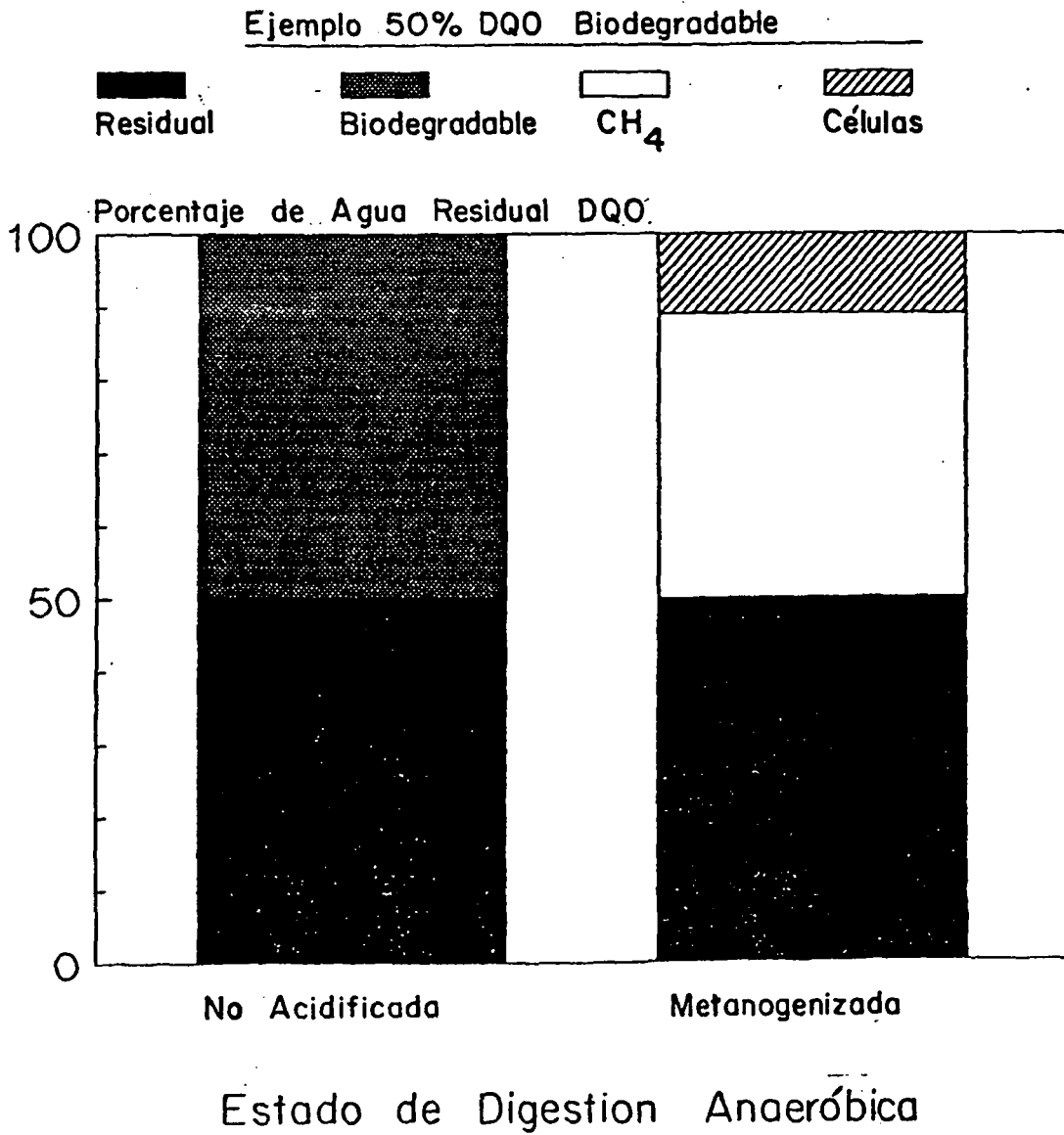


FIGURA 5 Balance de DQO de un agua residual con DQO biodegradable y DQO resistente.

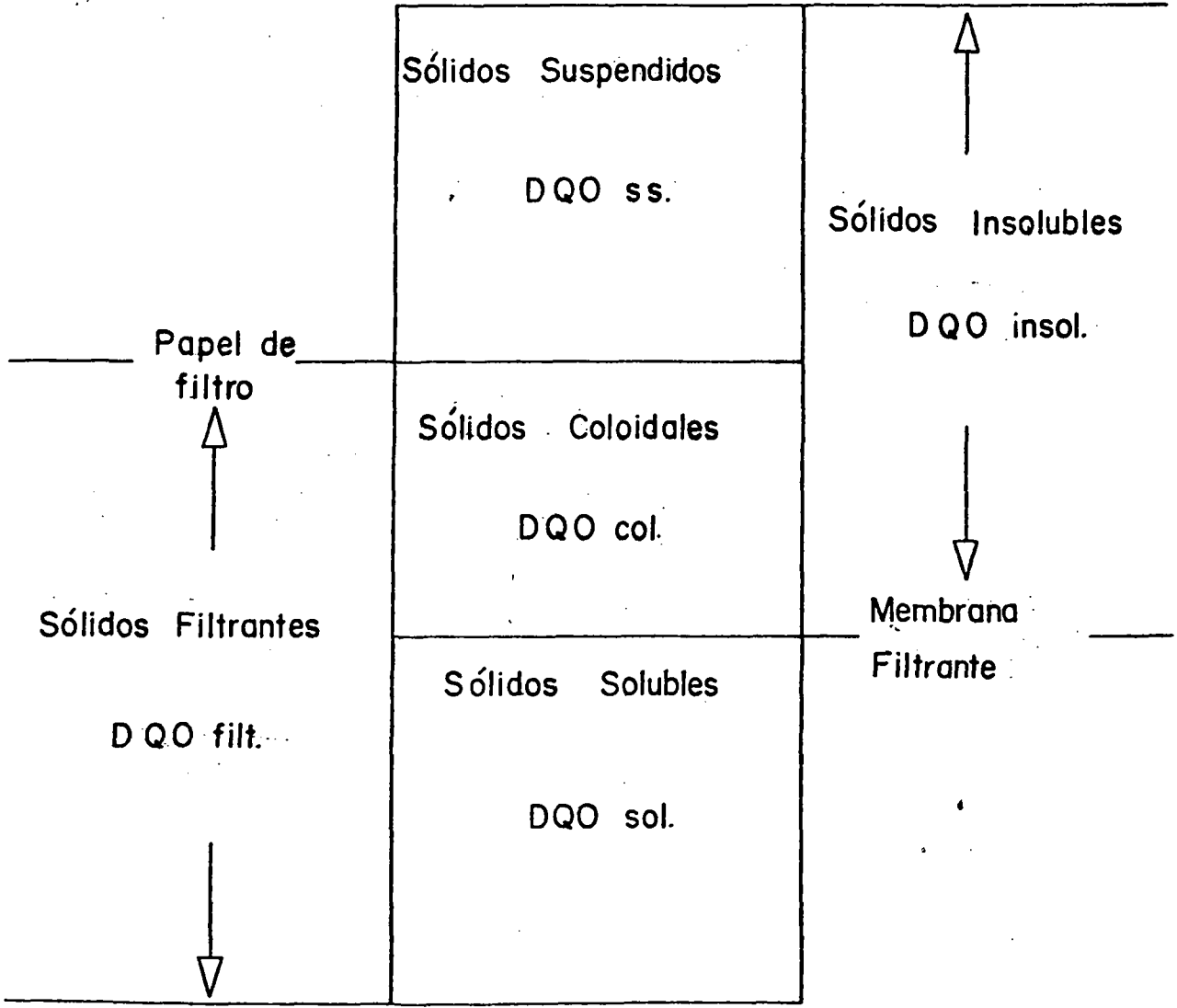


FIGURA 6 Clasificación de la DQO basada sobre solubilidad y filtración.

(DQO_{insol}). La DQO_{insol} es la suma de DQO_{ss} y DQO_{col} .

2.5 DQO HIDROLIZABLE

Ciertas aguas residuales contienen sustratos poliméricos lo cual significa que estos sustratos serán primero hidrolizados a sustratos monoméricos antes que ellos sean fermentados.

La DQO polimérica que puede ser hidrolizada durante la digestión anaeróbica es la "DQO hidrolizable". La DQO de agua residual que está presente como (o convertida a) formas no poliméricas en una fase dada de la digestión anaeróbica es llamada la "DQO hidrolizada" (DQO_{hidr}).

En algunos casos la DQO polimérica viene de los sólidos suspendidos insolubles o coloides. Cuando los sólidos insolubles son hidrolizados, entonces se convierten a compuestos monoméricos solubles.

La transformación de compuestos insolubles a compuestos solubles, por hidrólisis, es llamada "liquidación". Si los únicos compuestos poliméricos en el agua residual son los insolubles, entonces la liquidación es igual a la hidrólisis. El porcentaje de hidrólisis ($\% DQO_{hidr}$) a la DQO insoluble es :

$$\left[(DQO_{sol} + DQO_{cel} + DQO_{CH_4}) / DQO_{insol} \right] * 100$$

donde :

$$DQO_{sol} = DQO_{sol} \text{ (incluyendo AGV)}$$

$$DQO_{cel} = \text{Células producidas por acidificación}$$

DQO_{CH_4} = Metano producido

DQO_{insol} = Sólido insoluble del substrato DQO

3 ELIMINACION DE LA DQO DURANTE EL TRATAMIENTO ANAEROBICO

3.1 ELIMINACION BIOLÓGICA DEL DQO SOLUBLE

La eliminación de la DQO se refiere a la diferencia en la DQO del influente (DQO del influente) y la DQO del efluente (DQO_{efl}) de un sistema de tratamiento anaeróbico. El porcentaje de DQO eliminado o removido (% DQO elim) es :

$$\left[(DQO_{infl} - DQO_{efl}) / DQO_{infl} \right] * 100$$

donde DQO del infl y efl están en unidades de concentración.

Un punto importante de recordar es que la remoción de la DQO de una DQO_{BD} soluble es reportada de dos maneras ya sea con las muestras del efluente, no filtradas, (indicada por la ecuación anterior) o filtrada (% de remoción de DQO_{filt}) como se indica enseguida.

$$\left[(DQO_{infl} - efl DQO_{filt}) / DQO_{infl} \right] * 100$$

La Figura 7 ilustra la relación entre DQO de eliminación y la DQO presente al comienzo y al final del tratamiento anaeróbico.

Generalmente, es mas significativo medir la DQO del efluente filtrado. El porcentaje de remoción de la DQO_{filt} es la remoción de la DQO soluble del agua residual.

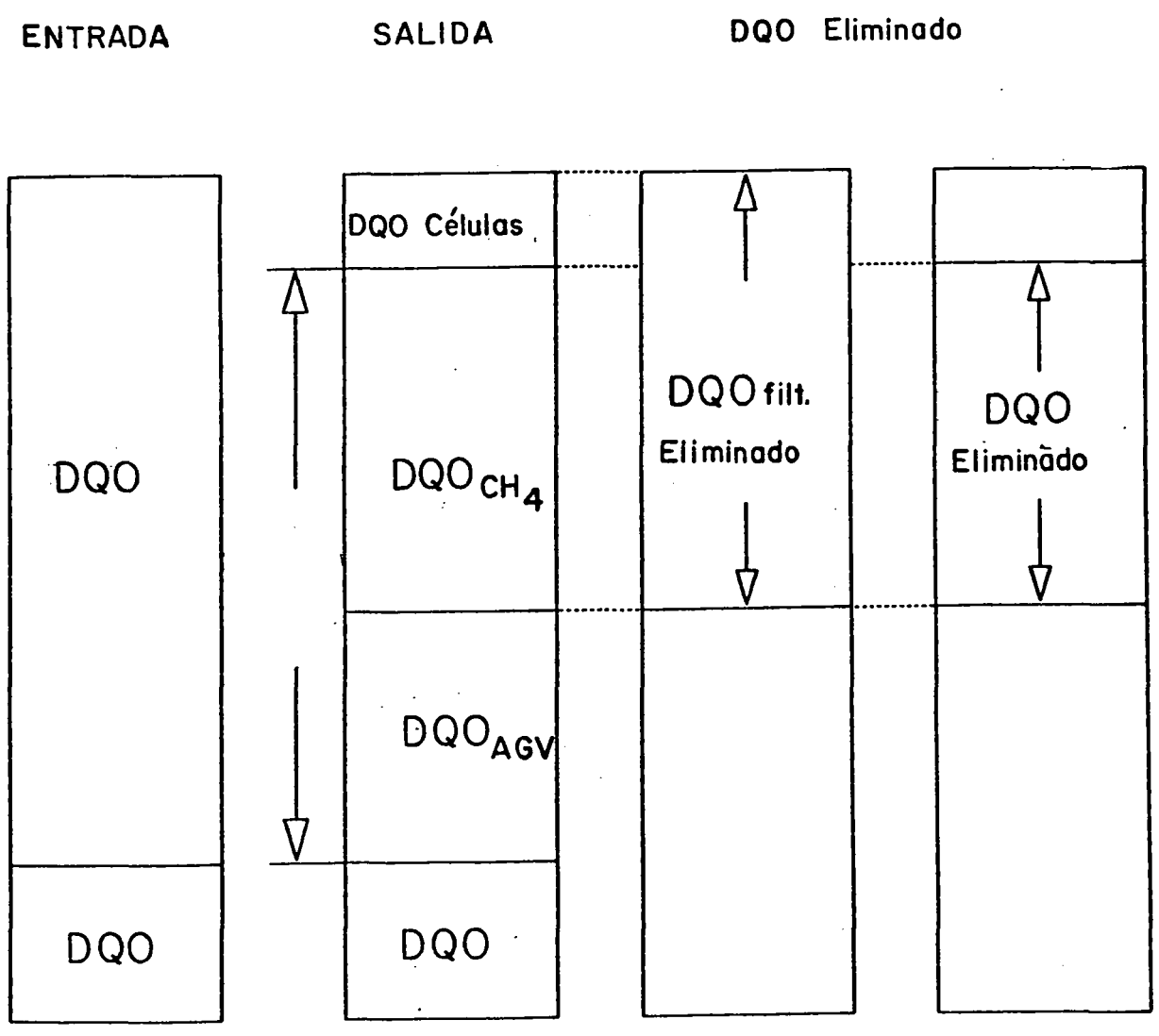


FIGURA 7 Correlación de la DQO biológicamente eliminada y el balance de DQO del sustrato no acidificado, después de digestión anaeróbica. DQO_{filt} eliminada = DQO eliminada, usando una muestra filtrada del efluente; DQO eliminada = DQO eliminada, usando una muestra del efluente sin filtrar.

Si la DQO del influente del agua residual no es acidificada entonces el porcentaje de eliminación de la DQO_{filt} será siempre mas grande que el porcentaje de DQO_{CH_4} , debido a la producción de células durante la acidificación. El porcentaje de la DQO_{cel} por unidad de DQO_{BD} consumido, puede ser calculado de la manera siguiente :

$$\left[\frac{(\% \text{ remoción de la } DQO_{filt} - \% DQO_{CH_4})}{(DQO_{filt} + \% DQO_{AGV})} \right] * 100$$

donde :

$\% DQO_{CH_4}$ se refiere a porcentaje de la DQO del agua residual transformada a CH_4 .

$\% DQO_{AGV}$ es el porcentaje de la concentración del influente de la DQO del agua residual que está presente como AGV en el efluente.

Cuando la DQO_{BD} del influente se encuentra ya acidificada, el porcentaje de remoción de la DQO_{filt} es aproximadamente igual al $\%$ de DQO_{CH_4} debido a la muy baja producción de células de metanogénesis, Por lo tanto la producción celular que se calcula debe ser aproximadamente cero. Solamente con medidas muy precisas podría ser posible detectar la baja producción celular (3%).

3.2 ELIMINACION BIOLOGICA DE LA DQO INSOLUBLE

Para evaluar la remoción de la DQO insoluble del agua residual, es necesario evaluar la eliminación de la DQO no filtrada. La DQO remanente no degradada no puede ser diferenciada del lodo o los sólidos bacteriales dispersos.

3.3 ELIMINACION NO BIOLÓGICA DE LA DQO INSOLUBLE

La eliminación de la DQO podría resultar de los procesos no biológicos los cuales causan solubilidad de la DQO del agua residual para ser incorporado en el lodo o fracción DQO_{ss} del efluente. En estos casos, el porcentaje de eliminación de la DQO_{filt} incluirán la DQO eliminada por insolubilización no biológica. Dos tipos de procesos contribuyen a la insolubilización no biológica de la DQO soluble del agua residual.

1. Precipitación
2. Adsorción

La precipitación usualmente ocurre como un resultado de un cambio de pH o adición de calcio para controlar el pH. Los "precipitados" o "flóculos" formados podrían sedimentar y llegar a ser parte del lodo o salen con el efluente, como DQO_{ss} .

Los siguientes son algunos ejemplos típicos de reacciones de precipitación que ocurren :

1. Lignina (bajar el pH por debajo de 9 o añadir calcio).
2. Grasa (bajar el pH por debajo de 8 o añadir calcio).
3. Algunas proteínas (bajando el pH por debajo de 6).
4. Ácidos húmicos (bajando el pH por debajo de 5 o añadiendo calcio).
5. Pectina (añadiendo calcio).
6. Proteína mas taninos (forma flóculos de tanino-proteínas)

La adsorción es una reacción donde la DQO del agua residual soluble es adsorbido sobre la superficie del lodo que existe previamente. El

ejemplo mas importante en la práctica es la adsorción de grasa en el lodo bacterial.

Procesos no biológicos de eliminación de DQO son también importantes cuando la DQO del influente es insoluble. La DQO_{insol} del influente podría ser atrapados en el lodo, ya sea porque el manto de lodo actúa como un filtro o porque las partículas del influente tienen buenas propiedades de sedimentación.

Los varios procesos que contribuyen a la acumulación de componentes de DQO insolubles del influente en el agua residual pueden afectar negativamente al sistema UASB. Un exceso de lodo no bacterial podría causar mucha dilución de la población de bacterias del metano en el lodo. Consecuentemente, el lodo del reactor, eventualmente disminuirá en actividad metanogénica y la capacidad metanogénica se reducirá cuando el exceso de acumulación de sólidos, tenga que ser desechado del reactor.

Hasta cierto punto la presencia de sólidos suspendidos (ss) en el influente del UASB puede ser tolerada. La liquefacción de los SS del influente debe ser determinada. La fracción la cual puede ser hidrolizada puede ser tratada por el UASB. La fracción del SS la cual es resistente a hidrólisis después de un mes de digestión anaeróbica es llamada "Sólidos Suspendidos". Acumulativos. La carga máxima factible de sólidos suspendidos de acumulación de un sistema UASB es $1 \text{ g SS L}^{-1} \text{ D}^{-1}$.

4. PARAMETROS DE NITROGENO

Muchas de las aguas residuales agrícolas e industriales son ricas en materia orgánica que contiene nitrógeno. Estas aguas residuales, usualmente contienen N solamente en forma orgánica (N-Organ) como proteínas y aminoácidos. El N-org. es degradado durante la digestión y el nitrógeno

es liberado en forma inorgánica. (N-NH_4^+). Esta transformación es llamada "mineralización". El grado de mineralización, puede ser estudiado midiendo el nitrógeno total (NTK) y el N-NH_4^+ de ambos, tanto el influente como el efluente. El N-org. puede ser calculado por la diferencia en la NTK determinada y la concentración de N-NH_4^+ . (Ver Figura 8). El porcentaje de mineralización de la muestra NTK puede ser calculado así :

$$\left[\frac{\text{N-NH}_4^+}{\text{NTK}} \right] * 100$$

La Figura 9 ilustra el balance de nitrógeno de un agua residual el cual contiene solamente proteínas biodegradables. En este ejemplo hipotético, la degradación anaeróbica de esta agua residual, debe resultar en una degradación completa de las proteínas y el N-org. debe ser completamente mineralizado. La mayor parte del influente original N-org. debe estar presente como N-NH_4^+ y un pequeño porcentaje (65%) debe ser usado en la producción celular.

Hay tres razones para vigilar la concentración de N del influente y efluente.

- 1) N-NH_4^+ es un nutriente importante para el crecimiento bacterial.
- 2) N-NH_4^+ puede causar toxicidad a las bacterias metanogénicas.
- 3) N-NH_4^+ puede neutralizar los AGV.

Estos parámetros de N dependen de la concentración de N-NH_4^+ del influente pero la concentración en el efluente, la cual representa la concentración en el reactor. Por lo tanto es importante entender de manera completa hasta que grado el N-org en el influente es mineralizado durante el tratamiento anaeróbico.

La concentración de proteína cruda puede ser calculada de la concentración de N-org. asumiendo que el N-org. está compuesto en su mayoría

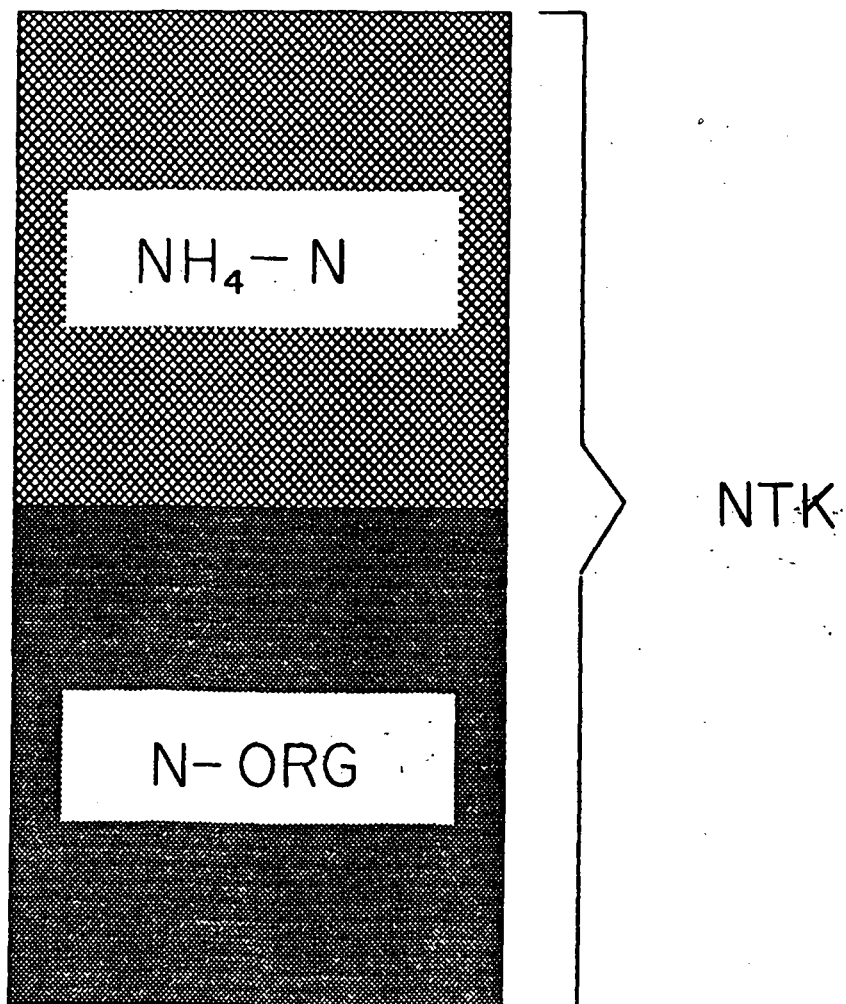
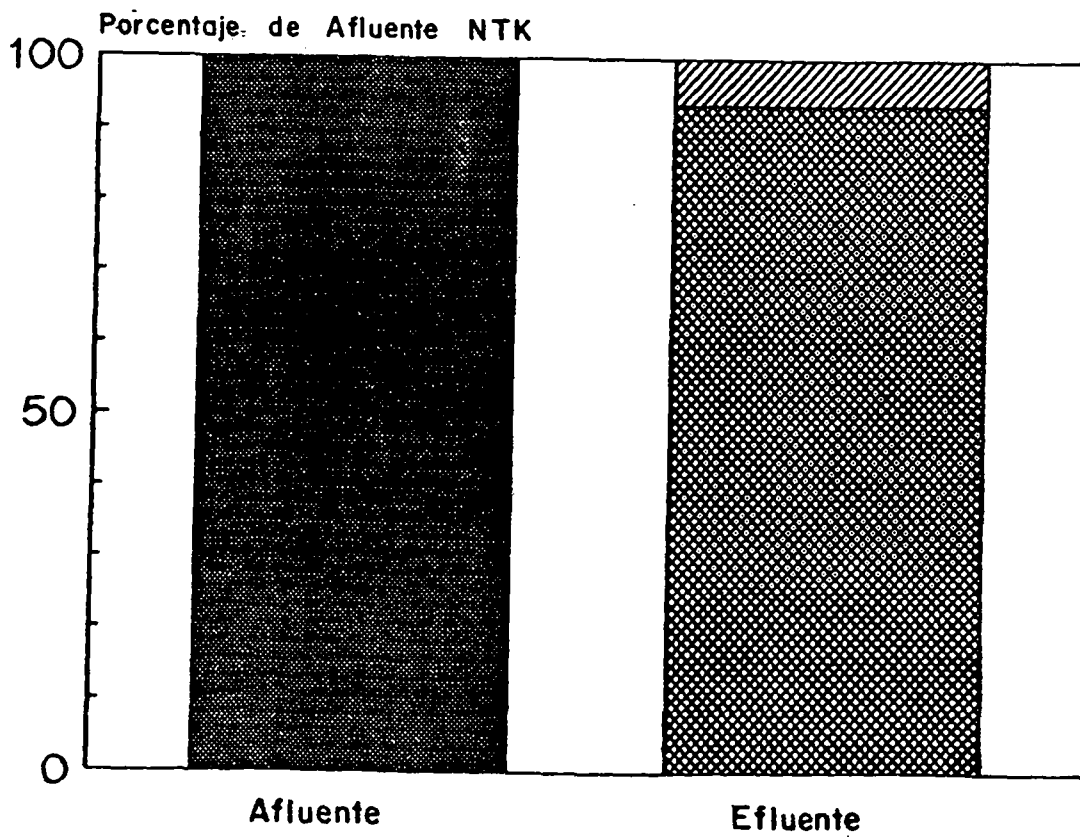


FIGURA 8 Formas de nitrógeno (N) en el ambiente anaeróbico que pueden contribuir a la medida del nitrógeno total por el método del Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK).

Mineralización de Nitrógeno Protéico

■ N_{org} ▨ N_{NH_4} ▩ $N_{Celular}$



Estado de Degradación Anaeróbica

FIGURA 9 Balance de nitrógeno de un sustrato proteico, el cual es completamente mineralizado por digestión anaeróbica.

por proteínas y aminoácidos. La concentración de proteína cruda puede calcularse de acuerdo con los siguientes factores :

$$\text{Proteína (g L}^{-1}\text{)} = \text{N-org. (g L}^{-1}\text{)} * 6.25$$

$$\text{Proteína (g DQO L}^{-1}\text{)} = \text{N-org. (g L}^{-1}\text{)} * 8.75$$

5 REQUERIMIENTOS DE NUTRIENTES

5.1 CALCULO DE LOS REQUERIMIENTOS MINIMOS DE NUTRIENTES

Los requerimientos de nutrientes mínimos necesitados para el crecimiento anaeróbico de las bacterias depende de la concentración de DQO_{BD} del agua residual. La concentración de nutrientes, requerida puede calcularse de acuerdo con la siguiente ecuación :

$$\text{DQO}_{\text{BD}} * Y * \text{NUTR}_{\text{bact}} * 1.14 = \text{NUTR}_{\text{requer.}}$$

donde :

$$\text{DQO}_{\text{BD}} = \text{DQO}_{\text{BD}} \text{ concentración del influente (mg DQO L}^{-1}\text{)}$$

$$Y = \text{Coeficiente de producción celular (g SSV g}^{-1} \text{ DQO consumido).}$$

$$\text{NUTR}_{\text{bacteria}} = \text{Concentración de nutrientes en las células bacteriales (g nutrientes g}^{-1} \text{ de bacteria).}$$

$$1.14 = \text{SST asumido : SSV asumida para células bacteriales.}$$

$$\text{NUTR}_{\text{requerido}} = \text{Concentración de nutrientes mínimos requeridos en el influente (mg L}^{-1}\text{).}$$

Los coeficientes de producción celular para ser usados, dependen de si el agua residual ha sido o no ha sido acidificada. Para aguas residuales las cuales no son acidificadas, un valor de 0.15 debe usarse para Y. Para aguas residuales que están ya acidificadas un valor igual a 0.03 debe usarse para Y.

La concentración $NUTR_{bacteria}$ está disponible en la Tabla 3. Los valores en la Tabla están en unidades de $mg\ Kg^{-1}$ (* 10^{-6} para $g\ g^{-1}$). La concentración de nutrientes en el influente debe ajustarse a un valor igual a dos veces la concentración mínima de nutrientes requerida para asegurar que hay un pequeño exceso en los nutrientes necesarios.

6 TOXICIDAD DEL AGUA RESIDUAL

Un parámetro importante del agua residual es la presencia de compuestos tóxicos. Generalmente estamos más interesados en los compuestos que inhibirán las bacterias metanogénicas. El agua residual puede contener un conocido inhibidor de metanogénesis para lo cual, la información relacionada con el grado esperado de inhibición, está ya disponible. En otros casos, podría ser necesario evaluar la determinada toxicidad de un agua residual como se esboza en la sección C 3.3.

7 LODO

7.1 ACTIVIDAD DEL LODO

La "actividad metanogénica específica" del lodo es la cantidad de sustrato convertido a metano por unidad de lodo, por unidad de tiempo. Usualmente las unidades son :

$$\text{g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV Lodo d}^{-1}$$

La máxima actividad metanogénica específica es la actividad bajo condiciones ideales (temperatura, pH, una adecuada concentración de nutrientes y sustrato, perfecto contacto sustrato - lodo). La Tabla 4, contiene algunos valores típicos para la actividad específica máxima de lodos anaeróbicos obtenidos de varias fuentes. La actividad específica del lodo, es de importancia crítica para la inoculación del UASB.

7.2 CONCENTRACION DE LODOS

La concentración de lodos es un factor muy importante porque estamos interesados en la cantidad total de actividad metanogénica que está presente en el reactor. La cantidad total de actividad metanogénica o "capacidad metanogénica de un reactor es :

$$\text{SSV} * \text{ACT}$$

donde :

SSV = cantidad de lodo en el reactor g SSV

ACT = Actividad metanogénica específica

$$\text{g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$$

7.3 AGREGADO DE PARTICULAS EN EL LODO

Tres categorías generales de lodo, pueden reconocerse basados en el grado en el cual las partículas de lodo se agregan :

TABLA 4 ACTIVIDAD METANOGENICA ESPECIFICA APROXIMADA Y CONCENTRACION DE SSV DE LODOS ANAEROBICOS DE VARIAS FUENTES

FUENTE (O TIPO)	ACTIVIDAD METANOGENICA ESPECIFICA ⁺	CONCENTRACION ⁺⁺
	g DQO/ g SSV x d	g SSV/L
Lodo granular	0.500 a 1.500	70 a 120
Lodo de reactor *	0.400 a 1.200	ND
Lodo de A.R.D. digestadas	0.020 a 0.200	15 a 40
Estiercol digestado	0.020 a 0.080	20 a 80
Lodo de tanque séptico	0.010 a 0.070	10 a 50
Laguna anaeróbica (café) **	0.030	30
Estiercol de porcino fresco	0.001 a 0.020	30 a 140
Zanja de lodo ***	0.002 a 0.005	20 a 50

++ Concentración del lodo-semilla (antes de diluirlo en el reactor)

* Capa biológica de filtros anaeróbicos y reactores de lecho fluidizado

** Basadas sobre mediciones hechas en un lodo de laguna de una finca de café en Nicaragua (Wasser, 1986)

+ Se asume una temperatura de 30°C

*** Si es usado para semilla de reactor, tratar de separar la arena de este lodo.

- 1) "Lodo Dispersado" - No hay agregado de partículas del lodo, pobres propiedades de sedimentación.
- 2) "Lodo Floculento" - Agregado en flóculos sueltos propiedades intermedias de sedimentación.
- 3) "Lodo Granular" - Agregado en gránulos compactos. Excelentes propiedades de sedimentación.

Los lodos granulares de buena calidad, deben tener velocidades de sedimentación, cerca de $60 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ porque son agregados compactos de 0.5 a 3 m.m. de diámetro (ZEGERS, 1987). Los lodos floculentos tienen velocidades de sedimentación de cerca de $2 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ y los lodos dispersos tienen velocidades de sedimentación de $0.05 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ a $0.2 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$.

7.4 RETENCION DE LODO Y LAVADO

Un parámetro crítico del UASB es que el lodo bacteriano debe ser retenido dentro del reactor. Lo más importante es que las bacterias metanogénicas permanecen dentro del reactor en el lodo del reactor retenido. Para evaluar la retención del lodo dentro del reactor podemos controlar el efluente para la presencia de lodo. La concentración del lodo del efluente de una DQO de un agua residual soluble tratada por UASB puede ser evaluado midiendo la concentración de DQO_{SS} o la $\text{DQO}_{\text{insol}}$. La concentración de DQO_{SS} del efluente es :

$$\text{DQO}_{\text{SS}} \text{ del efl.} = \text{DQO del efl.} - \text{DQO}_{\text{filt}} \text{ del efluente}$$

donde :

$$\text{DQO del efluente} = \text{La concentración de DQO no filtrado del efluente.}$$

DQO_{filt} del efluente = La concentración de la DQO filtrada del efluente.

DQO_{SS} del efluente = Aproximadamente la concentración de la DQO del lodo del fluente ($DQO_{SS} / 1.4 = SSV$).

La medida del lodo en el efluente debe ser hecha con una muestra compuesta, de numerosas sub-muestras y recolectada a intervalos durante el período de interés. La concentración del lodo en el efluente fluctúa en cortos períodos de tiempo, de manera que una muestra única, recolectada en un momento dado en el tiempo, no es suficientemente representativa. Si usted puede medir DQO_{SS} en el efluente, el lodo bacteriano está saliendo ("lavado") del reactor. La concentración de DQO_{SS} medida en el efluente puede ser mayor, menor o aproximadamente igual a la cantidad teórica de $DQO_{cel.}$ esperado, basados en el grado en el cual la DQO_{BD} es consumida ("sección B 3.1"). La Tabla 5 tiene algunas guías para determinar si hay una ganancia neta o pérdida de lodo. Una ganancia neta significa que el nuevo crecimiento bacteriano es retenido dentro del reactor y la concentración del lodo bacteriano, en el reactor, está incrementándose. Una pérdida neta significa que la tasa de lavado excede la tasa de crecimiento y que la concentración del lodo en el reactor está descendiendo.

La retención del lodo es también evaluada por la medición directa de la concentración del lodo dentro del reactor. Generalmente, el reactor es muestreado a diferentes alturas y la concentración SSV se mide. La concentración del lodo se representa en un gráfico versus altura de reactor para producir un "perfil del lodo". La cantidad total del lodo en el reactor puede ser calculada a partir del perfil del lodo (ver sección C 4). Los perfiles del lodo pueden ser hechos de tiempo en tiempo para evaluar el progreso de la retención del lodo en el reactor.

TABLA 5 CALCULO DE LA GANANCIA O PERDIDA NETA DE LODO EN EL REACTOR. BASADOS EN LAS CONCENTRACIONES DE DQO_{Afl} , $DQO_{Efl\ filtrada}$, $DQO_{Efl\ AGV}$ Y $DQO_{Efl\ SS}$. (ESTE CALCULO ASUME QUE TODA LA DQO EN EL AFLUENTE ES SOLUBLE)

AGUA RESIDUAL NO ACIDIFICADA

$$\frac{(DQO_{Efl\ SS})}{(DQO_{Afl} - DQO_{Efl\ filtrada} + DQO_{AGV})}$$

> 0.1 a 0.30 = El arrastre de lodo es mayor que el crecimiento del lodo (pérdida)

< 0.1 a 0.30 = El arrastre de lodo es menor que el crecimiento (ganancia)

AGUA RESIDUAL ACIDIFICADA

$$\frac{(DQO_{Efl\ SS})}{(DQO_{Afl} - DQO_{Efl\ filtrada})}$$

> 0.03 a 0.05 = El arrastre del lodo es mayor que el crecimiento del lodo (pérdida)

< 0.03 a 0.05 = El arrastre del lodo es menor que el crecimiento (ganancia)

8 LA CARGA HIDRAULICA

La "Carga Hidráulica" de un reactor es el volumen de influente añadido por unidad del volumen del reactor por día. Mas a menudo, en vez de hablar acerca de la carga hidráulica, nosotros hablamos acerca de "tiempo de retención hidráulica" (TRH). Este es realmente el mismo parámetro pero es expresado como el tiempo (en horas o días). El volumen del reactor es cargado por un volumen del influente.

La carga hidráulica del reactor es muy importante porque estamos interesados en controlar el lavado del lodo proveniente del reactor. La velocidad del líquido a través del reactor es llamada la "Velocidad de Flujo Superficial".

Es el volumen (m^3) del líquido que pasa a través de un área (m^2) perpendicular al flujo por unidad de tiempo (h). Las unidades son expresadas como mh^{-1} . Para prevenir el lavado del lodo, son recomendadas algunas tasas superficiales máximas tolerables. Las máximas tasas recomendadas (Tabla 6) se refieren a la velocidad de flujo superficial a través de "La sección de área transversal mínima" (marcada MA en la Figura 10) el cual es el punto mas estrecho del reactor, localizado al fondo del sedimentador.

9 MEZCLADO Y CONTACTO. LODO - AGUA RESIDUAL

9.1 MODELOS DE MEZCLA LIQUIDA

La mezcla del agua residual en la fase líquida, dentro del reactor es extremadamente crítica al Proceso UASB por varias razones :

- 1) Contacto del líquido con todo el lodo .
- 2) Dilución de los AGV.

TABLA 6 ALGUNOS PARAMETROS DE DISEÑO RECOMENDADOS PARA REACTORES UASB (VER FIGURA 10)

Máxima tasa superficial de flujo hidráulico, recomendada a través del área mínima transversal (MA) en el fondo del sedimentador

- Lodo dispersado * = 0.25 m/h
- Lodo floculento = 1-2 m/h
- Lodo granular = 5 m/h

Mínima tasa hidráulica superficial de flujo recomendada a través del área de la sección transversal del reactor (A) para que el proceso de granulación ocurra ** = 0.125 m/h

Máxima tasa hidráulica superficial de flujo tolerable a través de la mínima abertura del punto de alimentación del afluyente = 6 m/s

Número recomendado de puntos de alimentación del afluyente = $1/m^2$

Mínimo traslape entre el baffle y el casquete de gas (TL) = 0.15 m

Altura del sello de agua (H) debe ser menor que la distancia de la interfase aire-líquido al borde del casquete de gas (B)

Máxima altura del reactor = 6 m

Relación entre el volumen del reactor y el volumen del separador de 3a. fase = 3:1

Angulo recomendado (desde la horizontal) para el sedimentador y baffles : 45° a 50°

El canal debe estar perfectamente plano

* Generalmente el arrastre de los lodos dispersos se considera deseable para promover la formación de lodo floculento o granular.

** Esta mínima tasa de flujo se necesita para granulación pero no la garantiza puesto que se requieren otros factores.

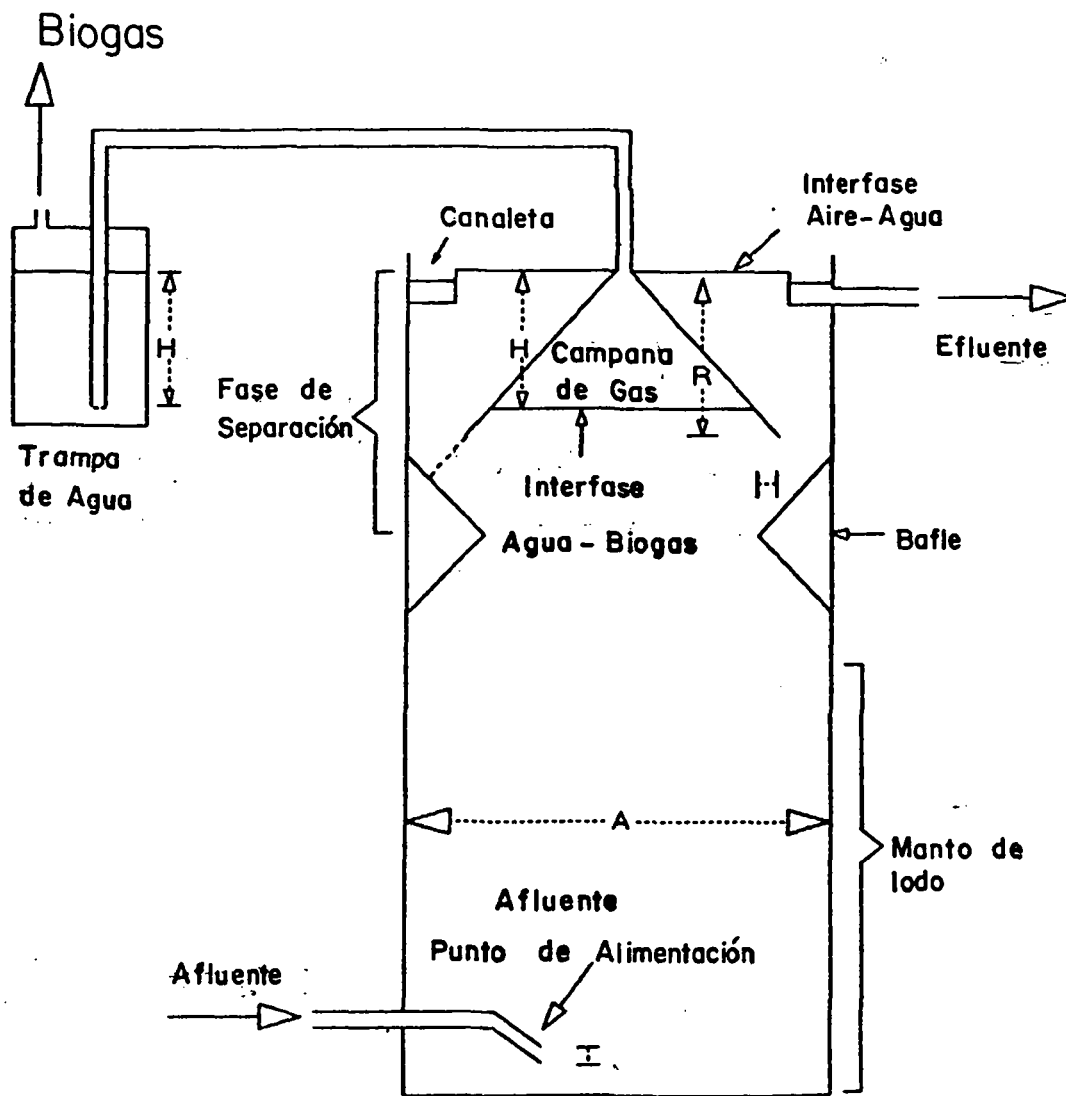


FIGURA 10 Parámetros de diseño del sistema UASB. A = Área de la sección transversal del reactor. MA = Mínima área de la sección transversal del reactor (fondo del sedimentador). API = Área de la sección transversal del punto de alimentación del influente. FL = Traslape entre el borde del casquete del gas y la pantalla deflectora. H = Pérdida de carga, expresada como diferencia en la altura del nivel de agua, H deberá determinar la diferencia de elevación de las interfases biogás-agua, aire-agua en el reactor. R = La distancia entre la interfase aire-agua y el borde del casquete del gas.

La Figura 11 ilustra 5 modelos básicos de mezcla los cuales usted puede encontrar dentro del UASB. Las ilustraciones se refieren solamente a la fase líquida .

9.2 LIMITACIONES DE DIFUSION

La actividad de las bacterias metanogénicas es dependiente de la concentración de sustrato (Sección A 2.3) debido a la afinidad de sustrato. En un UASB, las bacterias del metano no están presentes como células dispersas pero usualmente si están presentes dentro de los flóculos o granulos localizados en el manto de lodos. La velocidad de difusión del sustrato a partir de la solución total hacia el micro-ambiente que rodea las bacterias, es una velocidad limitada. La difusión de velocidad limitada es causada bien sea por difusión dentro del manto de lodo o por la difusión en el lodo granular como se ilustra en la Figura 12. El valor KS aparente es realmente usualmente mas alto que el valor KS real reportado en la Tabla 1 porque una alta concentración del sustrato es necesaria en la solución corriente para transportar el sustrato dentro del lodo granular como se muestra en la Figura 13. El KS aparente de methanothrix debido a la difusión dentro de los gránulos se encontró que era 200 mg DQOL^{-1} de C_2 (Van Lier, 1987), el cual es cerca de 10 veces mas alto que el valor KS real (20 mg DQOL^{-1}).

9.3 FLOTACIÓN DEL LODO

El contacto lodo-agua residual es efectivo solamente si el lodo está localizado en la parte principal del reactor. Un problema común es que algunos lodos pueden flotar en la superficie del reactor. Entonces el lodo que flota no se pone en contacto con el agua residual y hay una alta posibilidad que el lodo que flota saldrá del reactor. Varias condiciones pueden estar asociadas con la flotación del lodo.

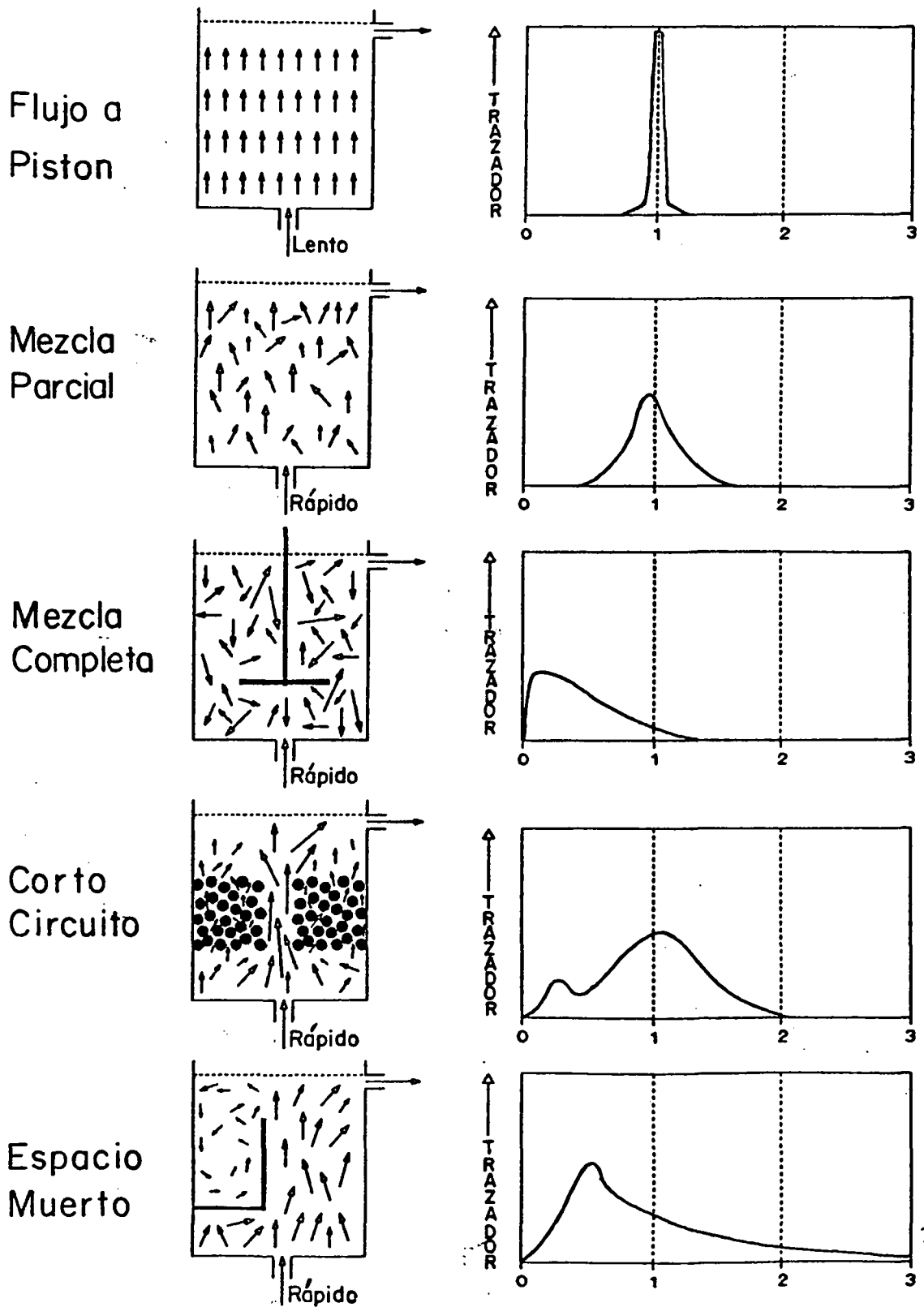


FIGURA 11 Patrón de mezcla básico y el patrón de detección del trazador en el período de tiempo siguiente a un sólo pulso de dosis de trazador. Los valores sobre el eje "X" son los números de tiempo de retención (tiempo/THR) después de la inyección del pulso de trazador.

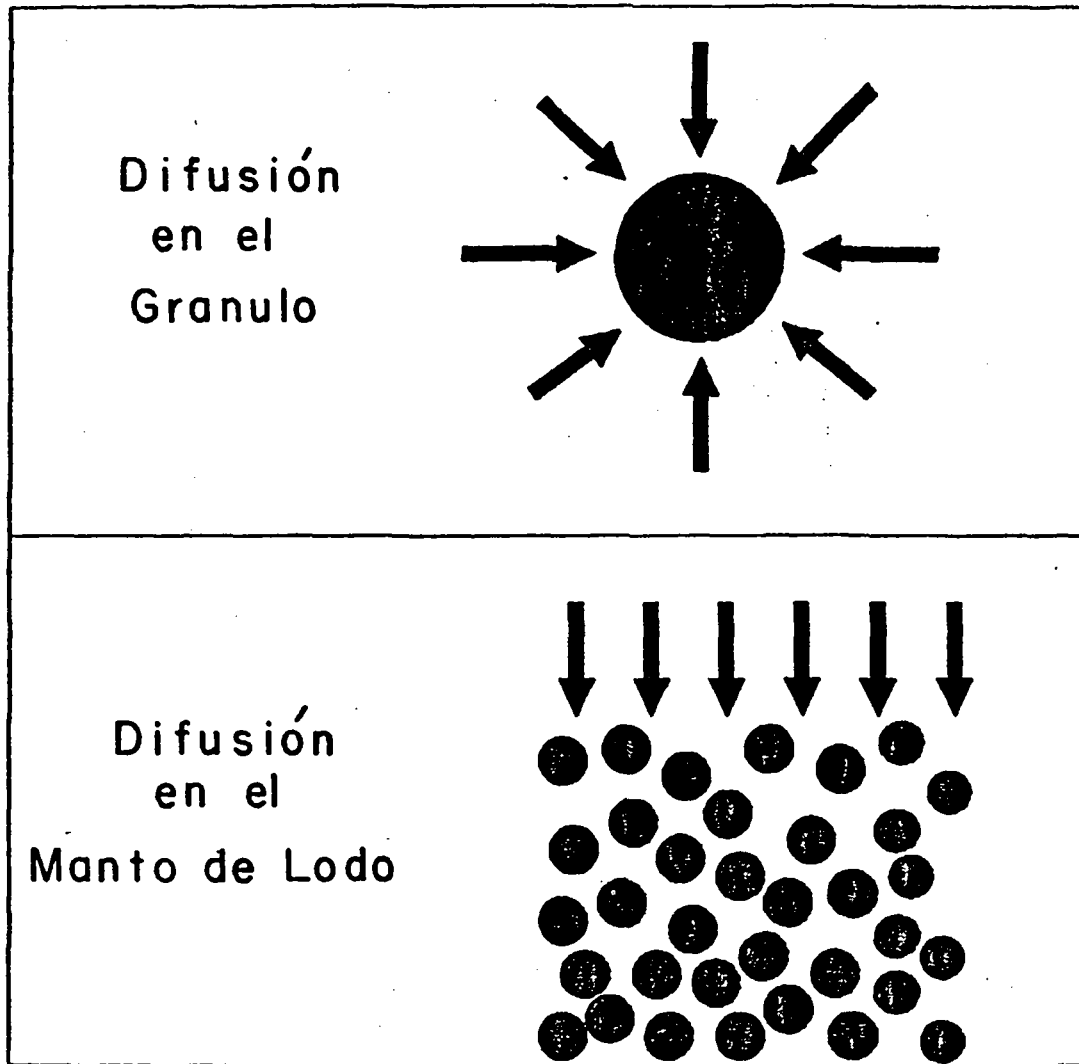


FIGURA 12 Modelo de tasa potencial de difusión limitante en el lecho del lodo y en los gránulos del lodo.

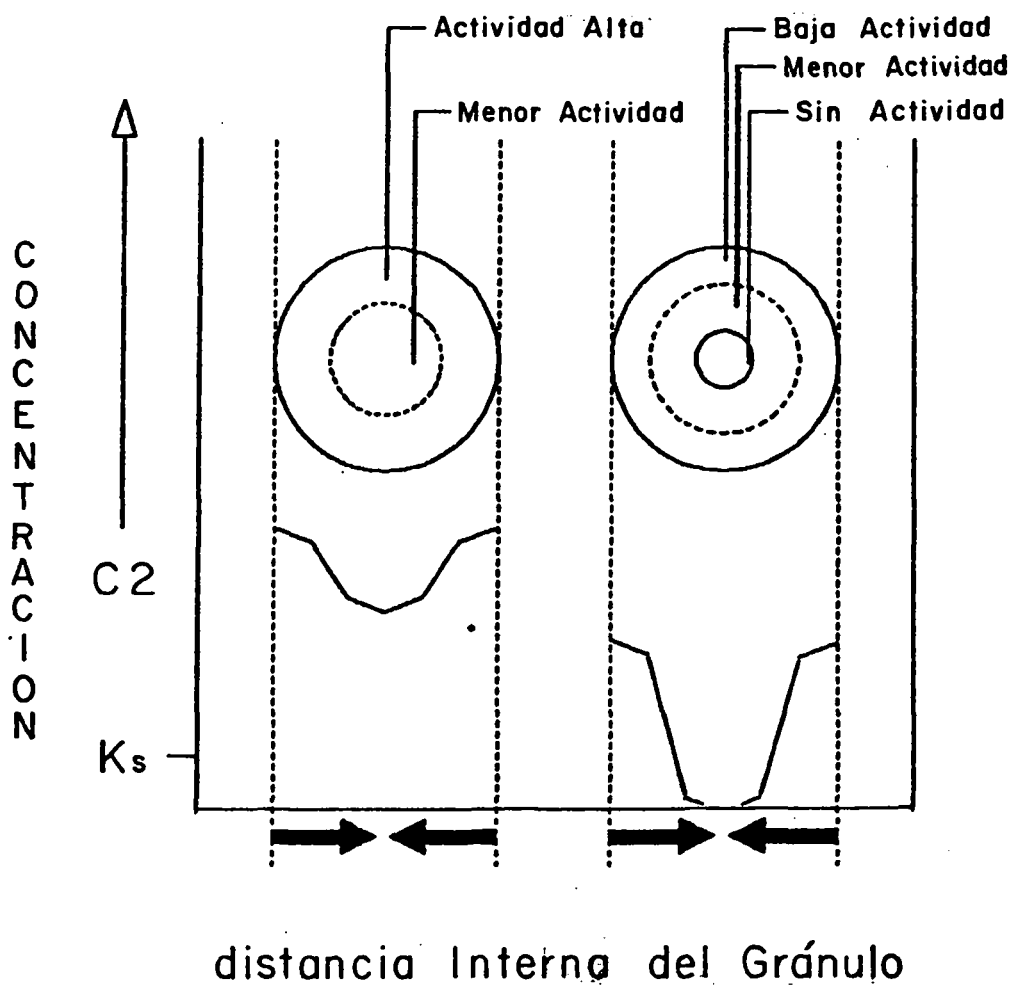


FIGURA 13 Modelo de concentración de sustrato en el interior de gránulos de lodo con alta actividad metanogénica, en un ambiente de moderada (izquierda) y baja (derecha) concentración de ácidos grasos volátiles, AGV.

- 1) La presencia de lodos ligeramente filamentosos los cuales pueden entrapar biogás.
- 2) La presencia de sustancias grasas en el lodo, las cuales absorben el biogás.
- 3) La presencia de proteínas en el agua residual.
- 4) La altura del reactor excede de 6 m.
- 5) Lodo granular cultivado sobre agua residual acidificada cambiada a un agua residual.

10 LA CARGA ORGANICA : TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICA Y DBO_{BD} DE OPERACION

La manera como el reactor es cargado depende del TRH (La velocidad del caudal del influente) y la concentración de la DQO_{BD} del influente. La "carga orgánica" (CO) es la cantidad de DQO_{BD} alimentada a cada volumen de unidad del reactor por unidad de tiempo. Las unidades mas comúnmente usadas son $g DQO_{BD} reactor L^{-1} d^{-1}$. La carga orgánica puede ser calculada de la siguiente manera :

$$(Concentración DQO_{BD}) / (TRH) = OC$$

dónde :

Concentración de DQO_{BD} = La concentración de DQO_{BD} del influente ($g L^{-1}$).

TRH = Tiempo de retención hidráulico (d)

OC = Carga orgánica ($g DQO_{BD} L^{-1} d^{-1}$)

Las tasas de carga recomendadas para el tratamiento de aguas residuales en reactores UASB se discutirá con mas detalle en la Sección D.

C. MEDICION DE PARAMETROS

JIM FIELD
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

C. MEDICION DE PARAMETROS

1 METANO

1.1. SISTEMAS DE DESPLAZAMIENTO DE LIQUIDO

El volumen de gas metano producido en experimentos de laboratorio puede medirse por desplazamiento de un líquido. El método más común es el que utiliza la "botella de Mariotte". Figura 14. También pueden usarse botellas de suero, como sistema menor de desplazamiento de líquido, como se muestra en la Figura 15. El líquido utilizado es una solución concentrada de NaOH o KOH en un rango entre 15 - 20 g/L. A medida que el biogás, pasa a través de estas soluciones de pH alto, el CO₂ del biogás se convierte en carbonato y es absorbido dentro del líquido.

Unicamente el gas metano pasa a través de la solución y un volumen equivalente es impulsado afuera de la botella de Mariotte. El líquido desplazado puede medirse en un cilindro graduado o puede pesarse. Si se pesa el líquido, se debe medir también su densidad para calcular el volumen. Las soluciones alcalinas deben contener un gran exceso de equivalentes de hidróxido para estar seguros que todo el CO₂ es absorbido por el líquido. Debe mantenerse como exceso mínimo el doble, esto significa que por cada litro de biogás al menos 2 g de NaOH deben estar presentes en el líquido contenido en la botella de Mariotte. Se puede calcular cuando se necesita reemplazar la solución alcalina como sigue (para una temperatura de 30°C) :

$$\left[\text{Vol.}_{\text{min}} * \text{Conc. NaOH/} \right] * \frac{0.7}{2.0} = \text{Vol. CH}_4$$

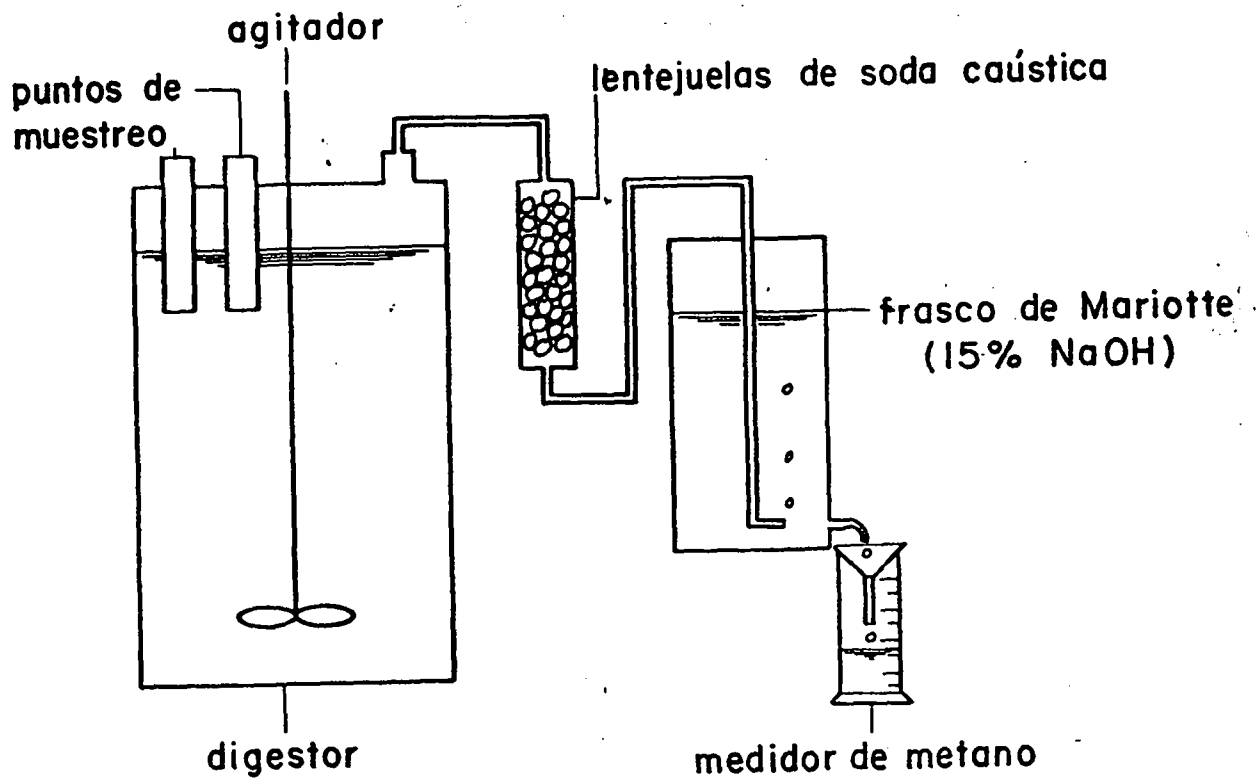


FIGURA 14 Ensayo establecido para digestión anaeróbica en reactor de flujo discontinuo y regimen mezclado con una botella de Mariotte para medir la producción de gas metano.

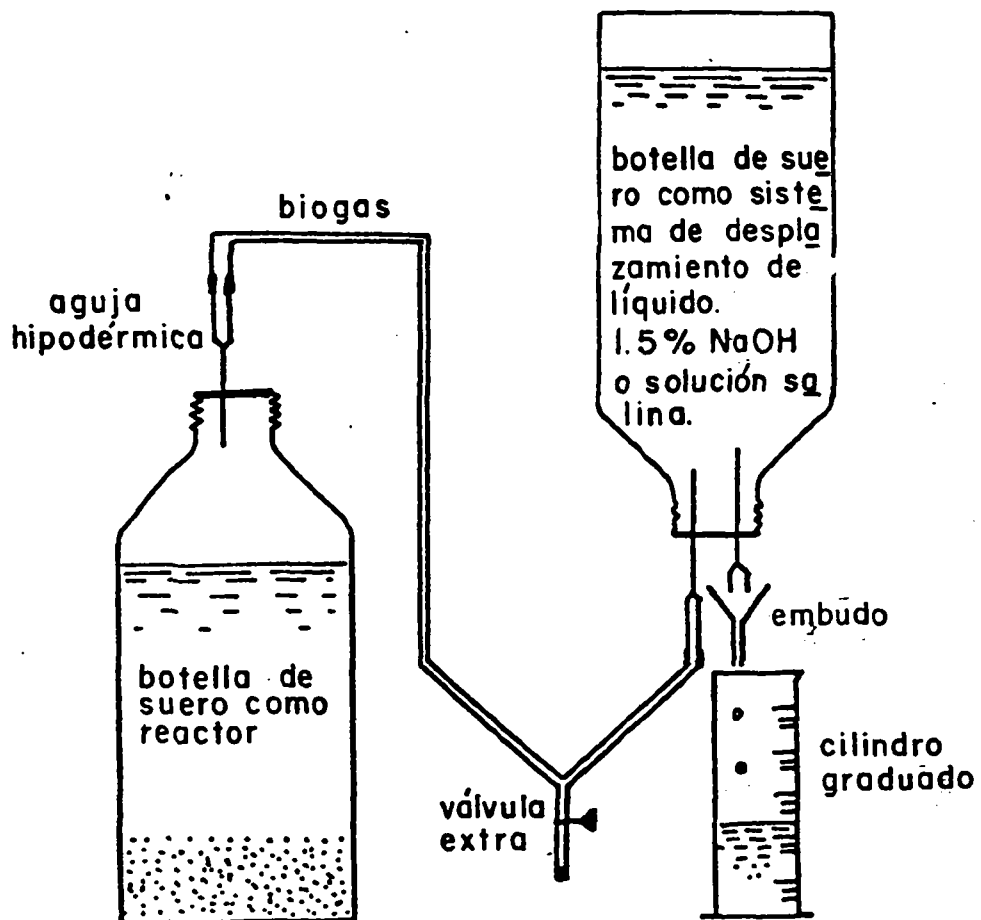


FIGURA 15 Ensayo establecido para digestión anaeróbica en reactores de flujo discontinuo y regimen estático por el sistema de desplazamiento del líquido con botellas de suero, para medir la producción de gas metano.

donde :

Vol._{min} = El mínimo tolerado de solución alcalina dentro de la botella de Mariotte. (L).

Conc._{NaOH} = La concentración de NaOH, de la solución alcalina, cuando se preparó (g/L).

Vol._{CH₄} = Volumen de metano medido en la botella de Mariotte, cuando es tiempo de reemplazar la solución alcalina.

Otro método para la vigilancia de la solución alcalina es medir el pH de la solución. La solución debe reemplazarse cuando el pH es menor o igual que 12.

En los sistemas de desplazamiento, frascos de Mariotte o botellas de suero se deben controlar los escapes (fugas). Los frascos se deben llenar hasta la mitad con solución alcalina, debe cerrarse el tubo de gas y se deja por un día para permitir que el sistema se equilibre a la temperatura del cuarto. La tasa de desplazamiento del líquido debe iniciarse al día siguiente y continuar su control por unos días. Si ocurre algún desplazamiento del líquido, la fuga es evidente.

Los sistemas de desplazamiento de líquido, también pueden fallar si en la solución alcalina hay presente jabón. Se debe tener especial cuidado que todos los residuos de jabón sean enjuagados de las botellas antes de ser usadas.

1.2 COMPOSICION DEL BIOGAS

Si solamente se controla el volumen de biogás, puede ser necesario

medir la composición del mismo. El CO_2 y el CH_4 , gases componentes del biogás, pueden medirse, tomando en una jeringa grande, 100 mL. de la muestra de biogás e impulsándola lentamente (10 mL/min), a través de un sistema de desplazamiento de líquido de 500 mL., botellas de suero.

El volumen de la solución alcalina que es desplazado de la botella, dividido por el volumen de biogás inyectado es igual a la fracción de CH_4 en el biogás.

1.3 FACTOR DE CONVERSION DE DQO PARA METANO

La DQO equivalente del gas metano, puede calcularse usando los factores normalizados de conversión (F.C.) de g de DQO a mL. de CH_4 , listados en la Tabla 7 para diferentes temperaturas, asumiendo una elevación a nivel del mar. A 0°C , 1 g de DQO es igual a 350 mL. de gas metano seco. Los valores de la Tabla 7 fueron calculados como sigue :

$$350 * (273 + \text{Temperatura en } ^\circ\text{C})/273$$

Si se realiza a elevaciones mayores, se puede corregir el factor de conversión reportado para la presión atmosférica reducida como sigue :

$$\text{F.C.} * 1000/\text{presión (milibars)}$$

o
$$\text{F.C.} * 760/\text{presión (mm de mercurio)}$$

El gas metano medido generalmente es húmedo, el factor de conversión puede ser corregido para la presión de vapor del agua en el gas o también el gas puede secarse antes de su medición. El error causado por no contabilizar la humedad es pequeño (3 a 4%). Para trabajos

TABLA 7 FACTORES DE CONVERSION PARA EL CALCULO DEL CONTENIDO DE DQO EN EL GAS METANO (A PRESION ATMOSFERICA = NIVEL DEL MAR)

TEMPERATURA	1 g DQO L ⁻¹ IGUAL A mL DE CH ₄ REPORTADO	
	°C	CH ₄ SECO
10	363	367
15	369	376
20	376	385
25	382	394
30	388	405
35	395	418
40	401	433
45	408	450
50	414	471

precisos el factor de conversión de metano a DQO se puede corregir como sigue :

$$F.C. * 1000 / (1000 - \text{presión de vapor en milibars})$$

En la Tabla 7, también se listan los factores de conversión del gas húmedo, calculado con esta ecuación para las temperaturas indicadas.

2 DETERMINACION DE ACIDOS GRASOS VOLATILES (AGV) : METODO DE TITULACION

2.1 PROPOSITO Y APLICABILIDAD

Estas instrucciones describen un método para la determinación del bicarbonato (HCO_3^-) y los ácidos grasos volátiles (AGV) en soluciones acuosas.

2.2 PRINCIPIO

La muestra centrifugada o filtrada se lleva a $\text{pH} = 3$ con HCl 0.1 N. A este pH , el bicarbonato, HCO_3^- , será convertido en CO_2 y los A.G.V. estarán presentes en solución en la forma no ionizada. Después de ebullición la solución bajo condensador, para remover el CO_2 , la solución se titula con NaOH 0.1 N hasta $\text{pH} = 6.5$. Los A.G.V. (y quizás algunos otros ácidos orgánicos) serán convertidos ahora a su forma disociada. Los equivalentes de bicarbonato y AGV se pueden calcular a partir de los volúmenes de ácido y base utilizados en la titulación.

2.3 REACTIVOS

- . Acido clorhídrico, HCl, 0.1000 N
- . Hidróxido de sodio, NaOH, 0.1000 N.

2.4 EQUIPOS

- . Balones de digestión de 250 mL. con conecciones de vidrio esmerilado o balones de mayor capacidad, si la concentración de acidez total es menor que 3 meq/L.
- . Condensador de reflujo.
- . pH-metro (o indicadores de pH)
- . 2 buretas de 30 mL.

2.5 PROCEDIMIENTO

Centrifugar, la muestra durante 5 minutos a 5000 RPM o filtrarla a través de papel de filtro. Decantar el sobrenadante después de la centrifugación, llevar a un vaso de precipitados una cantidad de muestra, (V mL), con una cantidad máxima de acidez total de 3.0 meq o una cantidad mínima de detección de 0.3 meq. Agregar agua destilada hasta un volumen de 100 mL. Si el volumen usado, V, es mayor que 100 mL se debe usar un balón mas grande. Cuando el pH es mayor que 6.5 se añade ácido hasta pH = 6.5, enseguida se titula con ácido hasta pH = 3.0 (El consumo se registra como Z mL).

Se coloca la muestra en el balón de digestión, se añaden algunas perlas de ebullición y se conecta el balón al condensador como se muestra en la Figura 16. Se calienta el balón hasta que el líquido

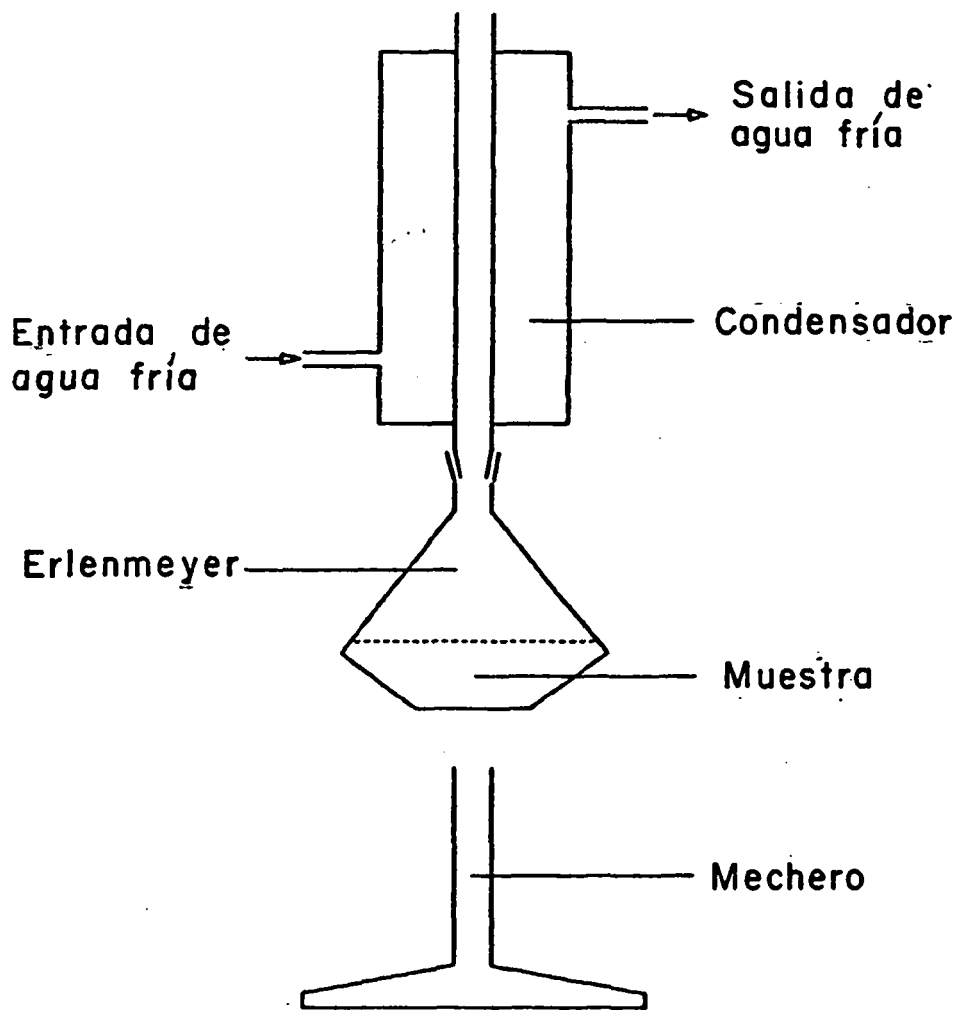


FIGURA 16 Arreglo del equipo usado en la determinación de AGV para la eliminación por calentamiento del H_2CO_3 como CO_2 , mientras se preservan de volatilización los AGV por condensación.

empieza a ebullición y se deja así, 3 minutos más. Se interrumpe el calentamiento y se espera 2 minutos, entonces se titula inmediatamente hasta pH = 6.5 (El consumo se registra como B mL). No es necesario enfriar el líquido.

2.6 CALCULOS SIMPLIFICADOS

$$B \text{ mL} * 0.1 \text{ meq/mL} = \text{meq. A.G.V.}$$

$$[\text{AGV (meq)/V (mL)}] * 1000 = \text{AGV (meq/L)}$$

$$Z \text{ mL} * 0.1 \text{ meq/mL} = \text{meq de Acidez Total}$$

$$(\text{meq Acidez Total/V (mL)}) * 1000 = \text{Acidez Total (meq/L)}$$

$$(\text{Acidez Total meq/L}) - (\text{AGV meq/L}) = \text{HCO}_3^- \text{ (meq/L)}.$$

2.7 FACTORES DE CONVERSION DE AGV (meq/L) a AGV (mg DQO/L)

El factor de conversión de AGV en meq/L a concentración de DQO, depende de la composición de los AGV. Los factores de conversión para los ácidos acético, C_2 propiónico, C_3 y n-butírico, C_4 , se muestran en la Tabla 8. A partir de estos datos se puede calcular el factor de conversión correcto si se conoce la relación $C_2 : C_3 : C_4$. La relación se puede determinar por cromatografía de gases. Ocasionalmente, se debe tener una muestra control y un cromatógrafo de gases para determinar la relación. Si no se puede tener una muestra de concentración probada, se puede utilizar el valor indicado en la Tabla 8 para efluentes de reactores UASB, este valor se aproxima a un valor determinado empíricamente para efluentes de reactores UASB, a escala de laboratorio, que tratan aguas de azúcar (Thin y Tissinger, datos no publicados). Figura 17. Este factor de conversión es mayor que para el ácido acético, C_2 , puesto que los AGV en el efluente del reactor contienen una alta proporción de ácido propiónico, C_3 . En el

TABLA 8 FACTORES DE CONVERSION PARA EL CALCULO DE DQO DE AGV DE LOS $\text{meq} \times \text{L}^{-1}$ PROCEDENTES DEL METODO DE TITULACION

<u>TIPO AGV</u>	<u>mg DQO meq^{-1} AGV</u>
C_2	64
C_3	112
C_4	160
EFLUENTE UASB *	100
AFLUENTE UASB **	75

* Asume el 75% C_3 y 25% C_2 en efluente de AGV

** Asume el 25% C_3 y 75% C_2 en afluyente de AGV

AGV del Efluente UASB : Comparacion de Cromatografia de Gas y Metodos Titulometricos.

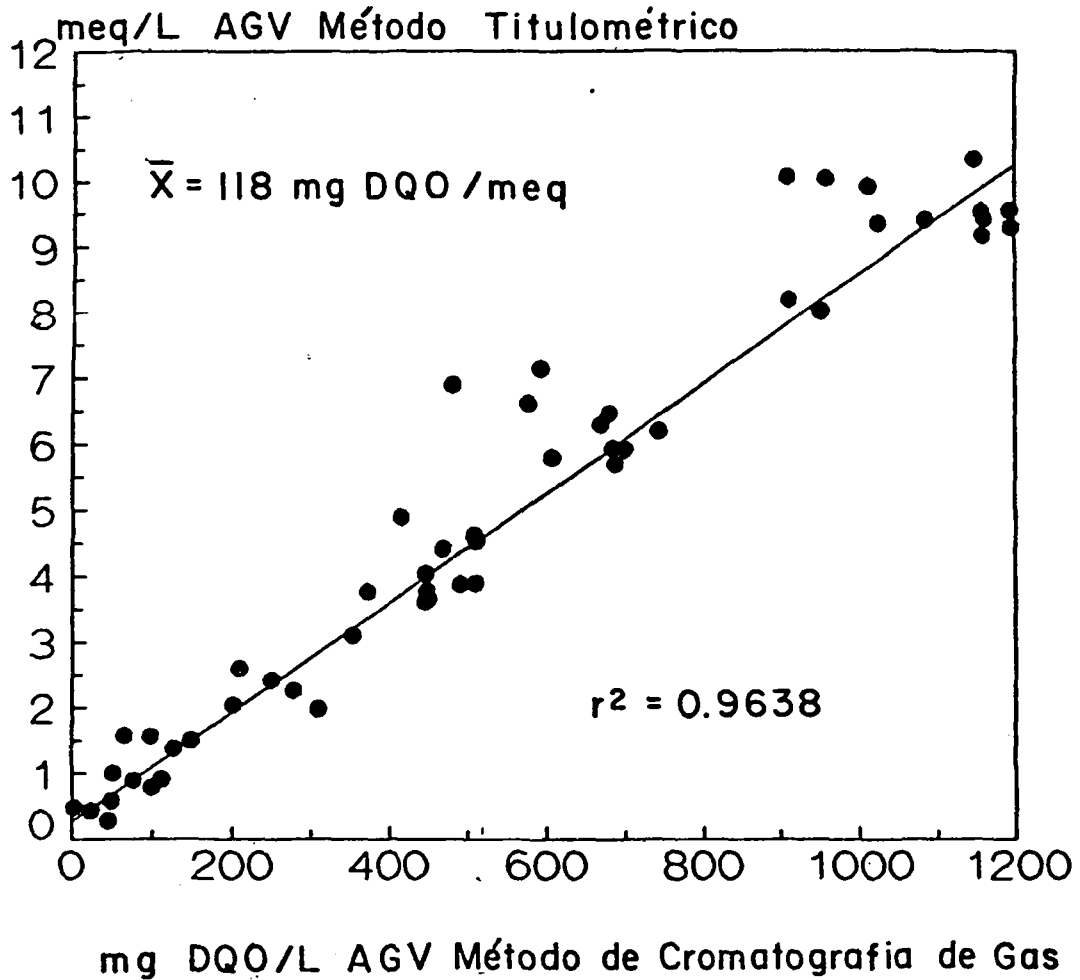


FIGURA 17 Correlación observada entre los meq/L de AGV del efluente, de terminados por titulación y los mg DQO/L de AGV, determinados por cromatografía gas-líquido. Estos resultados fueron obtenidos a partir de un estudio de tratabilidad, de dos meses, de agua de azúcar, en un reactor UASB a escala de laboratorio (Thin y Tissinger, datos no publicados).

experimento citado el C_3 contabiliza entre el 80 al 90% de la DQO de los AGV en el efluente del reactor UASB.

2.8 CORRECCION POR ACIDEZ PRE-EXISTENTE EN EL AGUA RESIDUAL

Ciertas aguas residuales tienen acidez debida a ácidos orgánicos que no son volátiles. Estos ácidos son generalmente ácidos húmicos y compuestos acaramelados, los cuales corresponden a la fracción de DQO_{res} . Su acidez debe ser determinada ya que ellos se detectan como AGV por el método de titulación. Por regla general las aguas residuales que contienen compuestos oscuros coloreados necesitarán ser evaluados para corrección por acidez pre-existente. Hay dos métodos para determinarla.

2.8.1 Dejar por 4 semanas un litro del efluente neutralizado del reactor UASB, para digerir con 5 g S.S.V./L de un lodo estable, rico en bacterias metanogénicas, para asegurar que toda la DQO_{BD} es degradada, incluyendo los AGV. (La producción de CH_4 , dará una indicación si todos los AGV son consumidos).

Determinar los meq/L de AGV de acuerdo al método antes descrito. Esta es la acidez Pre-existente. Cuál fue la concentración de D.Q.O. del afluente el día que se colectó el efluente del reactor UASB? Calcular la acidez Pre-existente para la relación de D.Q.O. afluente, de tal manera que esta se pueda calcular para una concentración dada de DQO.

2.8.2 Acidificar con HCl una muestra del efluente del reactor UASB, hasta $pH = 3$, hervir la muestra por 30 minutos en un beaker pando. No se debe permitir que el agua se evapore mucho (si es necesario se añade agua) para prevenir la caramelización durante el calentamiento. Al

beaker no se le coloca condensador, por el contrario se debe permitir que los AGV se volatilicen y salgan de la muestra. Después del calentamiento se reajusta el pH a 3 y luego se titula la muestra hasta pH = 6.5 con NaOH 0.100 N. Los meq de NaOH usados, serán iguales a los meq de la acidez Pre-existente.

Una vez conocida esta acidez, entonces la concentración verdadera de los AGV, puede calcularse como sigue :

$$\text{AGV verdaderos (meq/L)} = \text{AGV (meq/L)} - \text{Acidez Pre-existente meq/L}$$

La acidez Pre-existente de melazas oscuras coloreadas provenientes de vinazas de azúcar de remolacha fue evaluada de acuerdo al método 2.8.1. Se encontraron 0.26 meq por g de DQO afluyente (Thin y Field, datos no publicados). Esta agua residual tiene una concentración de 80 g de DQO/L. Si esta agua residual no se diluye (solamente se recircula el efluente) tiene una acidez pre-existente de 20.8 mg/L.

3 BIOENSAYOS EN SISTEMAS ANAEROBICOS

Se pueden usar dos tipos de sistemas para estudios de digestión anaeróbica con flujo discontinuo. Uno, el "Régimen mezclado" que usa grandes recipientes de 1 a 10 L, los cuales se agitan mecánicamente y se conectan a un frasco de Mariotte para medir el gas, como se muestra en la Figura 14. Generalmente la agitación es intermitente con 3 a 15 minutos de pausa y pulsos de agitación de 6 segundos. El otro es un "Sistema estático", que usa pequeñas botellas de suero, las cuales no se agitan y están conectadas al sistema de desplazamiento para medición del gas como se muestra en la Figura 15. Los digestores de flujo discontinuo (ya sea los recipientes grandes o las botellas de suero) deberán ser controladas para fugas. Se debe usar el mismo procedimiento indicado en la sección C.1.1 para el sistema de desplazamiento del líquido, pero

la línea de gas debe abrirse y conectarse a un digestor batch lleno de agua.

En todos los bioensayos anaeróbicos, se debe suministrar siempre los nutrientes esenciales para el crecimiento y actividad bacteriana. Mientras en la mayoría de los casos, puede no ser necesario aplicar los nutrientes, en este caso son añadidos para asegurar que no hay limitación de nutrientes. La solución patrón normalizada de nutrientes se indica en la Tabla 9.

3.1 ENSAYOS DE ACTIVIDAD METANOGENICA

3.1.1 Objetivo

Este ensayo es realizado para determinar la actividad metanogénica específica de los S.S.V. de un lodo anaeróbico. La actividad metanogénica de un lodo depende de muchos factores. Si nosotros deseamos medir la actividad potencial de un lodo, entonces tenemos que asegurar que se provean condiciones ideales.

Temperatura.- Factores como la temperatura pueden ser condiciones fijadas para un sistema de tratamiento, puesto que puede resultar no económico, calentar o enfriar el agua residual. En estos casos se debe estudiar la actividad del lodo, a la misma temperatura que esperamos operar en la práctica.

3.1.2 Concentración del sustrato y del Lodo.- La concentración del sustrato en el micro-ambiente de las bacterias anaeróbicas es crítico. Mientras las bacterias tienen una alta afinidad por el sustrato (bajo K_s), nosotros debemos estar concientes de las limitaciones de la difusión que puede causar que las concentraciones de sustrato sean muy bajas en el fondo del lecho del lodo o en el fondo de los

TABLA 9 COMPOSICION DE SOLUCIONES STOCK DE NUTRIENTES Y TRAZA DE ELEMENTOS, USADOS EN EL LABORATORIO **

SOLUCION 1. MACRO-NUTRIENTES			
NH_4Cl	170	g L^{-1}	
KH_2PO_4	37	g L^{-1}	
			$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 8 g L^{-1}
			$\text{MgSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 9 g L^{-1}
SOLUCION 2. TRAZA DE ELEMENTOS			
$\text{FeCl}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2000	mg L^{-1}	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 90 mg L^{-1}
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2000	mg L^{-1}	$\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 100 mg L^{-1}
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	500	mg L^{-1}	$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 50 mg L^{-1}
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	30	mg L^{-1}	EDTA 1000 mg L^{-1}
ZnCl_2	50	mg L^{-1}	HCl 36% 1 mL L^{-1}
H_3BO_3	50	mg L^{-1}	Resazurin 500 mg L^{-1}
SOLUCION 3. SULFURO. Esta solución se usa fresca. Preparar 25 mL			
$\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	100	g L^{-1}	
4. EXTRACTO DE LEVADURA **			

* Estas soluciones son adicionadas al desecho (sintético) en una concentración de 1 mL L^{-1} . Cuando la DQO del desecho (sintético) exceda 3000 mg L^{-1} , entonces la concentración de la solución se dobla.

** Adicionar 0.2 g de extracto de levadura L^{-1} al desecho (sintético).

gránulos de lodo.

Con el sistema estático, el lodo deberá sedimentar formando un lecho de lodo, en el cual puede haber una limitada difusión hacia el lodo bajo la capa superficial. Solamente suministrando una baja concentración de lodo, el efecto de difusión en el lecho del lodo puede ser minimizado.

La Figura 18, muestra el papel de la concentración del lodo, sobre las medidas de actividad de bacterias metanogénicas con agitación intermitente durante la digestión (De Jong, 1986). Se observó que un aumento en la actividad corresponde a una disminución en la concentración del lodo. La concentración del lodo es aún mas crítica, si para la medición de la actividad metanogénica se usa el sistema estático. Con cantidades tan pequeñas como 1.5 g S.S.V/L en el sistema sin agitación, se observó un valor aparente de K_g tan alto como 2.5 g DQO/L de AGV. (Field, sin publicar). Con agitación intermitente, se observó un menor valor aparente de K_g de 0.8 g DQO/L. (De Jong, 1986). Figura 19, en este ejemplo se utilizaron 10 g de S.S.V/L. Este valor es todavía mayor que el valor aparente de K_g debido a difusión dentro del gránulo (sección B 9.2) indicando la importancia de la difusión del lecho del lodo, bajo las condiciones usadas para la prueba de actividad. Por lo tanto se usa una concentración de los AGV del sustrato tal que asegure una adecuada concentración en la masa del medio para sobrepasar la limitación de la tasa de difusión en el lecho del lodo.

La Tabla 10 indica los rangos de concentración del lodo y de los AGV del sustrato, los cuales deben usarse tanto para sistemas de régimen mezclado como de régimen estático. El régimen estático (0.5 a 1 L) únicamente debe usarse para medir la actividad de lodos, cuyos valores son mayores que $(0.1 \text{ g DQOCH}_4) / \text{g SSV} \times \text{d}$, con el objeto de medir el metano con mayor precisión.

ACTIVIDAD METANOGENICA en función de la Concentración de Lodos

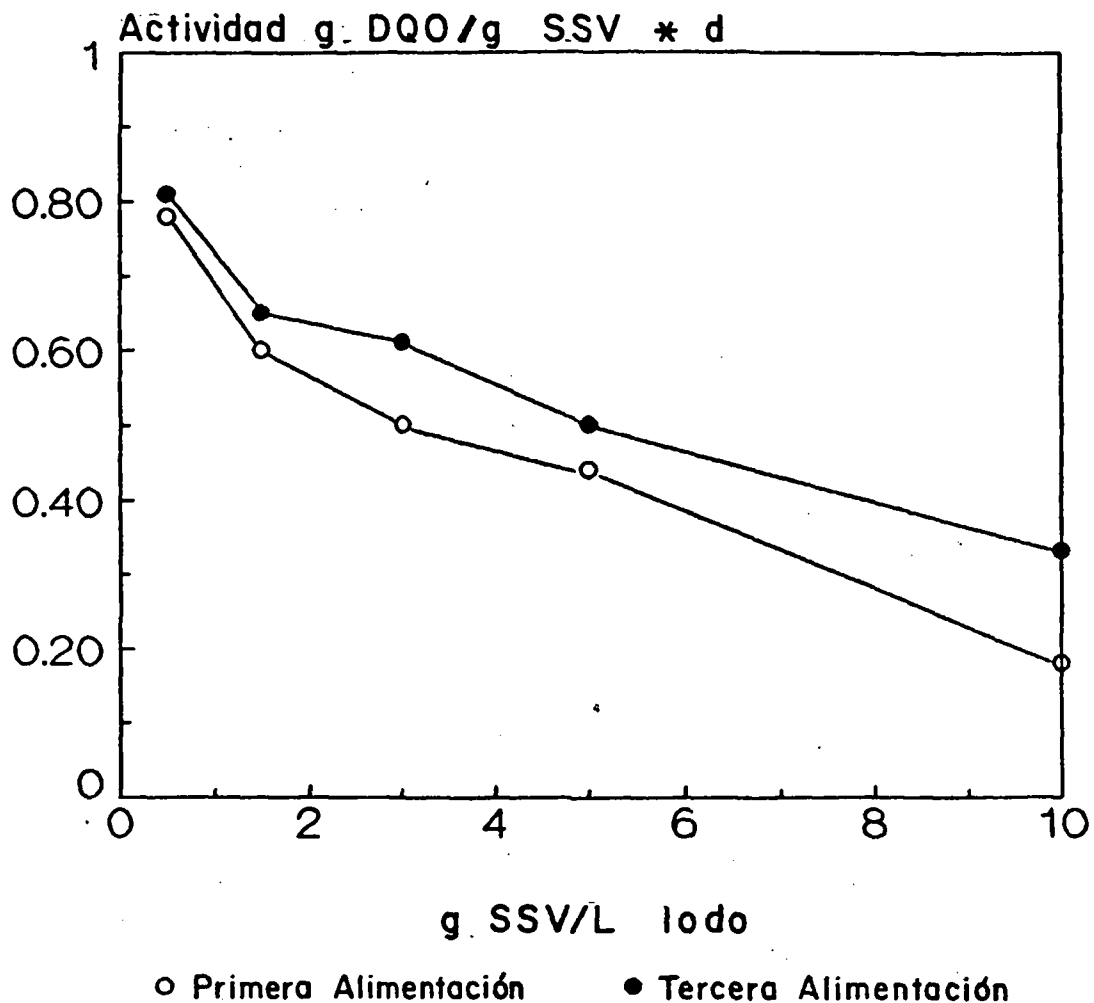


FIGURA 18 Actividad metanogénica del lodo granular, durante un ensayo de digestión anaeróbica como una función de la concentración de los SSV. El experimento fué realizado con el sistema de regimen mezclado (intermitente: agitación por sus segundos cada 3 minutos). La concentración de AGV se suministró únicamente al comienzo de la alimentación, a una concentración de 2.64 g DQO/L y la composición de los AGV fué $C_2:C_3:C_4 = 24:34:41$ % DQO (De Jong, 1986).

ACTIVIDAD METANOGENICA

en función de la Concentración de AGV y Agitación

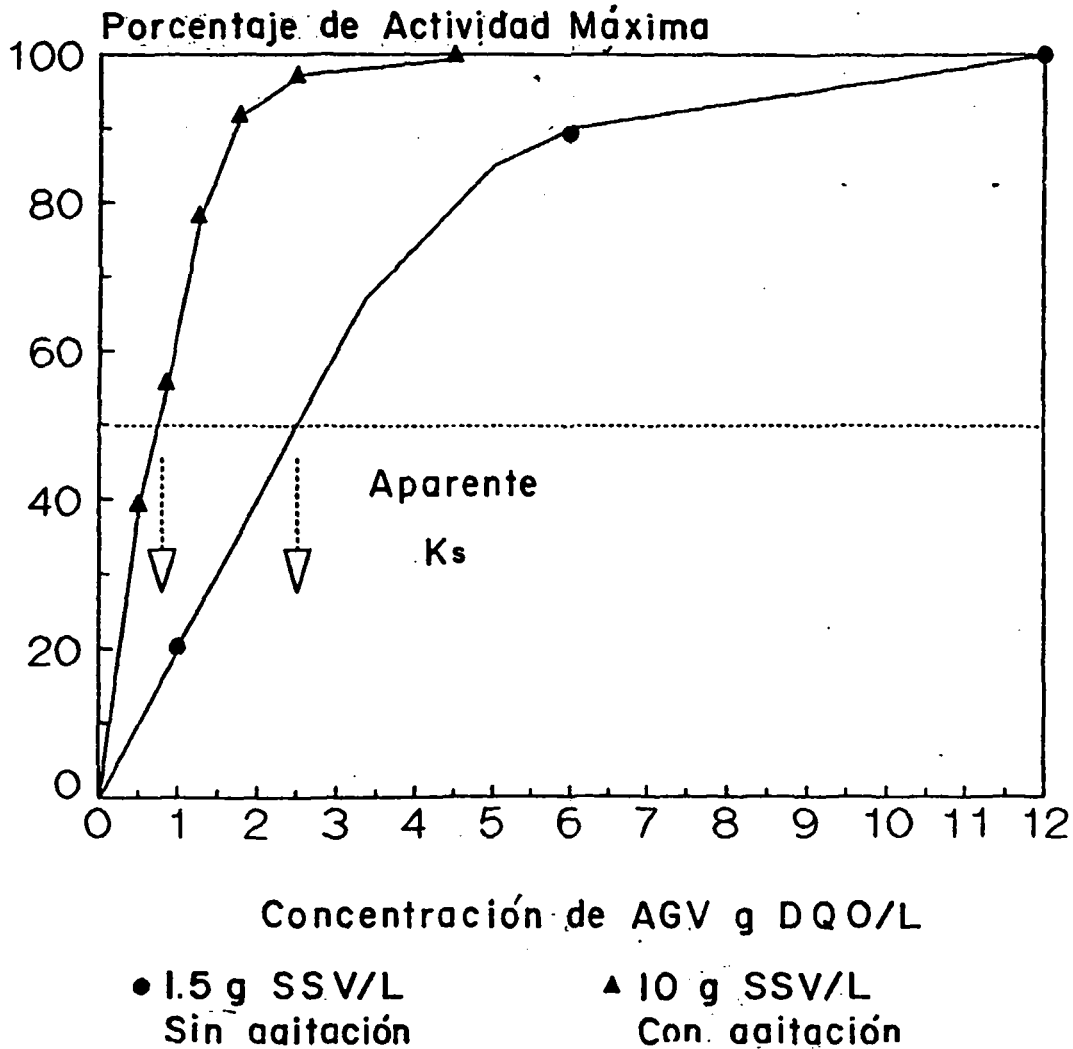


FIGURA 19 La actividad de un lodo granular metanogénico, durante un ensayo de flujo discontinuo de digestión anaeróbica, como una función de la concentración de AGV. El experimento fué realizado con 1.5 g de SSV/L y con sistema sin agitación; la concentración de AGV sobre el eje "X", indica la concentración suministrada al comienzo de la digestión, con flujo discontinuo, la composición de AGV fué $C_2:C_3:C_4 = 24:34:41$ (% DQO) y el lodo fué previamente adaptado por 3 meses, a los AGV. (Field, datos no publicados). El experimento con 10 g de SSV/L se realizó con régimen mezclado (intermitente: agitación por 6 segundos cada 15 minutos).

La concentración de AGV sobre el eje "X" indica la concentración que se mantuvo con régimen estático hasta que se terminó la digestión por tandas. La composición de los AGV fué 24:34:41 y el lodo se adaptó previamente a los AGV por una semana (De Jong, 1986).

TABLA 10 LODO Y CONCENTRACION DE SUSTRATO DE AGV RECOMENDADO PARA EL ENSAYO DE ACTIVIDAD METANOGENICA

<u>SISTEMA DE EXPERIMENTO</u>	LODO g SSV L ⁻¹	AGV * g DQO L ⁻¹
Agitado **	2.0 a 5.0	2.0 a 4.0
Sin agitar	1.0 a 1.5	3.5 a 4.5

* Neutralizado a pH 7

** Espera que la actividad de su lodo va a ser menor que 0.1 g DQO CH₄ g⁻¹ SSV d⁻¹ ?. Entonces use el sistema de agitación con 5 g SSV L⁻¹ de lodo y 2.0 g DQO L⁻¹ de AGV, el volumen del digester debe también ser mayor que 2 L.

- 3.1.3 Composición de los AGV del Sustrato.- La composición de los AGV del sustrato tienen un gran efecto sobre las medidas de actividad. En la Tabla 11 se informan resultados de actividad, los cuales indican la gran diferencia cuando el ácido acético, C_2 , es el principal componente de los ácidos grasos volátiles del sustrato comparados con otros sustratos con mayor concentración de ácido propiónico, C_3 , y n-butírico, C_4 . Por lo tanto, la composición de los AGV tendrá efecto sobre los resultados de la actividad, y se deberá escoger una composición de AGV que sea similar a la composición de los AGV del afluente acidificado a ser usado en el estudio UASB. De igual manera se deberá informar la composición de los AGV del sustrato usado.
- 3.1.4 Adaptación del Sustrato.- La actividad está así mismo relacionada con la cantidad de tiempo que el lodo tiene para adaptarse a los AGV del sustrato usado. Generalmente durante la primera alimentación de los AGV, el lodo está adaptándose así mismo a los AGV del sustrato. Casi siempre como se muestran en la Tabla 11, la actividad que se mide en la primera alimentación es menor que la de la segunda alimentación. Después de la adaptación, se deberá observar un aumento continuo en la actividad para alimentaciones adicionales, pero los aumentos son pequeños, debido al crecimiento de nuevas bacterias metanogénicas en el lodo. Comparar la diferencia en actividad entre la tercera y segunda alimentación, reportadas en la Tabla 12, con la diferencia entre la primera y segunda alimentación. Si el aumento en actividad, entre alimentaciones excede el aumento esperado, usted probablemente está confirmando el crecimiento debido a adaptación.
- 3.1.5 pH.- Los AGV del sustrato deben ser preparados como una solución madre, neutralizada a $pH = 7,0$ con NaOH ya que se necesitarán aproximadamente la misma cantidad de equivalentes de NaOH como equivalentes de AGV, la concentración de Na^+ en la solución madre deberá

TABLA 11 EL EFECTO DE LA COMPOSICION DEL SUSTRATO DE AGV SOBRE LA ACTIVIDAD METANOGENICA MEDIDA
(Hong, sin publicar)

<u>LODO GRANULAR</u>	<u>ALIMENTACION</u>	<u>ACTIVIDAD</u>	
NOMBRE	NUMERO	g DQO _{CH₄} g ⁻¹	SSV d ⁻¹
RELACION DQO SUSTRATO C ₂ :C ₃ :C ₄		73:21:04	24:34:41
"ROERMOND" *	Primero	0.460	0.251 ^A
	Segundo	0.803 ^A	0.574
"NEDELCO" *	Primero	0.621 ^A	0.214
	Segundo	0.730	0.648 ^A

CONDICIONES EXPERIMENTALES :

Vol. = 0.5 L
 Lodo = 1.36 g SSV L⁻¹
 Concentración AGV = 4 g DQO L⁻¹
 Temperatura = 30 °C
 pH = 7.4
 Sistema = Sin agitación

^A Actividad del lodo

* Lodo Nedelco con más de un año de almacenamiento (5°C)

* Roermond cultivado en desecho sin acidificar (2 meses de almacenamiento a 5°C).

ser igual al 25 - 35% de la concentración de DQO-AGV. Por lo tanto con concentraciones muy altas de AGV neutralizados (> 15 g DQO/L) se puede tener inhibición por sodio, Na^+ , de las bacterias metanogénicas. Los AGV de la solución madre deben ser neutralizados, puesto que si no es así, entonces el pH bajo y la alta fracción de AGV no ionizados, causarán una severa inhibición de la metanogénesis.

- 3.1.6 Solución madre de sustrato.- La concentración de la solución madre recomendada es 100 g DQO/Kg. La solución se prepara por peso y no se debe olvidar medir la densidad de la solución si la adición de los AGV al experimento se va a realizar volumétricamente. La relación en peso de g DQO/g para C_2 , C_3 y C_4 es 1.067, 1.514 y 1.818 respectivamente.
- 3.1.7 Procedimiento.- Se añade agua hasta la mitad del volumen del recipiente digestor o de la botella. Se adiciona la cantidad deseada de AGV de la solución madre (Tabla 10), se agrega la solución concentrada de nutrientes y extracto de levadura, de acuerdo a la Tabla 9. Se añade la cantidad deseada de lodo (Tabla 10). Se llena el digestor hasta el volumen efectivo (este volumen debe ser igual al 90% del volumen del recipiente). Se burbujea N_2 gaseoso o CH_4 (biogas tratado con NaOH) a través del líquido por 3 minutos. En este momento se inicia el experimento. Se registra diariamente la producción de gas, hasta que el 80% del sustrato ha sido utilizado. Se mide la actividad en una segunda alimentación de AGV, añadiendo la misma concentración de AGV de la solución madre adicionados en la primera alimentación. Se continúan las medidas diarias de gas, hasta que ocurra la producción del 80% del gas esperado a partir del nuevo sustrato.
- 3.1.8 Período de Actividad.- Se desea calcular la tasa de producción de gas metano durante la alimentación. El período de tiempo deberá cubrir al menos, alrededor del 50% de los AGV usados y no

deberá ser un período pequeño, cuando únicamente una cantidad muy chica del sustrato se ha usado. En la Figura 20 están los datos de producción de gas, usados para calcular las actividades reportados en la Tabla 11. Los períodos de actividad con "a" en la Figura fueron las partes de la gráfica, donde fue determinada la pendiente promedio de la curva de producción de gas.

3.1.8 Cálculos.- A partir de la pendiente promedio durante el período de actividad, se puede obtener la tasa (R) en mL CH₄/h. Este valor puede ser convertido a la actividad metanogénica específica (AME) en g DQO_{CH₄} /g SSV x d como sigue :

$$(R * 24) / (FC * V * S.S.V)$$

donde :

R = tasa de producción en mL CH₄/h

24 = h/d

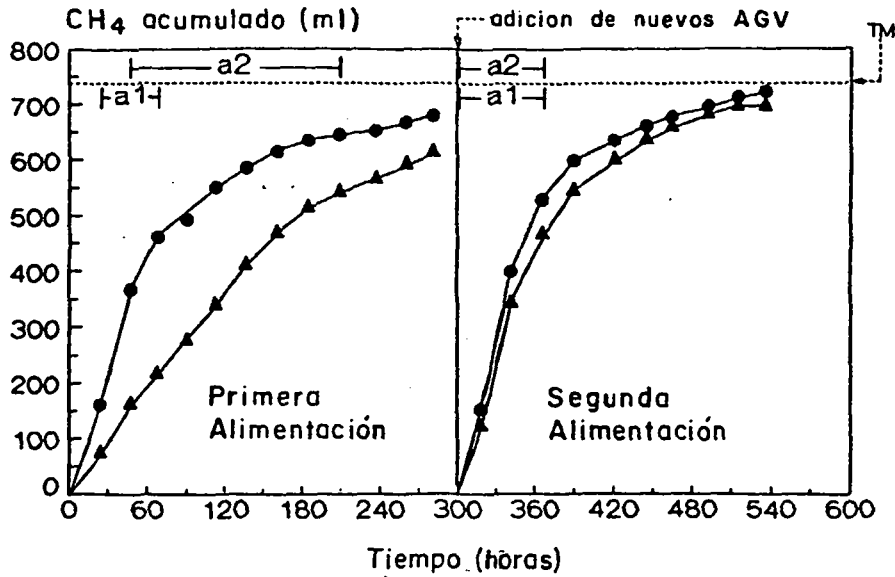
FC = Factor de conversión en mL CH₄/g COD (Tabla 7)

V = Volumen efectivo líquido en el digesor en L.

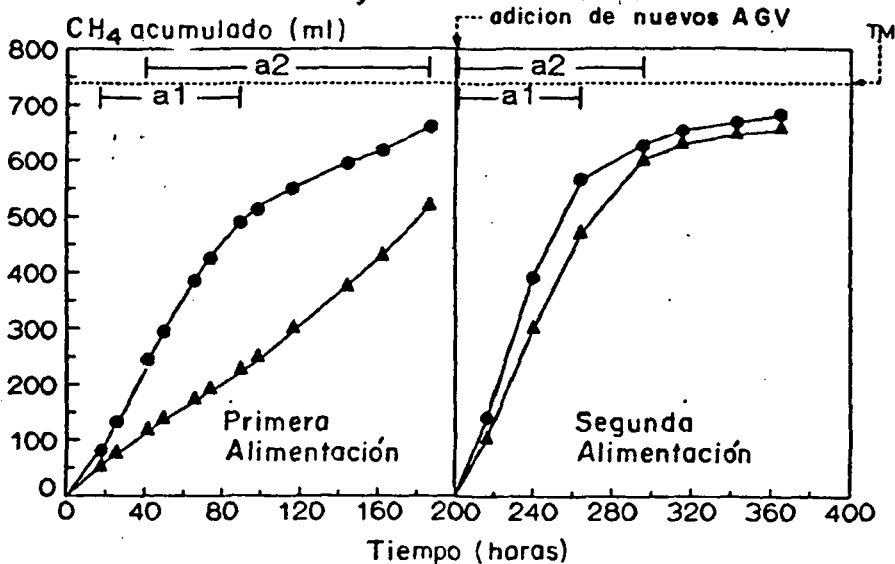
SSV = Concentración del lodo en g SSV/L.

3.1.9 Aumento esperado de la actividad entre Alimentaciones.- La actividad metanogénica específica de la segunda alimentación de AGV, probablemente será significativamente mayor que la de la primera alimentación. Se desea determinar si el aumento fue debido principalmente a crecimiento en cuyo caso la actividad de la primera alimentación es la actividad correcta del lodo, o se puede encontrar que la mayor parte del aumento se debió a la adaptación de las bacterias a los AGV del sustrato, en cuyo caso la actividad de la segunda alimentación es la actividad correcta del lodo.

ACTIVIDAD METANOGENICA lodo granular "Nadelco"



ACTIVIDAD METANOGENICA lodo granular "Roermond"



▲ 24:34:41
C₂:C₃:C₄

● 73:23:04
C₂:C₃:C₄

Nota: Relación de C₂ C₃ y C₄ DQO / Sustracto AGV

FIGURA 20

Curva de la producción acumulada de metano, durante el ensayo de digestión anaeróbica por tandas de AGV como sustrato, para la determinación de la actividad metanogénica de los lodos de "Nedelco" y "Roermond". (Hong, datos no publicados). El período de actividad principal del C₂ de los AGV del sustrato, C₂:C₃:C₄ = 73:24:04 % DQO, está marcado como "A1" y así mismo el relacionado con los AGV del sustrato principalmente del C₃ y C₄, están marcados como "A2". En la Tabla 11 se dan detalles de este experimento.

El incremento teórico esperado del aumento de actividad (ITEAA), debido a crecimiento pueda calcularse como sigue :

$$\text{ITEAA} = (0.02 * \text{DQO}_{\text{AGV}} * 3.0) / (\text{SSV} * \text{AME}_1); \text{ (a T= 30°C)}$$

$$\text{ITEAA} = (0.02 * \text{DQO}_{\text{AGV}} * 1.5) / (\text{SSV} * \text{AME}_1); \text{ (a T = 20°C)}$$

donde :

0.02 = producción celular de metano-bacterias (gSSV/g DQO).

DQO_{AGV} = Concentración de AGV en el sustrato, usados durante la primera alimentación (g DQO/L).

3.0 (o 1.5) = Actividad celular de las metano-bacterias puras. (g DQO_{CH_4})/g SSV x d).

SSV = Concentración del lodo en el ensayo (g SSV/L).

AME = Actividad metanogénica específica del lodo, medida durante la primera alimentación (g DQO_{CH_4} / g SSV x d).

El incremento observado en Aumento de Actividad (IOAA) se puede calcular como sigue :

$$\text{IOAA} = (\text{AME}_2 - \text{AME}_1) / \text{AME}_1$$

donde :

AME_1 = Actividad Metanogénica Específica del lodo, medida durante la primera alimentación (g DQO-CH_4 / SSV x d).

AME_2 = Actividad Metanogénica Específica del lodo, medida durante la segunda alimentación (g DQO_{CH_4} / g SSV x d).

Si $IOAA > 2 * ITEAA$ entonces el aumento observado en la actividad se debe principalmente a la adaptación y la actividad de la segunda alimentación, es la actividad del lodo.

Si $IOAA < 2 * ITEAA$, entonces el aumento observado en la actividad, se debe principalmente al crecimiento esperado de las bacterias metanogénicas y la actividad de la primera alimentación es la actividad del lodo.

En el ejemplo de la Tabla 12, el aumento de actividad observado fue 2 veces mayor que el aumento esperado en crecimiento y la actividad correcta del lodo es la de la segunda alimentación.

3.2 ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBICA

3.2.1 Objetivo.- El objetivo de este experimento es determinar la biodegradabilidad anaeróbica de la DQO de un agua residual. La biodegradabilidad anaeróbica DQO_{BD} es comparable con la DBO. Sin embargo la DQO_{BD} es generalmente mayor ya que la prueba de DBO es realizada a concentraciones muy bajas (tasa limitante), con menos inóculo y muchas veces a menores temperaturas. Durante la prueba de biodegradabilidad la DQO acidificada (DQO_{AC}), se mide directamente ($DQO-CH_4 + DQO-AGV$) y la producción celular (DQO_{cel}) se calcula por balance de masa o un estimativo, basado sobre la producción celular por fermentación y metanogénesis.

La DQO_{BD} es la DQO consumida por las bacterias y es igual a la suma de $DQO-CH_4 + DQO-AGV + DQO_{cel}$.

TABLA 12 LA ACTIVIDAD METANOGENICA DEL LODO GRANULAR "NEDELCO" CON TRES ALIMENTACIONES CONSECUTIVAS DE AGV (Thin y Tissinge, sin publicar)

ALIMENTACION	ACTIVIDAD $\frac{\text{g DQO}_{\text{CH}_4}}{\text{g}^{-1} \text{SSV d}^{-1}}$	AUMENTO EN ACTIVIDAD	
		FRACCION DE ACTIVIDAD DE ALIMENTACION PREVIA	
		OBSERVADO	ESPERADO
Primera	0.418		
Segunda	0.954	1.28	0.39 (adaptación)
Tercera	1.020	0.07	0.17 (crecimiento)

CONDICIONES EXPERIMENTALES :

Vol. = 0.5 L
 Lodo = 1.48 g SSV L⁻¹
 Concentración AGV = 4 g DQO L⁻¹
 Composición AGV (relación DQO C₂:C₃:C₄) = 24:34:41
 Temperatura = 30 °C
 pH = 7.4
 Sistema = Sin agitación

* Lodo Nedelco con únicamente 3 meses de almacenamiento (5°C)

3.2.2 Período de Tiempo del ensayo.- El ensayo de biodegradabilidad anaeróbica, depende del tiempo permitido para que ocurra la digestión y por lo tanto siempre se debe informar el número de días en que se llevó a cabo el experimento para obtener resultados de DQO_{BD} . Para predecir la biodegradabilidad en un reactor UASB, por experiencia he encontrado que un período de 7 días de ensayo, a la temperatura del UASB es representativo. Sin embargo, después de largos períodos de un buen manejo y operación de reactores UASB, podrían ser posible, desarrollar bacterias que puedan romper la resistencia del complejo material al cual el lodo inicial no estaba dispuesto a degradar.

Este tipo de adaptación, solamente puede predecirse, por un largo ensayo de biodegradabilidad de 1 mes o mas, o repetidas alimentaciones al mismo lodo. (Siempre que la concentración del agua residual probada durante el ensayo sea relativamente no inhibidora. . .

3.2.3 El lodo-Control.- La prueba de biodegradabilidad anaeróbica, requiere que la biodegradabilidad del lodo sea evaluada. La acidificación de la DQO del agua residual se calcula a partir de la DQO acid. tanto del lodo como del agua residual, menos la DQO ácid. del lodo solamente. Nosotros estamos interesados en evaluar la biodegradabilidad del agua residual, por lo tanto debemos estar seguros que el lodo control es completa y biológicamente estable. Si al final del experimento, la DQO ácid. del lodo control es 20% mayor que la DQO ácida del agua residual, el lodo introducirá muchos errores en el experimento. Por lo tanto la DQO ácid. del lodo-control deberá ser medida, después de 1 a 4 semanas de digestión, para estar seguros que este valor es bajo, antes de usar el lodo para ensayos de biodegradabilidad. Si el lodo no es estable, es necesario digerirlo anaeróbicamente por 1 mes para estabilizarlo.

3.2.4 Concentración del Lodo.- La concentración del lodo deberá ser lo suficientemente alta para añadir un exceso de inóculo, pero lo suficientemente baja que el lodo no contribuya con mas del 20% de la

DQO ácid. del agua residual. Generalmente se recomienda una concentración de 5 gSSV/L. Si el lodo tiene una alta actividad metanogénica ($> 0.2 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4} / \text{g SSV} \times \text{d}$) entonces se puede usar menos lodo, pero la mínima cantidad de lodo deberá ser 1.5 g SSV/L.

- 3.2.5 Concentración de la DQO del agua residual.- La concentración de la DQO del agua residual deberá ser tan alta que el CH_4 y los AGV, puedan medirse exactamente y tan baja que no cause severa inhibición (si es inhibidora). Generalmente se recomienda, una concentración de agua residual de 5 g DQO/L. Si el agua residual contiene toxinas metanogénicas, solamente podrían usarse 2 g DQO/L y un recipiente grande de digestión ($> 2 \text{ L}$).
- 3.2.6 Amortiguadores.- La formación de AGV durante la digestión, pueden causar una elevada acumulación de ácidos no neutralizados en el medio. En orden a prevenir una caída en el pH se debe añadir aproximadamente 1 g de NaHCO_3 por g DQO_{BD} del agua residual. Si no se puede calcular la biodegradación aproximada de la DQO, se debe añadir 1 g de NaHCO_3 por g de DQO del agua residual.
- 3.2.7 Procedimiento.- Al recipiente de digestión del agua residual en "Tratamiento", se añade el lodo y la cantidad de agua residual, que pueda dar la concentración deseada de DQO en el volumen efectivo. Se agrega la solución concentrada de nutrientes y extracto de levadura, de acuerdo a la Tabla 9 y la cantidad de NaHCO_3 necesaria para taponar la DQO_{BD} del agua residual. Se adiciona luego agua hasta el volumen efectivo. Al recipiente de digestión del lodo-control, se añade la misma cantidad de lodo usado en el "Tratamiento", enseguida se agrega agua hasta el volumen efectivo. Se burbujea por 3 minutos, gas N_2 o CH_4 (biogás tratado con NaOH) a través del líquido de ambos recipientes : el Tratamiento y el control.
- 3.2.8 Horario de muestreo.- Durante la prueba se debe medir la producción

acumulada de metano y la concentración de AGV, tanto del lodo-control como del "Tratamiento". Si la DQO del agua residual es principalmente soluble, se debe medir la DQO filtrada. Se debe asegurar, que la medición del metano producido se hace al tiempo que se toma una pequeña muestra para medir los AGV y la DQO filtrada. Si el experimento se realiza en un sistema de régimen estático, no se debe olvidar, mezclar el líquido, antes de tomar las muestras. Los AGV se deben medir el día 0 (cero), cuando se arranca el experimento. Las mediciones deberán ser realizadas el último día (después de 1 semana para experimentos cortos), pero así mismo ellos puedan medirse en días seleccionados antes del último día, para obtener información sobre la biodegradabilidad a diferentes tiempos de digestión.

3.2.9 Cálculo de la DQO soluble del agua residual.- La primera etapa del cálculo es convertir los datos de producción acumulada de CH_4 a mg de DQO_{CH_4} /L como sigue :

$$1000 * (\Sigma \text{CH}_4 / \text{FC}) / V$$

donde :

ΣCH_4 = producción acumulada de CH_4 (mL) producidas después de un tiempo de digestión.

FC = Factor de conversión (mL CH_4 /g DQO). Tabla 7.

V = Volumen efectivo (L) del recipiente de digestión.

1000 = mg/g.

Los datos de concentración de ácidos grasos volátiles, deberán ser convertidos a mg DQO/L, si los resultados están en meq/L. Si se conoce la relación $\text{C}_2 : \text{C}_3 : \text{C}_4$, se usa el factor de conversión marcado "Afluente UASB", en la Tabla 8. La mejor manera de eliminar errores

por estimación errada de la relación $C_2 : C_3 : C_4$, es usar un lodo con una actividad metanogénica alta, de tal manera que la contribución de AGV a la DQO_{total} en cualquier tiempo dado de digestión, sea pequeño. La DQO_{acid} en mg DQO/L se puede calcular sumando mg $DQO-CH_4/L$ mas mg $DQO-AGV/L$ a cada tiempo de digestión. Los datos de DQO filtrada se deberán informar como mg DQO/L .

Ahora que todos los datos están en unidades de mg DQO/L , el siguiente paso del cálculo es corregir los datos del "tratamiento", restando los datos del "control", para obtener los datos corregidos, como se muestra para un ejemplo real en las Tablas 13 y 14 donde la biodegradabilidad de un agua azucarada fue estudiada. Los datos corregidos deberán ser divididos por la concentración corregida de la DQO del agua residual al tiempo o (cero) ($DQO_{t=0}$). Para obtener los % de metanogénesis (% $DQO-CH_4$ o % M) % de AGV presentes (% $DQO-AGV$ o % AGV), % de acidificación (% $DQO-acid.$ o % A) y % de DQO filtrada remanente (% DQO filtrada) o sea que aún permanece a un tiempo dado de digestión (t_x) se procede como sigue :

$$\% M = (DQO-CH_{4t} / DQO_{t=0}) * 100$$

$$\% A = (DQO-acid_t / DQO_{t=0}) * 100$$

$$\% AGV = (DQO-AGV_t / DQO_{t=0}) * 100$$

$$\% DQO \text{ filt} = (DQO-filt_t / DQO_{t=0}) * 100$$

Luego se calcula la DQO filtrada removida (% $DQO_{filt.}$ removida o % R como sigue :

$$\% R = 100 - \% DQO \text{ filtrada.}$$

Los % de biodegradabilidad de la DQO del agua residual (% DQO_{BD} o

TABLA 13 HOJA DE DATOS 1 PARA EL CALCULO DE LA BIODEGRADABILIDAD, ACIDIFICACION Y METANOGENIZACION DE UN EXPERIMENTO SUMINISTRADO CON 4003 mg DQO L⁻¹ DE AZUCAR EN EL "TRATAMIENTO" Y CON 1.5 g SSV L⁻¹ DE LODO GRANULAR EN EL "TRATAMIENTO" Y "CONTROL". (Hong, sin publicar)

TIEMPO DE DIGESTION ACUMULATIVO Horas	"CONTROL"				"TRATAMIENTO"			
	CH ₄	AGV	DQO _{Acid}	DQO _{filtrada}	CH ₄	AGV	DQO _{Acid}	DQO _{filtrada}
	-----mg DQO L ⁻¹ -----							
0	0	0	0	135	0	0	0	4138
44	99	41	140	75	1381	1857	3238	2373
137	122	2	124	122	2686	635	3321	895
281	172	0	172	83	3496	3	3499	204

CONDICIONES EXPERIMENTALES :

Vol. = 2.5 L
 Temperatura = 30 °C
 Agitación
 NaHCO₃ = 4 g L⁻¹
 pH = 7.0

TABLA 14 HOJA DE DATOS 2 PARA LA BIODEGRADABILIDAD ANAEROBICA DEL AZUCAR (DETALLES EN LA TABLA 13)

TIEMPO DE DIGESTION ACUMULATIVO Horas	"CORREGIDO"				% DQO DESECHO			
	CH ₄	AGV	DQO _{Acid}	DQO _{filtrada}	M *	AGV *	A +	E *
	-----		mg DQO L ⁻¹	-----		----- % -----		
0	0	0	0	4003	0.0	0.0	0.0	0.0
44	1282	1816	3098	2298	32.0	45.4	77.4	42.6
137	2564	633	3197	773	64.1	15.8	79.9	80.7
281	3324	3	3327	121	83.0	0.1	83.1	97.0
					BD *	CELULAS *	Y CELULAS	
					----- % -----		g DQO células g ⁻¹ DQO _{BD}	
0					0.0	0.0		
44					88.0	10.6	0.120	
137					96.5	16.6	0.172	
281					97.1	14.0	0.144	

* Ver el texto para los cálculos.

C-34

% BD) y las células producidas como un porcentaje de la DQO del agua residual (% DQO_{cel} o % células) se calculan como siguen :

$$\% \text{ BD} = \% \text{ R} + \% \text{ AGV}$$

$$\% \text{ células} = \% \text{ BD} - \% \text{ A o}$$

$$\% \text{ células} = \% \text{ R} - \% \text{ M.}$$

La producción específica celular ($Y_{\text{celular}} : \text{g DQO}_{\text{cel}}/\text{g DQO}_{\text{BD}}$) es :

$$Y_{\text{cel}} = \% \text{ células} / \% \text{ BD.}$$

Ejemplo de estos cálculos se muestran en la Tabla 14 para el experimento citado. Los resultados completos se muestran en la Figura 21. La producción promedio celular en todo el experimento fue 0.18 (en la Tabla no se muestran todos los resultados).

El azúcar es completamente biodegradable y por lo tanto en este experimento no hubo ninguna medida de DQO resistente (DQO_{res}). El % de DQO_{res}, el último día se puede calcular así :

$$\% \text{ DQO}_{\text{res.}} = 100 - \% \text{ BD.}$$

3.2.10 Cálculo de la DQO insoluble del agua residual.- Para medir la DQO insoluble se necesita un sistema de régimen mezclado. En este caso, se miden los mismos parámetros pero el cálculo es diferente, puesto que no se puede medir directamente la DQO removida (el lodo y el sustrato no se pueden separar por filtración). Los % M, % AGV, % A y DQO_{filt.} se calculan como se indicó antes, usando la concentración de la DQO insoluble adicionada al comienzo como DQO_{t=0}. Estos datos se muestran en la Tabla 15 para un experimento real donde se estudió la biodegradación de la celulosa.

BIODEGRADABILIDAD ANAEROBICA DE AZUCAR Glucosa Monomérica (soluble)

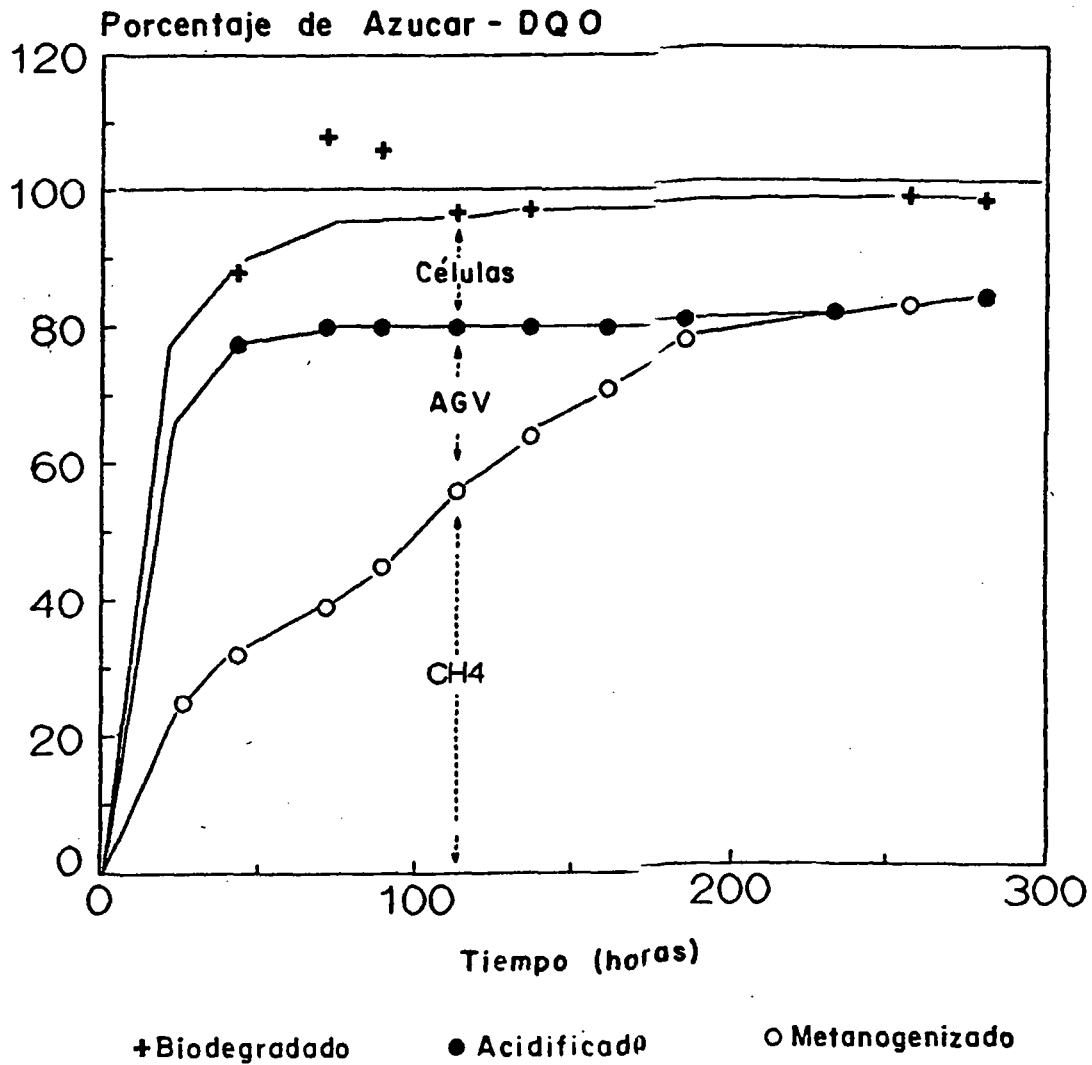


FIGURA 21 Biodegradabilidad anaeróbica del azúcar, durante un ensayo de flujo discontinuo de digestión anaeróbica (Hong, sin publicar). En la Tabla 13 se dan detalles de este experimento.

La producción celular no puede ser calculada, sin los datos de % R. Por lo tanto se necesita estimar el % DQO_{cel}, usando Y_{cel} (g DQO_{cel}/DQO_{BD}), derivado de la Tabla 1, como sigue :

$$\text{Acidificación } Y_{\text{cel}} = 0.196$$

$$\text{Metanogénesis } Y_{\text{cel}} = 0.028$$

El % de la DQO insoluble del agua residual, convertido a células (al tiempo t_x), se puede calcular como sigue :

$$\% \text{ células * acidif} = [(\% A_{\text{tx}})/(1 - 0.196)] - (\% A_{\text{tx}})$$

$$\% \text{ células * Metanog} = [(\% M_{\text{tx}})/(1 - 0.028)] - (\% M_{\text{tx}})$$

$$\% \text{ células totales} = \% \text{ células x acidif.} + \% \text{ células x metanog.}$$

El % de biodegradabilidad (% BD) y el % de hidrólisis (% H) de la DQO insoluble de un agua residual se puede ahora calcular.

$$\% \text{ BD} = \% \text{ A} + \% \text{ células totales}$$

$$\% \text{ H} = \% \text{ BD} + (\% \text{ DQO fil.} - \% \text{ AGV})$$

El sustrato hidrolizado pero no acidificado (sustrato monomérico) es (% DQO filt. - % AGV).

La Tabla 15 muestra los resultados de estos cálculos, a partir del experimento de la celulosa, usando el factor de producción celular Y_{cel} de la Tabla 1. La Figura 22 muestra los resultados completos cuando el promedio de producción celular, Y_{cel}, fue usado del experimento de azúcar citado.

3.2.11 DQO soluble e insoluble en el agua residual.- Si la DQO del agua residual se compone de ambas; DQO soluble e insoluble, las fracciones

TABLA 15 HOJA DE DATOS PARA EL CALCULO DE LA BIODEGRADABILIDAD, ACIDIFICACION, METANOGENIZACION E HIDROLISIS DE UN EXPERIMENTO SUMINISTRADO CON 4000 mg DQO CELULOSA L⁻¹ EN EL "TRATAMIENTO" Y CON 1.5 g SSV L⁻¹ DE LODO GRANULAR EN EL "TRATAMIENTO" Y "CONTROL" (Hong, sin publicar). LOS DATOS PRESENTADOS AQUI SON YA CORREGIDOS POR EL CONTROL Y EXPRESADOS COMO UN PORCENTAJE DE LA DQO DE CELULOSA AL TIEMPO 0.

TIEMPO DE DIGESTION ACUMULATIVO Horas	PORCENTAJE DE DQO DESECHO INSOLUBLE						
	M *	AGV *	A *	DQO filtrada *	CELULAS *	BD *	H *
	----- % -----				-----		
	Medida				Estimada		
0 Etapa	0	0	0	0	0	0	0
72 retraso	4	2	6	2	1	7	7
89	22	6	28	10	7	35	39
137	37	5	42	13	11	53	61
281	72	1	73	2	20	93	74

CONDICIONES EXPERIMENTALES :

Vol. = 2.5 L
 Temperatura = 30 °C
 Agitación
 NaHCO₃ = 4 g L⁻¹
 pH = 7.0

BIODEGRADACION ANAEROBICA DE CELULOSA

Glucosa Polimérica (insoluble)

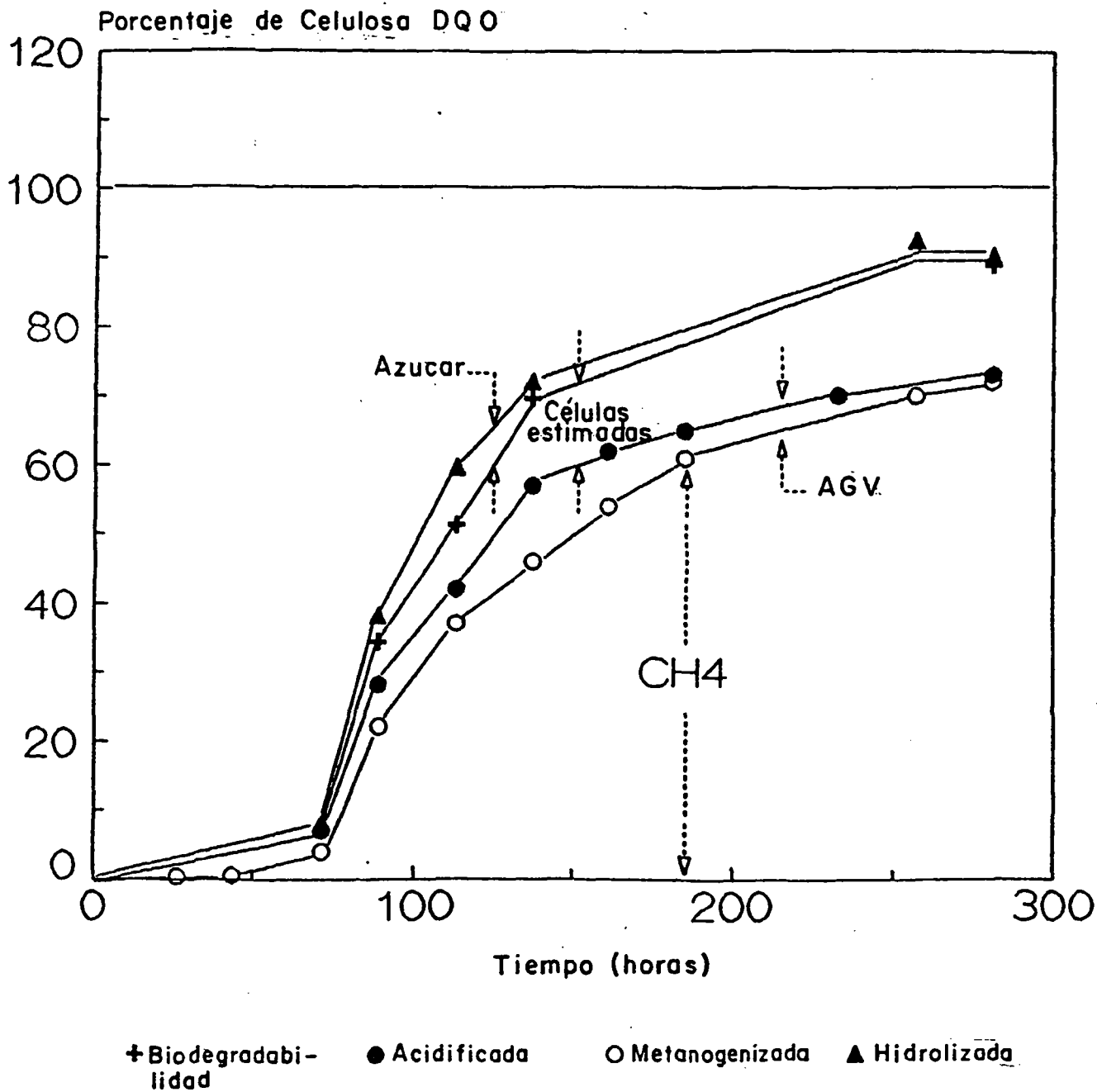


FIGURA 22 La biodegradabilidad anaeróbica y la hidrólisis de la celulosa, durante un ensayo de digestión por tandas (Hong, sin publicar). En la Tabla 15 se dan detalles de este experimento.

solubles e insolubles (o DQO filtrada y DQO_{s.s}) deberán ser separadas y se debe estudiar la biodegradabilidad para cada fracción.

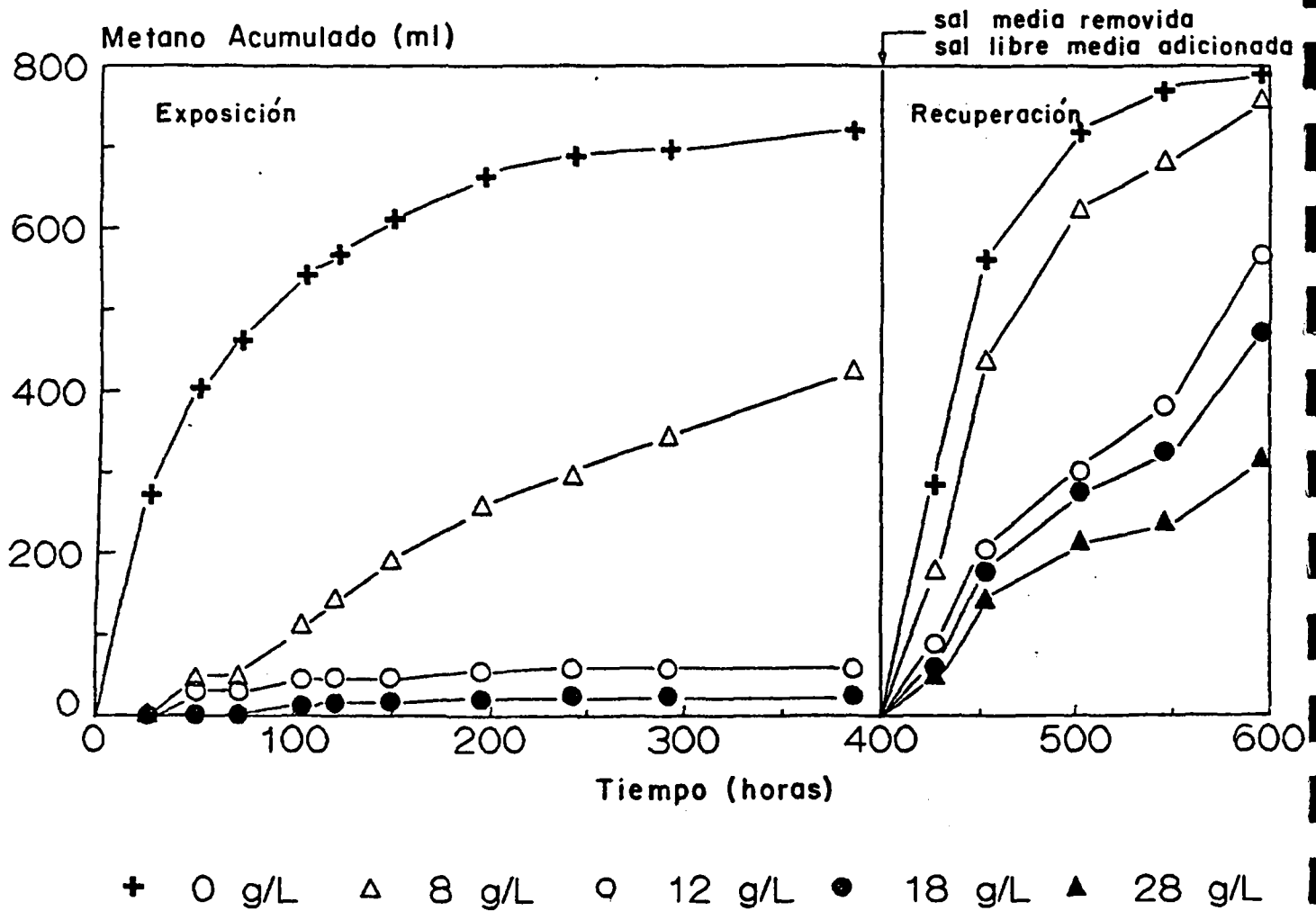
3.3 ENSAYOS DE TOXICIDAD METANOGENICA

- 3.3.1 Objetivo.- El objetivo de esta prueba de toxicidad es determinar el porcentaje de la actividad metanogénica que se pueda perder debido a compuestos inhibidores. La toxicidad se determina comparando la actividad del lodo alimentado únicamente con sustrato con la actividad del lodo alimentado con el mismo sustrato mas el compuesto tóxico sospechoso.
- 3.3.2 Estudios de Toxicidad de Sustratos no Inhibidores.- Caso 1 : Si el compuesto inhibidor no suministra sustrato al medio, entonces el experimento se estructura en la misma forma que la prueba de actividad (sección c 3.1). El "control" recibe como sustrato solamente ácidos grasos volátiles, AGV, y el "tratamiento", recibe además de los AGV, concentraciones variables del compuesto inhibidor. Si el compuesto inhibidor produce en el "tratamiento" un pH diferente del pH del control con AGV, el pH del medio del "Tratamiento" deberá ajustarse al mismo valor de pH del control.
- 3.3.3 Estudios de Toxicidad de Sustratos Inhibidores.- Caso 2 : Si el compuesto inhibidor o el agua residual con compuestos inhibidores suministran sustrato al medio, entonces el ensayo de toxicidad debe modificarse. Si el suministro de sustrato metanogénico (DQO-acid) de el compuesto inhibidor o agua residual con inhibidores es menor que el 50% de la DQO-AGV de los ácidos grasos volátiles del control, el experimento se realiza en forma similar a la prueba de actividad, el control recibe únicamente AGV como sustrato, el "tratamiento" recibe los mismos AGV que el control mas el sustrato que contiene el inhibidor. Se debe incluir la adición de bicarbonato de sodio,

NaHCO_3 en el "Tratamiento" (pero no en el control) basado en la relación 1 g de NaHCO_3 por g. DQO_{BD} del inhibidor o agua residual suministrada.

- 3.3.3 Estudios de Toxicidad de sustratos inhibidores.- Caso 3 : Si los inhibidores o el agua residual con inhibidores suministra mas que el 50% de la DQO -acid. proporcionada por los AGV del control, el ensayo de toxicidad no se puede hacer como la prueba de actividad. En este caso cada concentración del inhibidor o agua residual con inhibidores debe tener un control de AGV separado. Los "tratamientos" se añaden junto con el NaHCO_3 y no se adicionan AGV. El "control" para cada tratamiento debe llevar una cantidad de AGV neutralizados igual a la DQO -acid. del "Tratamiento" (no se agrega NaHCO_3). La composición de los AGV del control se debe hacer, aproximando la relación $C_2 : C_3 : C_4$ a la relación de la DQO del "Tratamiento" acidificado. Si no se conoce esta última relación se puede usar la siguiente $C_2 : C_3 : C_4 \rightarrow 73 : 23 : 04$.
- 3.3.4 Primera alimentación o Alimentación de exposición.- Durante la primera alimentación (alimentación de exposición), el lodo está expuesto a los compuestos inhibidores. La actividad del control se determina en la misma forma que para la prueba de actividad. Generalmente en los días iniciales de la primera alimentación no se ha llegado a expresar completamente la inhibición de los "tratamientos". La actividad del ensayo se determina a partir del período de actividad siguiente a la primera indicación de reducción de actividad. El período de actividad del "tratamiento" puede no ser siempre el mismo período de la actividad del control. En el ejemplo de la figura 23 (Na^+ = Caso 1), el período de actividad del control durante la alimentación de exposición estuvo entre 0 - 72 horas y el período de actividad del "tratamiento" como sal estuvo entre 104-292 horas. En otros ejemplos, Figura 24 (resina de pino = Caso 1) y Figura 25 (extracto de corteza = Caso 2), los períodos de actividad del control y del "ensayo" coinciden.

TOXICIDAD DEL SODIO SOBRE LA ACTIVIDAD METANOGENICA
 Sustrato = mezcla de C₂, C₃ y C₄

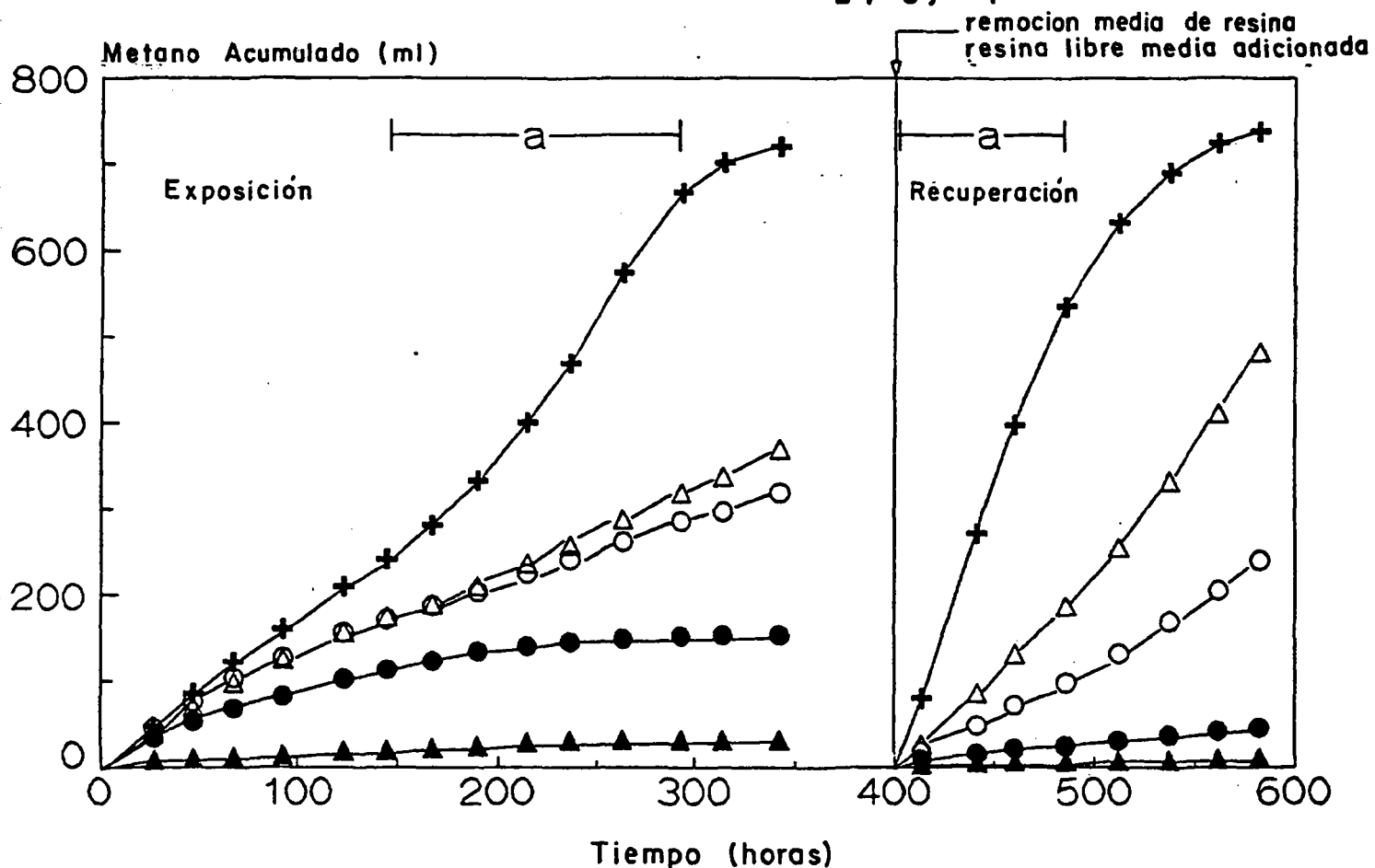


Nota: Concentración de Sodio durante el periodo de exposición

FIGURA 23 Curva de producción acumulada de metano, durante un ensayo de tratabilidad de digestión anaeróbica por tandas (Caso 1) de 4 g de DQO/L de AGV como sustrato (C₂:C₃:C₄ = 24:34:41 % DQO) con "tratamientos" con sodio (Na⁺). La concentración del lodo fué 1.36 g SSV/L de lodo de "Nedalco", el cual fué adaptado previamente por una semana a los AGV del sustrato. El experimento fué realizado con régimen estático y a una temperatura de 30°C (Hong, sin publicar).

TOXICIDAD DE LA RESINA DE PINO SOBRE LA ACTIVIDAD METANOGENICA

Sustrato = mezcla de C₂, C₃ y C₄



+ 0.000 Δ 0.070 ○ 0.140 ● 0.280 ▲ 0.700

Nota: Concentración de resina de pino (g/L) durante el periodo de exposición

FIGURA 24 Curva de producción acumulada de metano, durante ensayos de toxicidad por digestión anaeróbica con flujo discontinuo (Caso 1) de 4 g DQO/L de AGV como sustrato (C₂:C₃:C₄ = 24:34:41 % DQO) con "tratamientos" de extracto alcalino de madera de pino. La concentración del lodo fué 1.36 g SSV/L de lodo de "Nedalco", el cual no fué adaptado previamente al sustrato de AGV. El experimento se realizó con régimen estático y a una temperatura de 30°C (Field et al, 1987).

TOXICIDAD DEL EXTRACTO DE CORTEZA DE PINO SOBRE LA ACTIVIDAD METANOGENICA

Sustrato : Mezcla C₂ C₃ y C₄

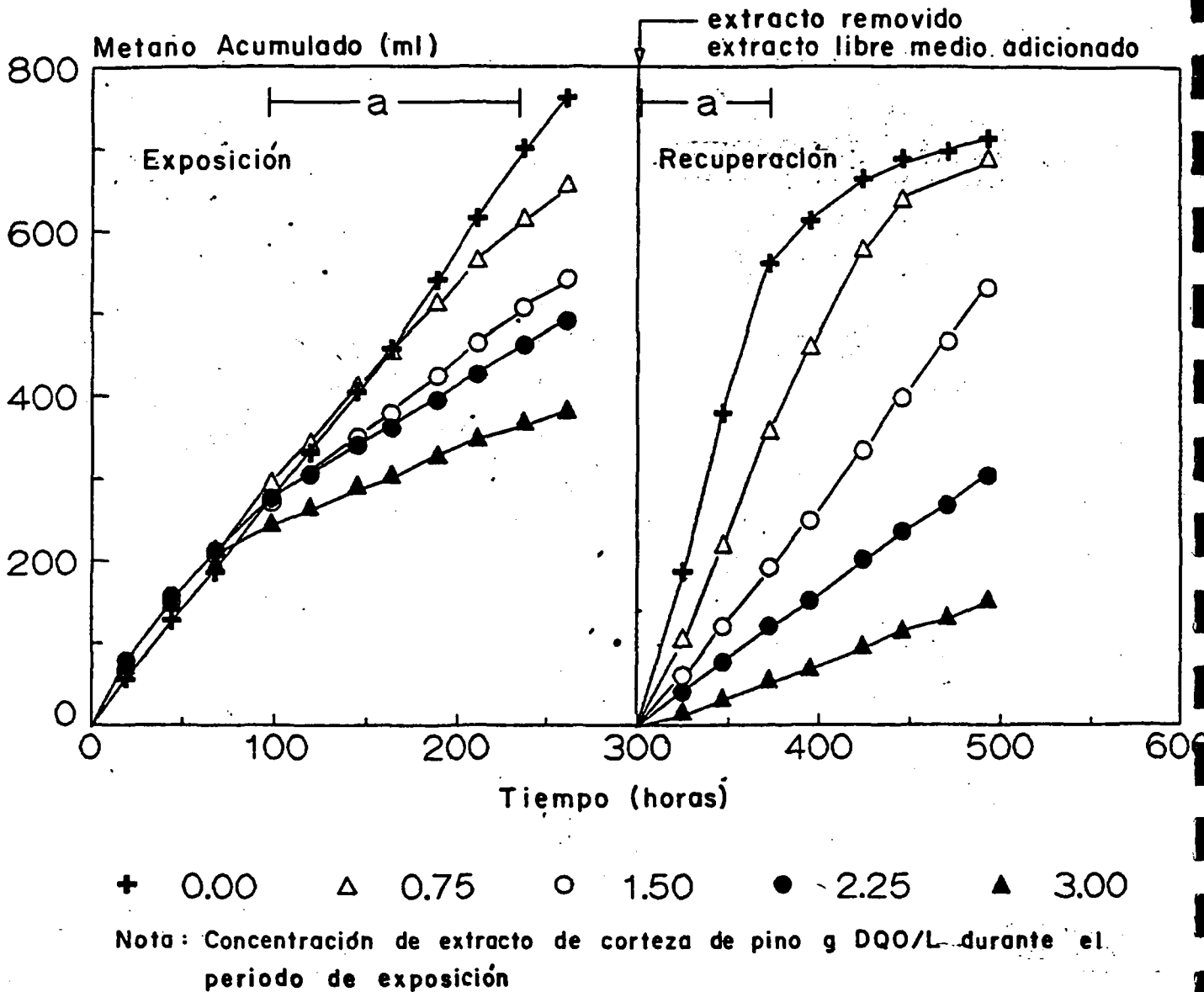


FIGURA 25 Curva de producción acumulada de metano, durante un ensayo de toxicidad por digestión anaeróbica (Caso 2) de 4 g DQO/L de AGV como sustrato (C₂:C₃:C₄ = 24:34:41 % DQO) con "tratamientos" de extracto acuoso de corteza de pino (toxicidad debida a los taninos). La concentración del lodo fué 1.36 g SSV/L de lodo "Nedanco", el cual no estaba previamente adaptado a los AGV del sustrato. Para neutralizar la DQO_{acid} de la fracción biodegradable de los extractos, se añadieron 2 g/L de NaHCO₃ a todos los "tratamientos" y el "control". El experimento fué realizado con régimen estático y a una temperatura de 30°C (Field et al, 1987).

3.3.5 Segunda Alimentación o Alimentación de Recuperación.- Al final de la alimentación de exposición, se deja sedimentar el lodo tanto en los "tratamientos" como en el "control", se decanta el sobrenadante y se descarta. Se prepara un nuevo medio de igual manera que el medio usado para el control, con AGV como sustrato y se vierte en ambas botellas : control y "tratamiento. La alimentación de recuperación puede entonces iniciarse.

La actividad de los "tratamientos" se determina a partir de los mismos períodos de actividad del control. La actividad siguiente a la exposición, es la verdadera actividad residual del lodo. Esta actividad es la actividad medida directamente después de remover el inhibidor que contiene el medio. En este punto la alimentación de recuperación está terminada. Sin embargo vale la pena continuar midiendo la producción de metano por algún tiempo, después del período de actividad para ver si la actividad del "tratamiento" mejora después del período de actividad. Si se observa un mejoramiento, el lodo está "recuperación su actividad."

3.3.6 Alimentación para exposición continuada.- Al final del período de exposición se puede decidir si se continúa con la experiencia para determinar si el lodo se está adaptando al compuesto tóxico. El medio de la alimentación de exposición, se decanta y se descarta. Se prepara un nuevo medio para los "tratamientos", en la misma forma que se preparó el medio para el primer período de exposición. Para los controles se prepara un nuevo medio en igual forma que se preparó el sustrato de AGV usado para la primera alimentación de exposición del "control".

La actividad de los ensayos se determina del mismo período de actividad del control. Esta es la verdadera actividad del lodo con exposición continuada. Esta actividad es la actividad medida directamente después de suministrar de nuevo el inhibidor al contenido del medio. Vale la pena continuar las mediciones de

TOXICIDAD POR SODIO

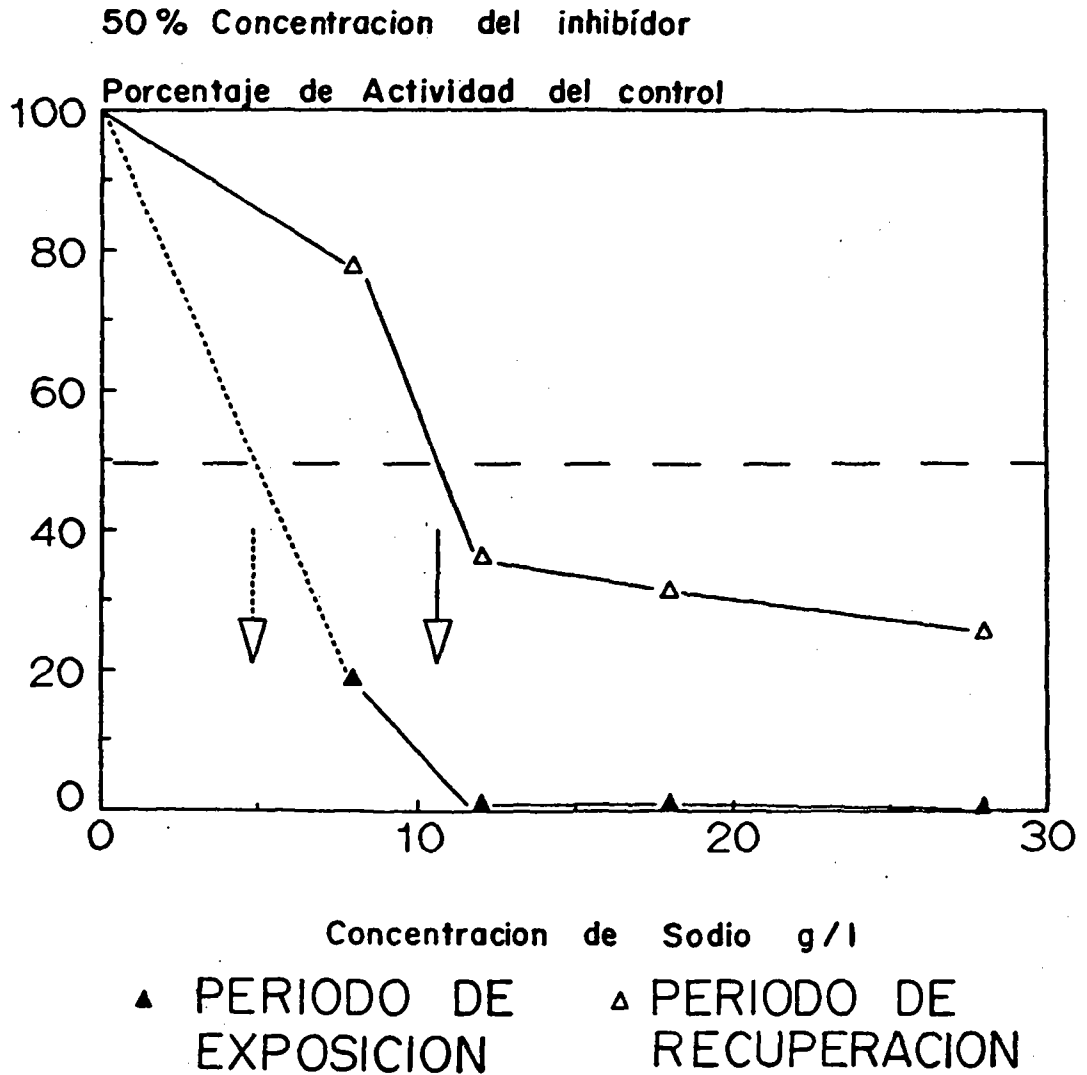


FIGURA 26 Determinación de la concentración de sodio (Na^+) que produce el 50% de inhibición. Este experimento se describe con detalle en la leyenda de la Figura 23. Inhibición = 100-% de actividad del control.

TOXICIDAD DE RESINA DE PINO

50% Concentracion del Inhibidor

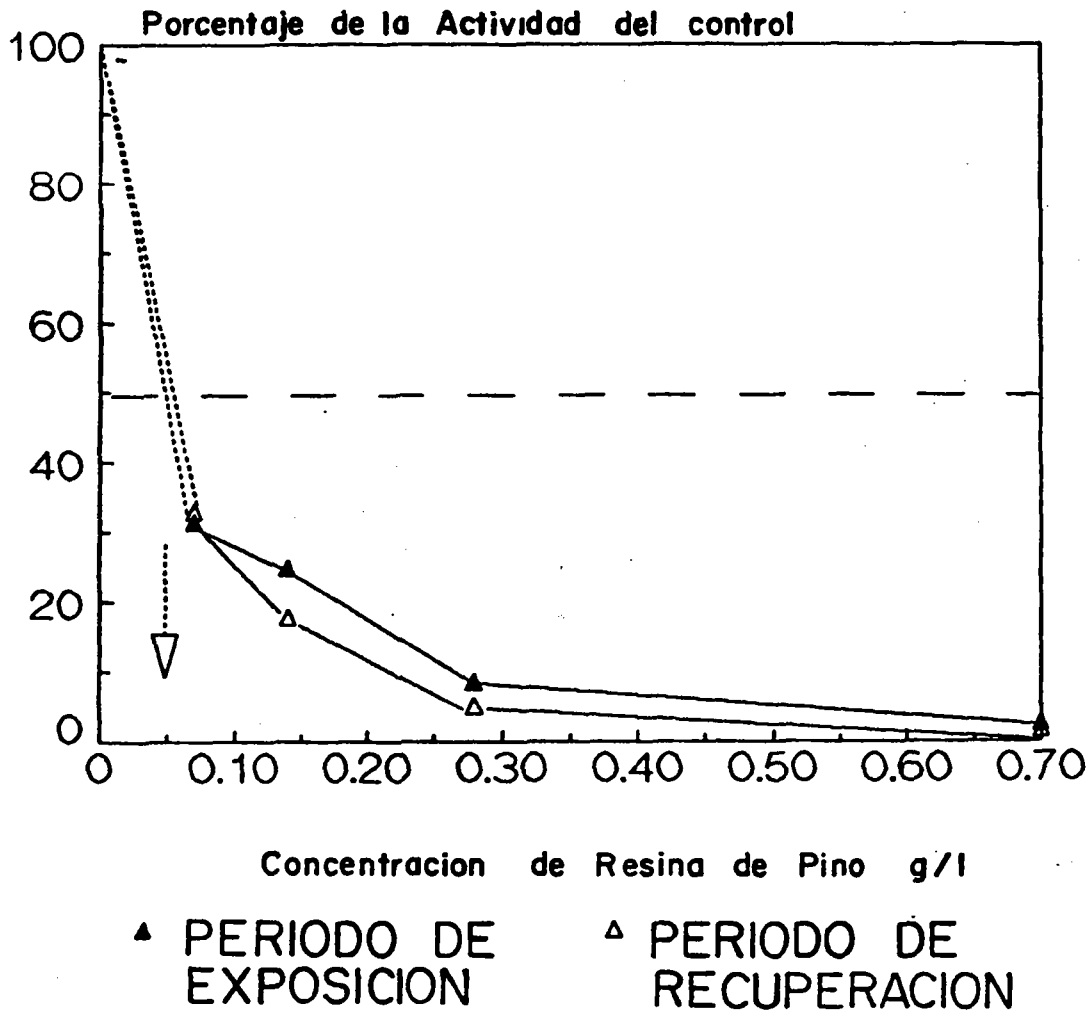
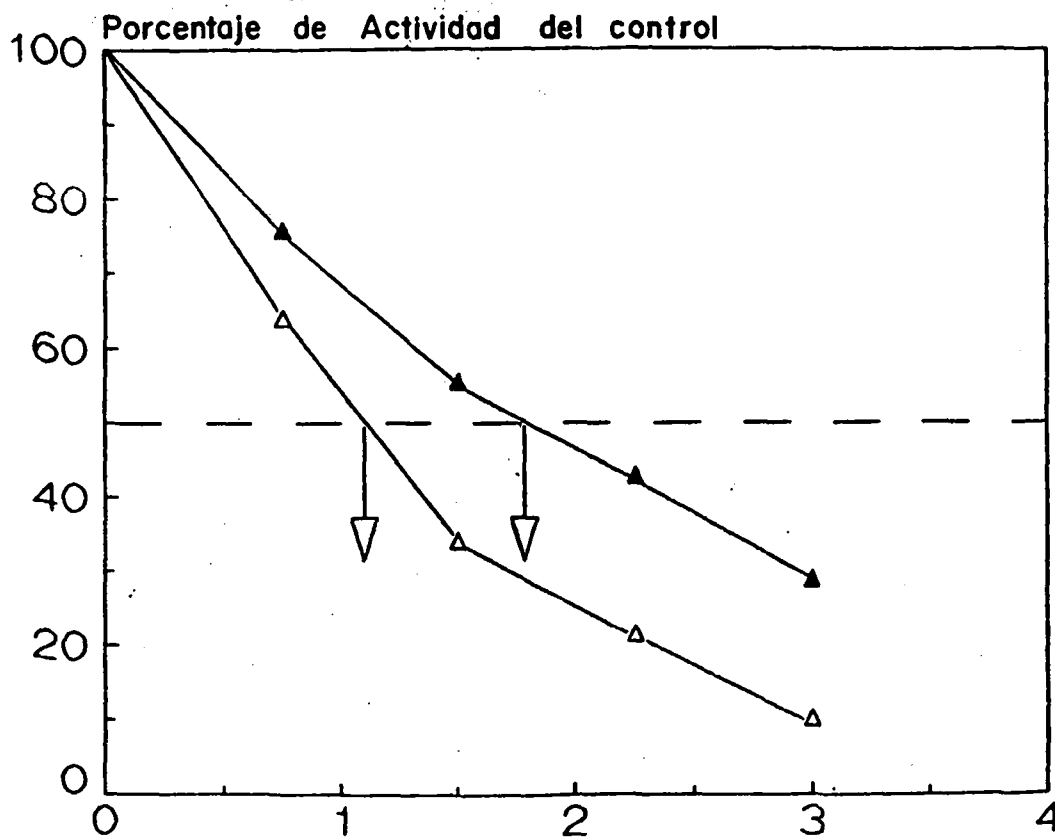


FIGURA 27 Determinación de la concentración de resina de madera de pino, que produce el 50% de inhibición. Este experimento se describe con detalle en la leyenda de la Figura 24. Inhibición = 100-% de actividad del control.

TOXICIDAD DEL EXTRACTO DE CORTEZA DE PINO

50% Concentración del inhibidor



Concentración del Extracto de Corteza de pino g DQO/l

▲ PERIODO DE
EXPOSICION

△ PERIODO DE
RECUPERACION

FIGURA 28

Determinación de la concentración de la DQO del extracto de corteza de pino, que produce el 50% de inhibición. Este experimento se describe con detalle en la leyenda de la Figura 25. Inhibición = 100% de actividad del control.

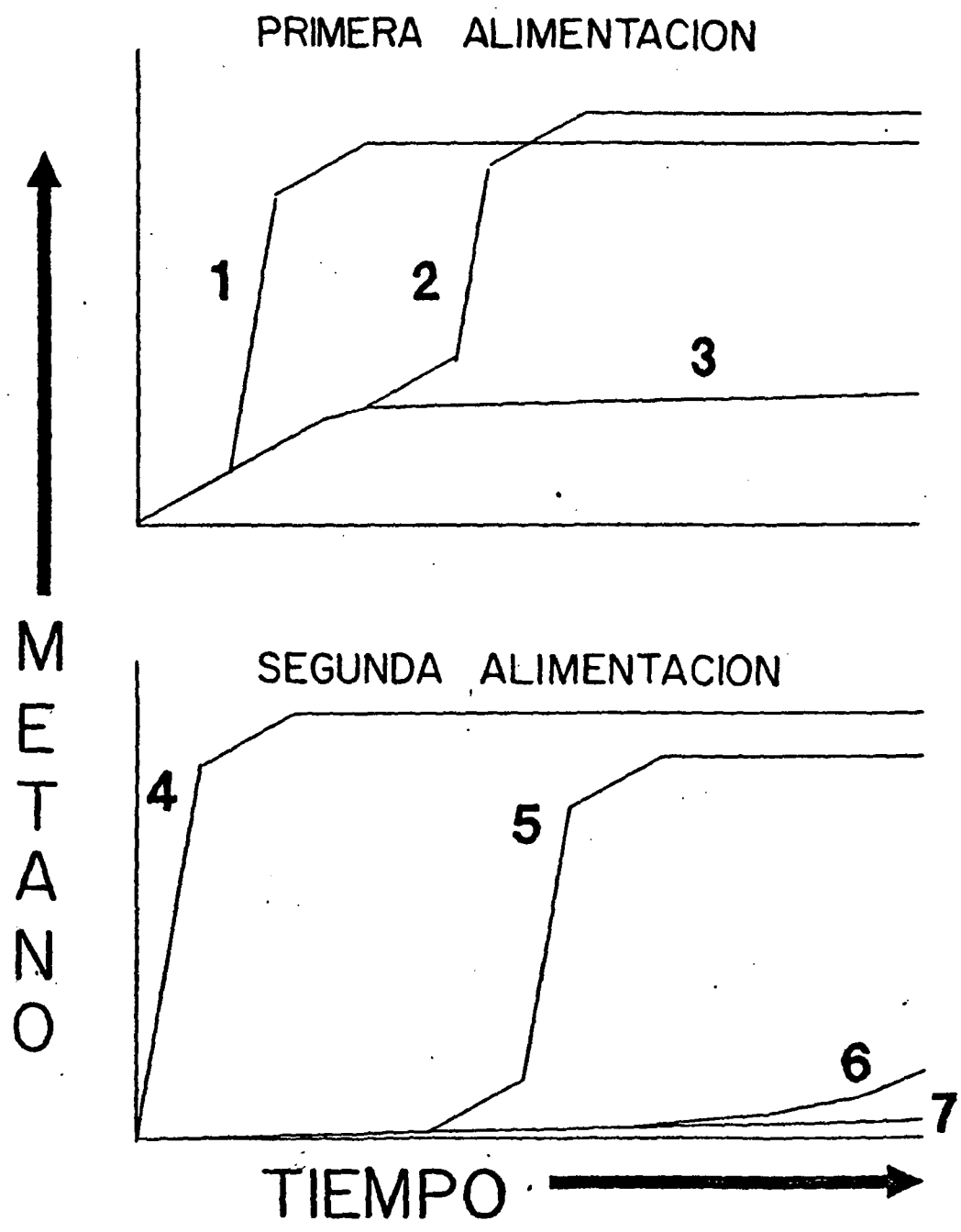


FIGURA 29 Modelos básicos de toxicidad. (La curva hipotética de producción acumulada de metano se describió en la Tabla 16).

producción de metano por algún tiempo después del período de actividad, para ver si la actividad del "tratamiento" mejora después del período de actividad. Si se observa un mejoramiento, el lodo se está "adaptando" al tóxico.

- 3.3.7 Cálculo de la Inhibición.- Para calcular la inhibición, se deben determinar las actividades metanogénicas (ACT) del control (C) y de los tratamientos (T), de acuerdo a los cálculos reseñados para la prueba de actividad (numeral C.3.1). El porcentaje de actividad (% ACT) comparado con el sustrato-control se calcula como sigue :

$$\% \text{ ACT} = (\text{ACT}_T / \text{ACT}_C) * 100$$

El porcentaje de inhibición (% INHIB) es :

$$\% \text{ INHIB} = 100 - \% \text{ ACT}$$

El 50% de la concentración de inhibición de un compuesto inhibidor o de un agua residual se determina, trazando sobre una gráfica el % ACT vs concentración del "tratamiento" y determinando la actividad a la cual el 50% intercepta la línea de actividad. Esto se muestra en las Figuras 26, 27 y 28 para los ejemplos antes citados. El 50% de la concentración de inhibición no se puede calcular exactamente si la mayor concentración de inhibición del "ensayo" es menor que el 50%. Tampoco se podrá determinar exactamente, si la menor concentración de inhibición del ensayo es mayor que el 80%.

- 3.3.8 Interpretación.- La figura 29, muestra una curva hipotética de producción de metano, la cual ilustra el patrón de toxicidad básico durante la prueba.. La Tabla 16 muestra la explicación del modelo básico de toxicidad. Una toxina metabólica, interfiere con un proceso metabólico pero no produce ningún daño a la bacteria. Tan pronto como la toxina sea retirada de la bacteria, la actividad se

TABLA 16 INTERPRETACION DEL ENSAYO DE TOXICIDAD (VER CURVAS DE LA FIGURA 29)

TIPO DE TOXICIDAD	1a. ALIMENTACION EXPUESTA	2a. ALIMENTACION RECUPERACION	2a. ALIMENTACION CON EXPOSICION CONTINUADA
	----- Modelo en la Figura 29 -----		
MODELOS NO TOXICOS :			
Control de sustrato	1	4	4
No tóxico	1	4	4
FORMAS DE TOXICIDAD :			
Metabólica	3	4	
Fisiológica	3	5	
Bactericida	3	6	
FORMAS DE ADAPTACION :			
Metabólica	2		4
Fisiológica	3		5
Poblacional	3		6
No adaptación	3		7

C-51

recupera. Es evidente la inhibición en la alimentación de exposición, pero la actividad residual de la alimentación de recuperación no se inhibe. La sal de sodio (Na^+) es un ejemplo de una toxina metabólica. (Figura 23).

Una toxina fisiológica es la causante que el sistema fisiológico de la célula (membranas, enzimas intracelulares) empiecen a dañarse. Sin embargo la bacteria no muere directamente. La inhibición es evidente en la "alimentación de exposición", así como para la actividad residual de la "alimentación de recuperación. Será obvia una recuperación de la actividad si se permite que la alimentación de recuperación continúe después del período de actividad. El tiempo para esta recuperación se relaciona con el tiempo necesario para que las bacterias vivientes reconstruyan el sistema metabólico dañado. Un ejemplo de toxicidad fisiológica se muestra en la figura 24 para bajas concentraciones de resinas de pino. Nótese que la pendiente de la curva de producción de metano, para 0.07 y 0.14 g de resina/L aumenta después del período de actividad de la alimentación de recuperación.

Una toxicidad bactericida, produce la muerte de la bacteria. Probablemente no se recuperará de la inhibición, durante la alimentación de recuperación excepto a muy baja tasa relacionada con el nuevo crecimiento. La alta concentración de resina de pino en la Figura 24 es un ejemplo de una toxicidad bactericida. Nótese que la pendiente de estos "ensayos" para (0.28 y 0.70 g de resina/L) no aumentan después del período de actividad de la alimentación de recuperación.

La Tabla 16 así mismo muestra las interpretaciones del modelo de adaptación. Una adaptación metabólica ocurre si desde antes la bacteria tiene un metabolismo para degradar (o detoxificar) el inhibidor. La inhibición se evidencia únicamente durante unos pocos

días, hasta que el inhibidor se modifica o degrada y la inhibición entonces desaparece.

Una adaptación fisiológica es la habilidad de las bacterias existentes para producir un nuevo sistema metabólico, el cual pueda degradar el inhibidor o el cual pueda funcionar en presencia del inhibidor. La inhibición desaparecerá.

La Tabla 16 así mismo muestra las interpretaciones del modelo de adaptación. Una adaptación metabólica ocurre si desde antes la bacteria tiene un metabolismo para degradar (o detoxificar) el inhibidor. La inhibición se evidencia únicamente durante unos pocos días, hasta que el inhibidor se modifica o degrada y la inhibición entonces desaparece.

Una adaptación fisiológica es la habilidad de las bacterias existentes para producir un nuevo sistema metabólico, el cual pueda degradar el inhibidor o el cual pueda funcionar en presencia del inhibidor. La inhibición desaparecerá subitamente después del período de tiempo usado para producir las nuevas posibilidades metabólicas.

Una adaptación de los microorganismos ocurre cuando la población bacterial cambia su composición como resultado de la inhibición. La adaptación por un cambio en la población bacterial generalmente ocurre en un largo período de tiempo. El tiempo se relaciona con el crecimiento de las nuevas bacterias que puedan degradar el inhibidor o puedan funcionar en presencia del inhibidor.

4 PERFIL DE LODOS

4.1 OBJETIVO

La cantidad de lodo en el reactor se puede determinar por un perfil de lodos. Si se conoce la actividad metanogénica del lodo y la cantidad del lodo presente, se puede predecir la máxima carga orgánica.

Debe comprenderse que el contenido y la actividad del lodo están sujetos a muchos cambios durante la operación del reactor. Después de alcanzar condiciones de estabilidad, la actividad del lodo deberá permanecer constante pero el contenido del lodo aumentará regularmente.

4.2 EQUIPOS

Para la determinación del contenido de lodo en un reactor, es útil tener unos cuantos sitios de muestreo a diferentes alturas en el reactor.

Para la determinación de los sólidos suspendidos volátiles, S.S.V. se debe tener una centrífuga (5000 rpm), una estufa para secado y una pequeña mufla (para 600°C).

4.3 MUESTREO

El punto más crítico en la determinación de la cantidad de lodo en un reactor es el muestreo. Cuando se abre la válvula de muestreo se debe descartar el primer volumen que sale de los conductos antes de coleccionar

la muestra. La muestra se debe pesar en lugar de medir directamente un volumen de ella (se asume 1 gr/ml).

4.4 PROCEDIMIENTO

Medida del contenido de S.S.V. del lodo :

- 4.4.1 Se mide la muestra y se registra el peso.
- 4.4.2 Se centrifuga la muestra, se descarta el sobrenadante y se registra el peso del lodo húmedo.
- 4.4.3 Se vierte el lodo húmedo en un crisol de procelana (todo el lodo de 4.4.2) y se somete a sequedad por un día, en un horno a 105°C. Se registra el peso del lodo después de secado.
- 4.4.4 Se coloca el crisol sobre un mechero de gas y se quema hasta carbonizar la mayor parte de materia orgánica (se debe usar campana de extracción).
- 4.4.5 Se coloca el crisol en la mufla (Previamente calentada a 600°C), por 20 minutos o mas. Se enfría en un desecador y se registra el peso de las cenizas.

4.5 CALCULO DE LOS S.S.V. DE LAS MUESTRAS

Los S.S.V (g/L) del líquido muestreado del reactor se calculan como sigue :

$$[\text{peso lodo seco (105}^{\circ}\text{C)} - \text{peso lodo incinerado (600}^{\circ}\text{C)} / \text{peso muestra}] \times 10^3$$

4.6 CANTIDAD CALCULADA DE S.S.V. EN EL REACTOR

La concentración de S.S.V. debe ser trazada sobre una gráfica de conc. S.S.V. contra altura del sitio de muestreo (perfil de lodos), como se muestra para un ejemplo hipotético en la Figura 30. La altura de los sitios de muestreo del reactor, se pueden convertir a volumen del reactor. El área bajo la curva, representa el contenido total de lodos en el reactor. El contenido total de lodos del reactor dividido por el volumen total del reactor es la concentración promedio de S.S.V. en el reactor.

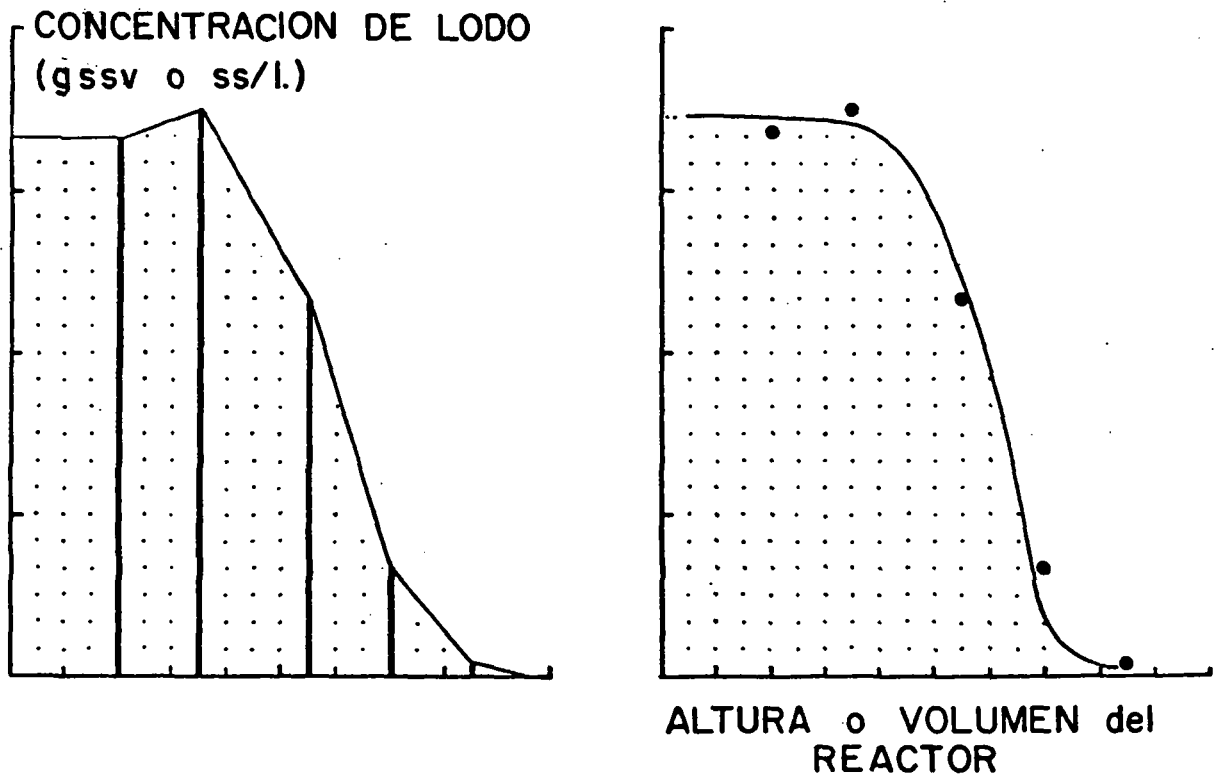


FIGURA 30 Un ejemplo típico de perfil de un lodo. La cantidad del lodo corresponde al área sombreada bajo la curva del perfil. En la gráfica, al lado izquierdo, las muestras se representan por barras y los puntos-datos se unen con líneas. En la gráfica, al lado de recho se muestra una curva redondeada conectando los datos en la cual se calcula aproximadamente 2% más lodo que el calculado a la izquierda.

D. RELACION ALCALINIDAD-ACIDOS GRASOS VOLATILES

**OLGA ROJAS CH.
Universidad del Valle
Colombia**

D. LA ALCALINIDAD COMO PARAMETRO DE CONTROL DE AGV EN DIGESTORES ANAEROBICOS

RESUMEN

El proceso de digestión anaeróbica en la fase acidogénica involucra la producción de grandes cantidades de ácidos grasos volátiles en el reactor, lo cual puede llevar a caídas de pH, a valores en los cuales la actividad metanogénica es seriamente inhibida.

El problema puede ser obviado por la acción neutralizante de compuestos amortiguadores que forman con los ácidos generados durante el proceso de fermentación, sales neutras, impidiendo así la acidificación del medio por acumulación de ácidos orgánicos. El sistema tampón o buffer de aguas y aguas residuales, generalmente es el sistema carbonático, en el cual el ión bicarbonato, principalmente, reacciona con los patrones, H^+ , de los AGV, produciendo la respectiva sal e impidiendo así un descenso en el valor del pH por aumento de la concentración de hidrogeniones.

Las investigaciones sobre el tema, han dado como resultado que uno de los métodos más rápido, seguro y eficaz, para el control de la acumulación de AGV en digestores anaeróbicos, es la determinación de la capacidad buffer carbonática del sistema, la cual puede ser utilizada para vigilar el funcionamiento de reactores operados por el sistema UASB. Existen muchos métodos para estimar la alcalinidad de un agua, sin embargo la coexistencia en el medio de otros compuestos orgánicos e inorgánicos, con capacidad buffer en el mismo rango de pH del bicarbonato pero sin su misma efectividad en el control de la acidificación, razón por la cual se han sugerido y ensayado varias modificaciones a los métodos tradicionales, algunos de los cuales

han sido de gran ayuda para el adecuado control de operación de sistema anaeróbicos en los cuales se han probado.

En esta conferencia se discutirán dos de los métodos propuestos, para la utilización de la alcalinidad como parámetro de control del proceso.

1 INTRODUCCION

A pesar del auge que en nuestro medio está tomando el diseño y construcción de reactores operados por el sistema de manto de lodos de flujo ascendente, UASB, hasta el momento no ha sido posible obtener un buen funcionamiento de las unidades construídas, debido en parte a falta de conocimiento respecto a los complejos fenómenos que ocurren en el medio y que aún no está completamente dilucidadas y la poca atención que se da a los requerimientos vitales de las poblaciones microbiales implicadas en el proceso.

El arranque de un reactor UASB, es la etapa crítica. Arrancar implica el seguimiento del desarrollo del sistema no únicamente en lo relacionado con la remoción de materia orgánica, sino en su paso hacia la estabilización. En sistemas anaeróbicos la población bacteriana es altamente sensible a cambios generados en el medio ambiente que los rodea, además no está adaptada al nuevo sustrato. La adaptación es una etapa lenta que debe realizarse con cuidado. En el medio acuoso está ocurriendo una selección de microorganismos necesarios para el metabolismo del sustrato en sus diferentes fases.

La primera fase, la acidogénica, en la cual ocurre el rompimiento hidrolítico de las complejas moléculas orgánicas, es relativamente fácil de realizar, la población microbiana rápidamente desdobla los polímeros orgánicos, formando alcoholes y ácidos grasos de cadenas cortas. Las bacterias acidogénicas resisten pH tan bajos como 4.5, valor fácilmente alcanzado en reactores operados incorrectamente, indudablemente la producción de gas continúa porque son varios los gases generados en el proceso, sin embargo a pH bajo el metano, que debe ser el principal constituyente del biogás tiene un bajo porcentaje. Por lo tanto el volumen de producción de gas no puede tomarse como indicativo de buen funcionamiento.

La etapa limitante del proceso es la metanogénesis, la tasa de asimilación de sustrato de las bacterias metanogénicas está fuertemente influenciada por la presencia de H_2 en el ecosistema. El mantenimiento de una baja concentración de H_2 en el medio es esencial para el catabolismo de los ácidos grasos volátiles formados, además se requiere un ambiente con pH cercano a la neutralidad (pH óptimo : 6.7 - 7.4). A $pH < 6.0$ y > 8.0 el trabajo microbial se ve seriamente inhibido.

El control del pH puede hacerse, controlando la capacidad buffer del sistema, si esta falla, el reactor indudablemente fallará.

La mejor forma de controlar un reactor UASB, es el seguimiento de formación de AGV en el medio. La cuantificación de los AGV puede hacerse por varios métodos, destilación, cromatografía de gases etc, pero a nivel de operación, se necesita una respuesta rápida a los cambios que suceden o simplemente se requiere un diagnóstico del funcionamiento del sistema, en este caso el análisis de los AGV no da una respuesta inmediata, por esta razón el control de la alcalinidad bicarbonática (capacidad buffer) puede ser utilizada con este fin. Las modificaciones hechas a los métodos normalizados de análisis para la determinación de la alcalinidad, permiten conocer la alcalinidad bicarbonática del sistema y la concentración de AGV en el medio, inclusive puede llegarse a establecer una correlación entre los AGV determinados in situ, titulométricamente y los AGV analizados siguiendo métodos normalizados.

2 MECANISMOS DE LA FERMENTACION METANICA

La fermentación metánica es un proceso realizado en varias etapas, por grupos de bacterias que metabolizan el sustrato inicial y lo llevan a través de productos intermedios hasta metano y bióxido de carbono.

Actualmente se ha avanzado bastante en el conocimiento de estos grupos

de bacterias y se ha logrado configurar esquemas de ellos, Figura N° 1, sin embargo su fisiología y metabolismo no pueden considerarse separadamente porque su efectividad depende de unos y otros. (1).

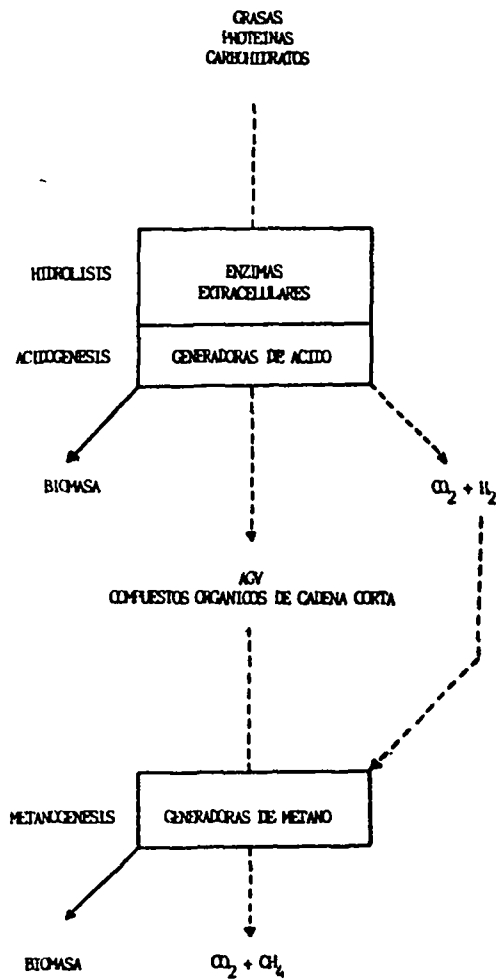


FIGURA N° 1. ESQUEMA GENERAL DE LA DEGRADACION ANAEROBICA

2.1 ECOLOGIA DE LA FERMENTACION

La Figura N° 2 resume, el estado actual del conocimiento, en ella

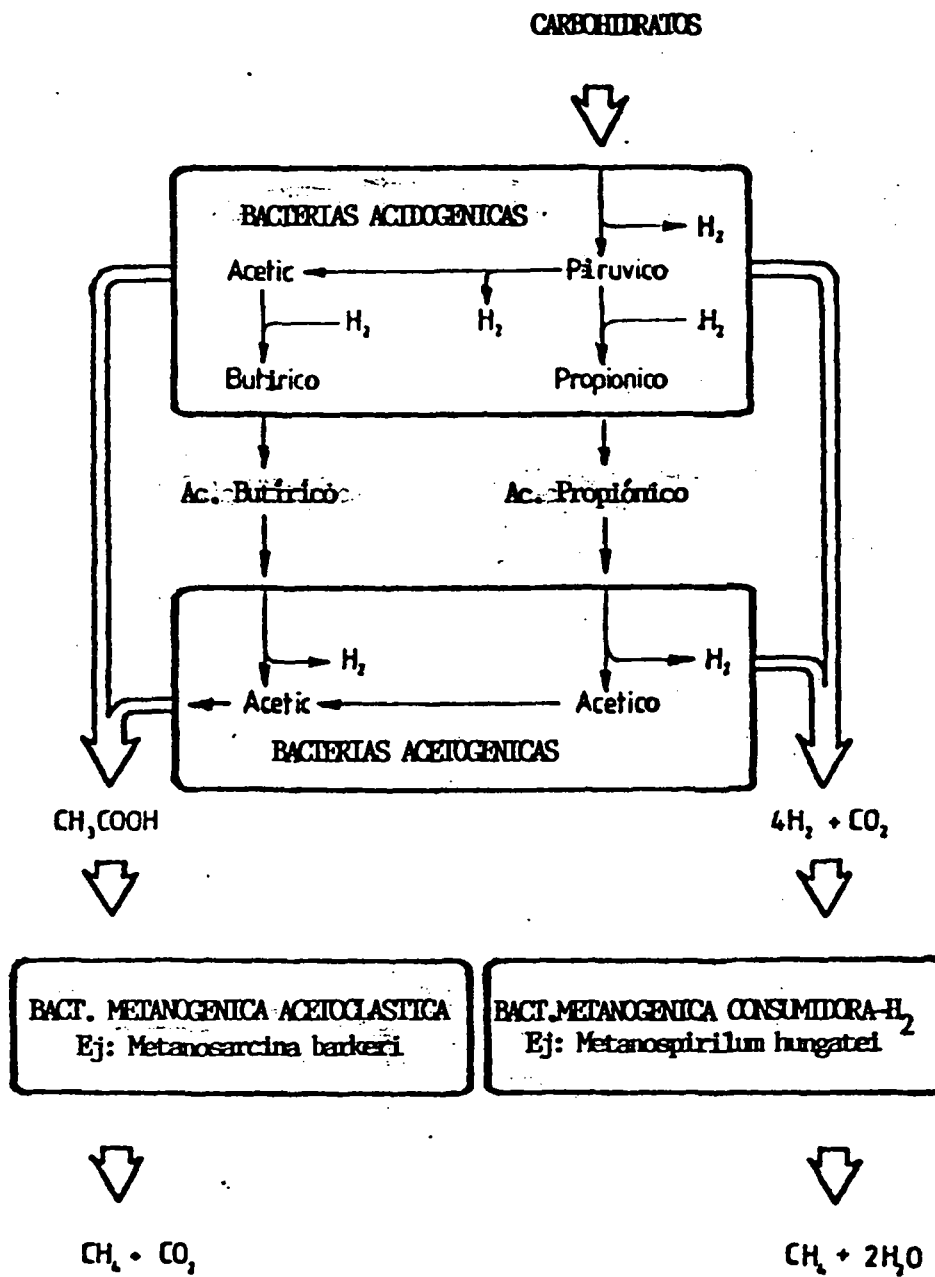
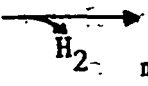
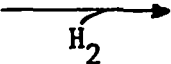


FIGURA Nº 2. REGULACION DEL METABOLISMO EN UN PROCESO DE DIGESTION ANAEROBICA

se distinguen claramente 4 grupos de bacterias esenciales para el proceso y con funciones interrelacionadas. Las bacterias metanogénicas acetoclásticas, trabajan conjuntamente con las bacterias acidogénicas, regulando la concentración de ácidos grasos volátiles, AGV, en el medio y por lo tanto controlando el pH de la fermentación.

De acuerdo con Mosey (2), la tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas acetoclásticas es relativamente lenta (mínimo tiempo de duplicación a 35°C : 2 - 3 días), comparada con la de las bacterias acidogénicas (mínimo tiempo de duplicación a 35°C, 2 - 3 horas, bajo condiciones óptimas).

Teniendo en cuenta lo anterior, la operación de un reactor es altamente vulnerable a condiciones de sobrecarga que implicarán choques de acidez y por lo tanto choques de pH en el sistema.

Las reacciones microbiológicas son autocatalíticas, lo cual significa que en el estado estacionario, la biocatálisis o catálisis enzimática, se deberá producir en tal extensión que no se limite la tasa de otras reacciones y las limitaciones del proceso sean los nutrientes y el sustrato. Por lo tanto en un ecosistema complejo como el de un digestor anaeróbico, el tamaño de cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo de su correspondiente sustrato en el sistema (3). Como puede observarse en la figura, el metabolismo en la digestión anaeróbica puede tener 2 rutas; una vía : pirúvico + propiónico + acético \rightarrow $H_2 + CO_2 + CH_4 + H_2O$ y otra vía : pirúvico + acético + butírico \rightarrow acético \rightarrow $CH_4 + CO_2$, la prevalencia de una u otra vía, estará determinada por el acoplamiento entre la velocidad de producción de H_2 (g), señalada en el esquema como  y la capacidad de asimilación del mismo, señalada en el mismo esquema como : 

Si ocurre una sobrecarga en el sistema, por ejemplo de un sustrato simple como la glucosa, la ruta metabólica puede ser cualquiera de las siguientes :

- a - Las bacterias acidogénicas, responden rápidamente a la sobrecarga, produciendo grandes cantidades de ácido acético, HAc, de acuerdo a la siguiente reacción :



La producción de HAc baja el pH, inhibiendo la velocidad de reacción de las demás bacterias y liberando en consecuencia una gran cantidad de H₂ (g). El aumento de concentración de gas hidrógeno en el biogás produce una lenta disminución de la tasa de producción de ácido, lo cual da tiempo para que el reactor se recupere y a la vez desvía la producción de ácido hacia la formación de ácido butírico (HBu) reduciendo la carga sobre el sistema, pues se produce una sola mol de HBu en lugar de 2 moles de HAc.

Estos 2 hechos, permiten que las bacterias metanogénicas acetoclásticas, de baja tasa de crecimiento, alcancen la concentración adecuada para metabolizar el HAc acumulado.

Como puede verse, si este es el caso en un digestor, el sistema solo sufre un desbalance en la etapa de fermentación y se conoce como "sobrecarga de ácido acético". En este caso las bacterias en poco tiempo restablecen el equilibrio, y la producción de gas metano se normaliza.

- b - En algunas ocasiones, sin embargo, la sobrecarga va mas allá y un aumento en la concentración de hidrógeno, H₂(g) provoca la formación de grandes cantidades de ácido propiónico, HPr. La reacción es la siguiente :



en esta ocasión en lugar de liberarse H_2 , se consume para formar HPr, en cuyo caso las bacterias acidogénicas recuperan el control del potencial redox de la fermentación a expensas de los bajos valores de pH producidos por acumulación de ácidos como el propiónico en el medio. Paralelamente el metabolismo y crecimiento de las bacterias acetogénicas, las cuales podrían invertir este proceso, convirtiendo el HPr en HAc, cesa por el hidrógeno acumulado en el sistema. Esta situación se conoce como sobrecarga de Ac. propiónico y constituye un grave problema en el reactor ya que su recuperación es incierta y muy lenta.

Estas condiciones de desbalance, son las que se deben controlar en el arranque y operación de reactores anaeróbicos. Esencialmente el proceso anaeróbico ocurre en 2 etapas, la inestabilidad se da cuando no hay acoplamiento entre los grupos de microorganismos que tienen a su cargo la etapa inicial, hidrólisis y acidificación de biopolímeros y aquellos que realizan la conversión final del sustrato a metano, lo cual puede llevar a la acumulación de productos intermedios y a la disminución consecuente del pH por inhibición de las bacterias metanogénicas.

3 CONTROL DE AGV POR TITULACION ALCALIMETRICA

La operación eficiente de un reactor anaeróbico, implica el control en el digester de una adecuada capacidad buffer del sistema, que asegure el mantenimiento del pH entre 6.8 - 7.4, rango de pH óptimo para el buen funcionamiento de un reactor metanogénico.

La capacidad amortiguadora de un sistema acuoso, incluidas las aguas residuales, está dada por la existencia en el agua de compuestos

carbonatados, que impiden las fluctuaciones bruscas de pH. No obstante en reactores anaeróbicos, esa capacidad buffer puede ser sobrepasada, cuando por sobrecargas del sistema, ocurre una alta producción de AGV. Por lo tanto una buena aproximación al estado de salud del reactor en relación con la acumulación de AGV, puede hacerse con base en la determinación de la capacidad buffer existente en el medio en un momento dado.

La capacidad buffer se mide en función de la alcalinidad bicarbonática verdadera, ABV, por lo tanto cualquier falla en su determinación, se puede traducir como una falla sorpresiva en el sistema. Un reactor anaeróbico puede presentar una alta alcalinidad total, pero una baja alcalinidad bicarbonática.

Para el control de la capacidad buffer de digestores anaeróbicos se han ensayado y propuesto varios métodos, por ejemplo, la determinación simultánea de la alcalinidad total y los AGV por titulación por retroceso (4), o los AGV únicamente por cromatografía de gases o por extracción y elución con n-butanol y cloroformo en una columna de ácido silícico, sin embargo ninguno de los métodos es suficientemente rápido para predecir posibles fallas en el reactor.

La alcalinidad se define como la capacidad de neutralización de un sistema hasta un determinado pH. Los métodos normalizados seleccionan un pH = 4.3, como punto final de la titulación potenciométrica. La curva de titulación presenta inflexiones en los puntos de equivalencia. Igualmente este sería el pH final si se utilizara un indicador interno como el mixto de rojo de metilo y verde de bromocresol o el naranja de metilo, indicadores corrientemente utilizados en análisis normalizados de aguas blancas, los cuales presentan virage de color a un pH = 4.3. Para la selección de este pH se aduce que a este valor se han cuantificado todas las especies carbonáticas o no que aportan basicidad al medio.

Sin embargo el efluente de un reactor anaeróbico es muy diferente de un agua blanca y la concentración de iones bicarbonato, HCO_3^- está

generalmente entre 2.000 - 5.000 mg CaCO₃/L. La curva de titulación potenciométrica no presenta las inflexiones típicas de una curva de titulación alcalimétrica, además el hecho de tener AGV, implica que una titulación a pH = 4.3, los cuantificará conjuntamente con los iones HCO₃⁻, como aportantes buffer del sistema, lo que hace cuestionable y de escasa utilidad este método para la determinación de la alcalinidad en el efluente de un reactor anaeróbico.

Los métodos aquí discutidos, proponen medir únicamente, la capacidad buffer o "alcalinidad utilizable" en las condiciones de operación de digestores metanogénicos. Ambos métodos se realizan in situ.

3.1 TITULACION DE LA ALCALINIDAD A pH = 5.75 - METODO PROPUESTO

Evaluado por Jenkins, Morgan y Sawyer

En este método se propone como pH final de la titulación un valor de 5.75 en lugar del pH = 4.3, usado en los métodos normalizados.

La selección de este pH, busca cuantificar la capacidad buffer útil del sistema, representada como alcalinidad bicarbonática, sin involucrar la capacidad buffer no útil de los AGV presentes en el medio. De acuerdo con Stumm y Morgan a pH = 5.75 aproximadamente el 80% del HCO₃⁻ presente en soluciones acuosas se ha convertido en CO₂ por acción de la titulación con un ácido. Igualmente a este pH (5.75) menos del 20% de los AGV son cuantificados. Por lo tanto aún cuando estos últimos alcancen concentraciones tan altas en reactores anaeróbicos como 500 mg AGV-CaCO₃/L y alcalinidad del orden de 2.000 mg CaCO₃/L, el error que se introduce es menor que el 5%.

Por lo tanto basados en una sencilla titulación de la alcalinidad a pH = 5.75, los cálculos de la ABV serán :

$$\text{Alc. HCO}_3^- \text{ Verdadera (ABV)} = \text{Alc. pH} = 5.75 \times 1.25$$

Estos autores basan la modificación del pH final de la titulación alcalimétrica en resultados obtenidos en estudios de campo y laboratorio , los cuales se resumen a continuación.

3.1.1 Estudios en Campo

Esta parte del estudio, se realizó determinando la alcalinidad bicarbonática verdadera (ABV) a pH = 5.75 y pH = 4.30 en 16 muestras de lodos, extraídas de digestores de plantas de tratamiento (filtros percoladores y lodos activados) de aguas residuales domésticas ubicadas en 9 áreas de la región. Los resultados se resumen en la Tabla N° 1.

La alcalinidad bicarbonática verdadera, ABV, a pH = 4.3 implicó la medición de la alcalinidad total a pH 4.3 y la cuantificación de los AGV por el método normalizado de separación cromatográfica, en el cual el sobrenadante de la muestra centrifugada y acidificada, se absorbe sobre ácido silícico. Los ácidos orgánicos se eluyen en n-butanol y cloroformo y la muestra eluida se titula con una base de concentración conocida a partir de la cual se calcula la concentración de AGV presentes. Este método da una recuperación del 95%.

La alcalinidad a pH = 5.75 es una sencilla titulación potenciométrica a un pH final de 5.75. Como puede observarse, la primera columna de resultados de la Tabla N° 1, implica la realización de análisis laboriosos que consumen mucho tiempo. La diferencia entre ambas determinaciones es menor del 10% en la mayoría de los casos, esto significa que la sola titulación a pH superiores a 4.30, en este caso pH = 5.75, da una buena aproximación de la capacidad buffer de los lodos analizados.

TABLA N° 1. ALCALINIDAD BICARBONATICA VERDADERA DE LODOS
 PROVENIENTES DE DIGESTORES ANAEROBICOS DE A.R.D. *

PLANTA	ALCALINIDAD (mg CaCO ₃ /L)			
	SOBRENADANTE		LODO	
	ABV 4.3	ABV 5.75	ABV 4.3	ABV 5.75
<u>Auburn</u>				
Al norte :				
Ef. Primario	negativo	0	-332	0
Ef. Secundario	135	350	280	312
Al Sur :				
	-	-	2998	1812
<u>Montgomery</u>				
- <u>Towasa</u>				
Ef. Primario	1650	1600	2382	1812
Ef. Secundario	1980	1812	6200	6000
- <u>Econchate</u>				
Ef. Primario	3100	3125	3388	3312
Ef. Secundario	3250	3562	4842	4125
- <u>Cotona</u>				
Ef. Primario	2490	2437	3500	3062
Ef. Secundario	3185	3250	4916	5625
<u>Anniston</u>				
Ef. Primario 1	2434	2000	7392	2750
Ef. Primario 2	2195	1750	8184	2750
Ef. Secundario	2470	2062	5920	2625
<u>Pratville</u>	665	800	846	687
<u>Sylacauga</u>	negativo	0	-2549	0
<u>Talladega</u>				
Ef. Primario	2033	1812	2177	1937
Ef. Secundario	2144	1750	2144	2062

* Los análisis fueron realizados sobre muestras del lodo y en el sobrenadante de una muestra centrifugada del lodo.

Un análisis de regresión de los datos del sobrenadante centrifugado de los lodos, da una buena correlación entre los 2 análisis, el coeficiente de ajuste de las 2 variables en la ecuación de regresión es alto, $r^2 = 95\%$. Figura N° 3.

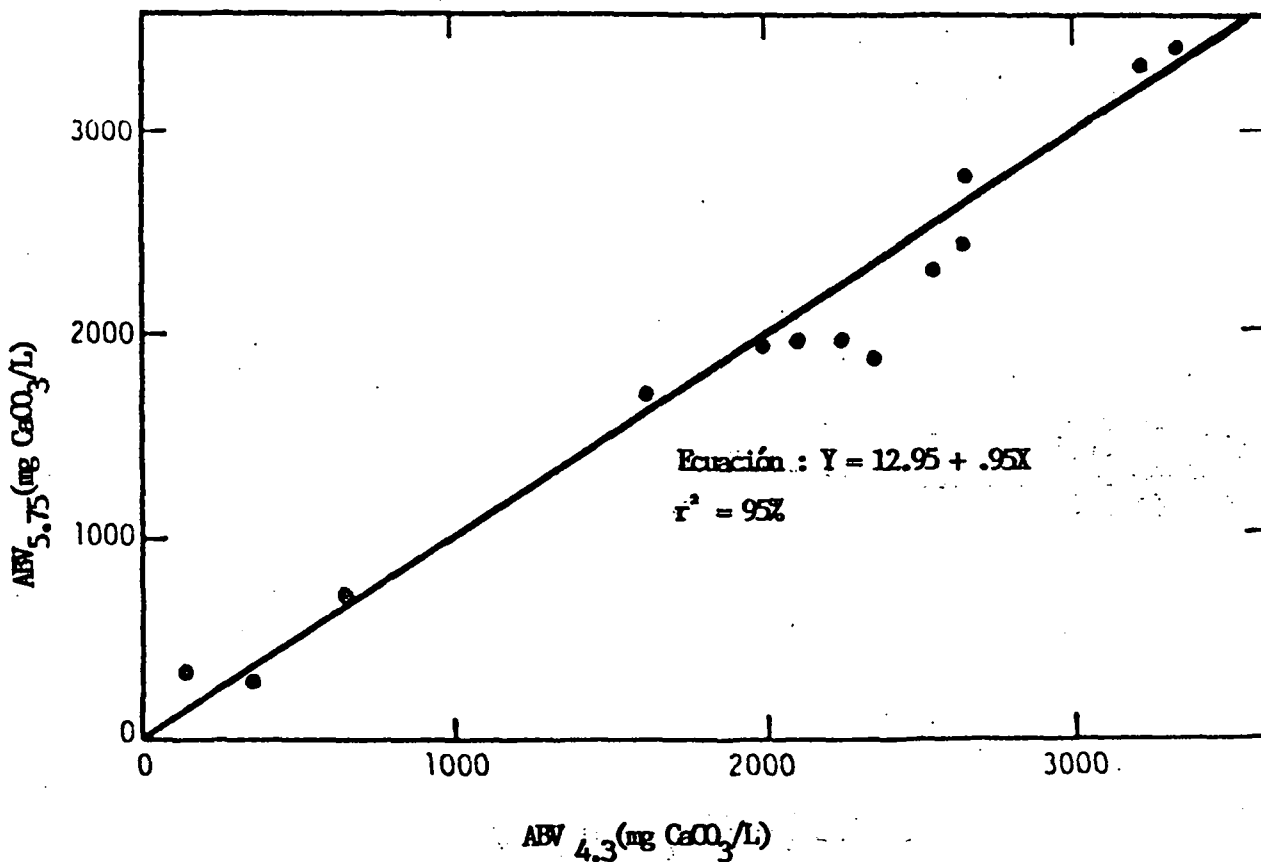


FIGURA N° 3. ANALISIS DE REGRESION PARA LA ABV., TITULADA A pH = 5.75 Y pH = 4.3 EN SOBRENADANTE CENTRIFUGADO DE LODOS ANAEROBICOS

3.1.2 Estudios a escala de Laboratorio

Para este estudio se utilizaron 2 tipos de reactores, uno de flujo discontinuo y régimen mezclado cuyo montaje se hizo de acuerdo a especificaciones dadas en Melcalf & Eddy (7) y 4 digestores de

flujo continuo, en los cuales se trataba de simular condiciones de operación en la planta de la cual provenían los lodos.

En el primer reactor, de flujo discontinuo, se trataba de averiguar la respuesta de la técnica modificada de análisis propuesta, a cambios en actividades metabólicas que pueden ocurrir durante la digestión anaeróbica.

- Resultados

- a) Digestor operado con choques de carga. (Flujo discontinuo).- El lodo utilizado en esta prueba provenía de la planta de Auburn - reactor del lodo sur. El lodo se mantuvo en el reactor del laboratorio por un tiempo suficiente para asegurar condiciones anóxicas totales. Una vez logrado ambiente anaeróbico se aplicó una sobrecarga de solución concentrada de glucosa, (día cero del experimento). El digestor se alimentó por segunda vez 11 días después del primer choque de carga.

La Figura Nº 4 registra la respuesta del reactor a las dos sobrecargas.

El control del reactor se hizo determinando la capacidad buffer del sistema, ABV a pH 4.3 y pH = 5.7. Como puede observarse ambos métodos responden al cambio de condiciones del reactor después de los choques de carga.

- b) Digestores de Flujo Continuo.- Se montaron 4 reactores y se simulan en ellos las condiciones de operación normal de la planta. Igual que para el reactor batch el lodo se trajo del digestor de la planta de Auburn, Lado Sur y fue alimentado diariamente y en forma continua a los digestores. Se ensayaron diferentes

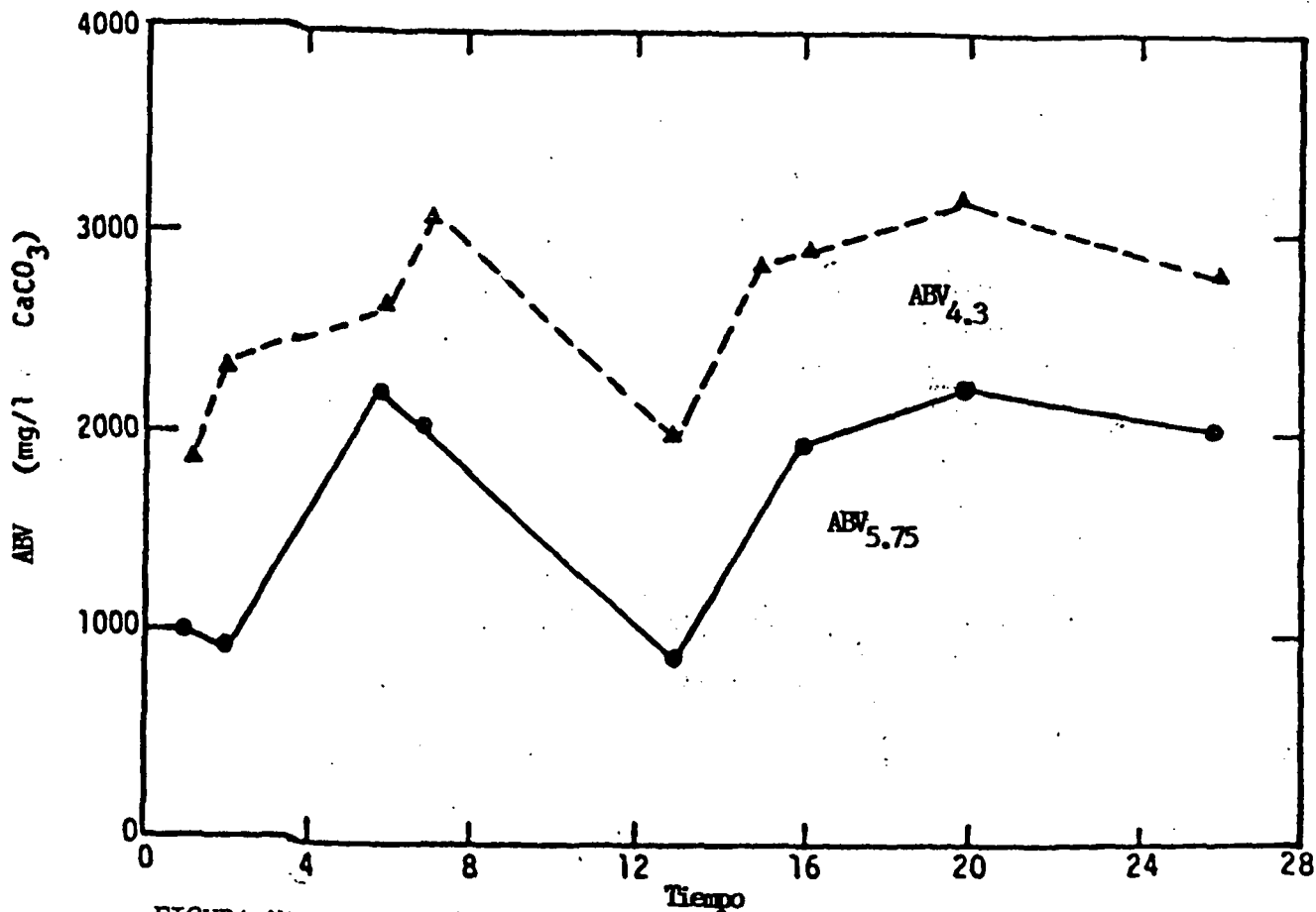


FIGURA Nº 4. VARIACION EN EL TIEMPO DE LA ALCALINIDAD BICARBONATICA VERDADERA, ABV, POR TITULACION A pH = 4.3 y pH = 5.75. (Reactor BacTh)

cargas volumétricas y se controlaron diariamente la tasa de alimentación, la producción de gas, AGV, la alcalinidad total a pH 4.3 y la alcalinidad a pH = 5.75.

La Figura Nº 5 resume los resultados de los parámetros de control para el lodo estudiado.

Como el principal objetivo del trabajo era comparar las determinaciones de alcalinidad a pH = 4.30 y pH = 5.75, la Figura Nº 6 compara los resultados obtenidos para las mediciones con ambos métodos.

En la Figura 6 (a) se ve que la alcalinidad bicarbonática verdadera, ABV, determinada en el lodo, a pH = 4.30 es = 1000 mg CaCO₃/L mayor que la correspondiente alcalinidad titulada

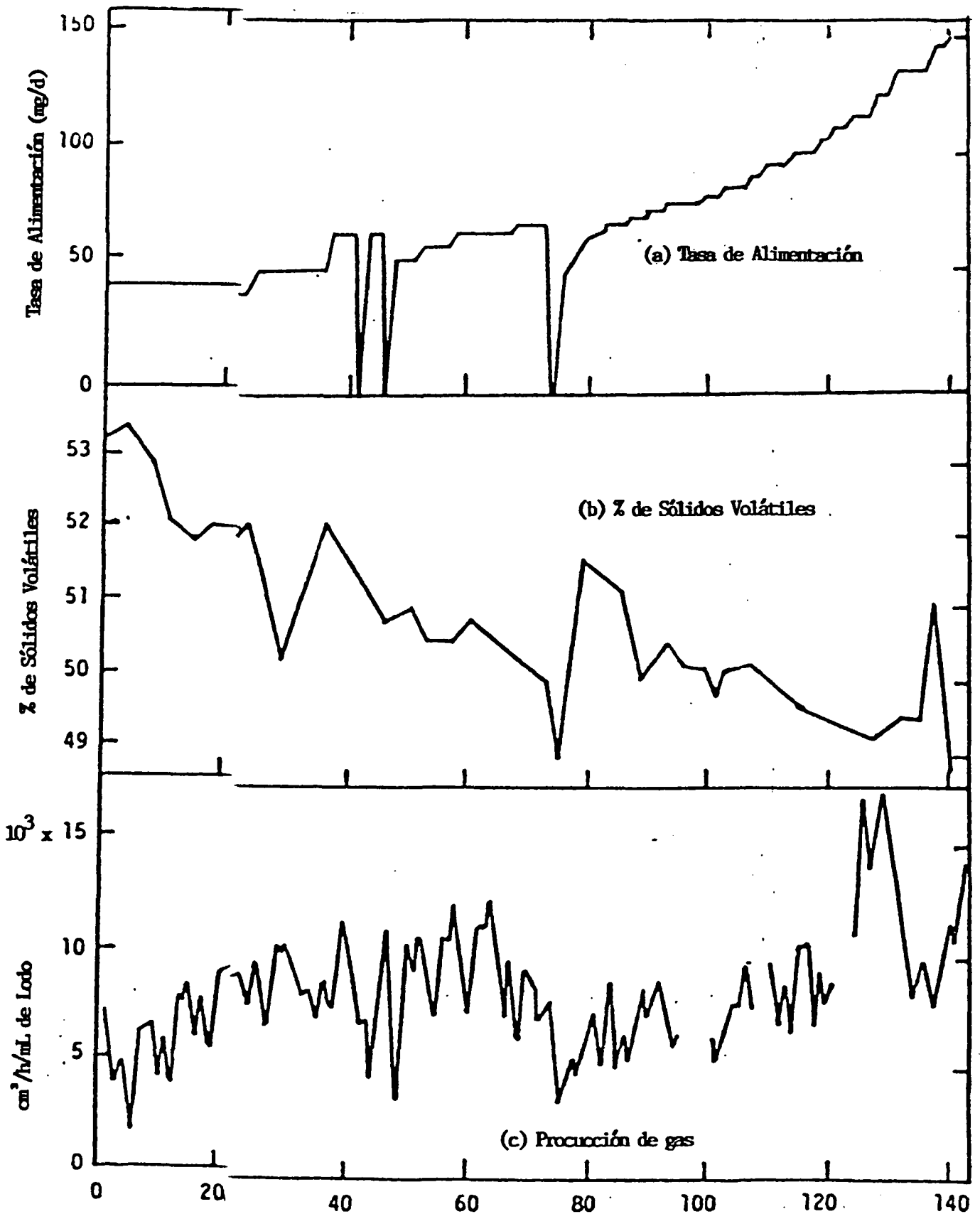


FIGURA Nº 5. VARIACION EN EL TIEMPO DE PARAMETROS DE CONTROL EN DIGESTORES ANAEROBICOS : (a) tasa de alimentación, (b) % SV y (c) Producción de gas (Reactor de flujo continuo)

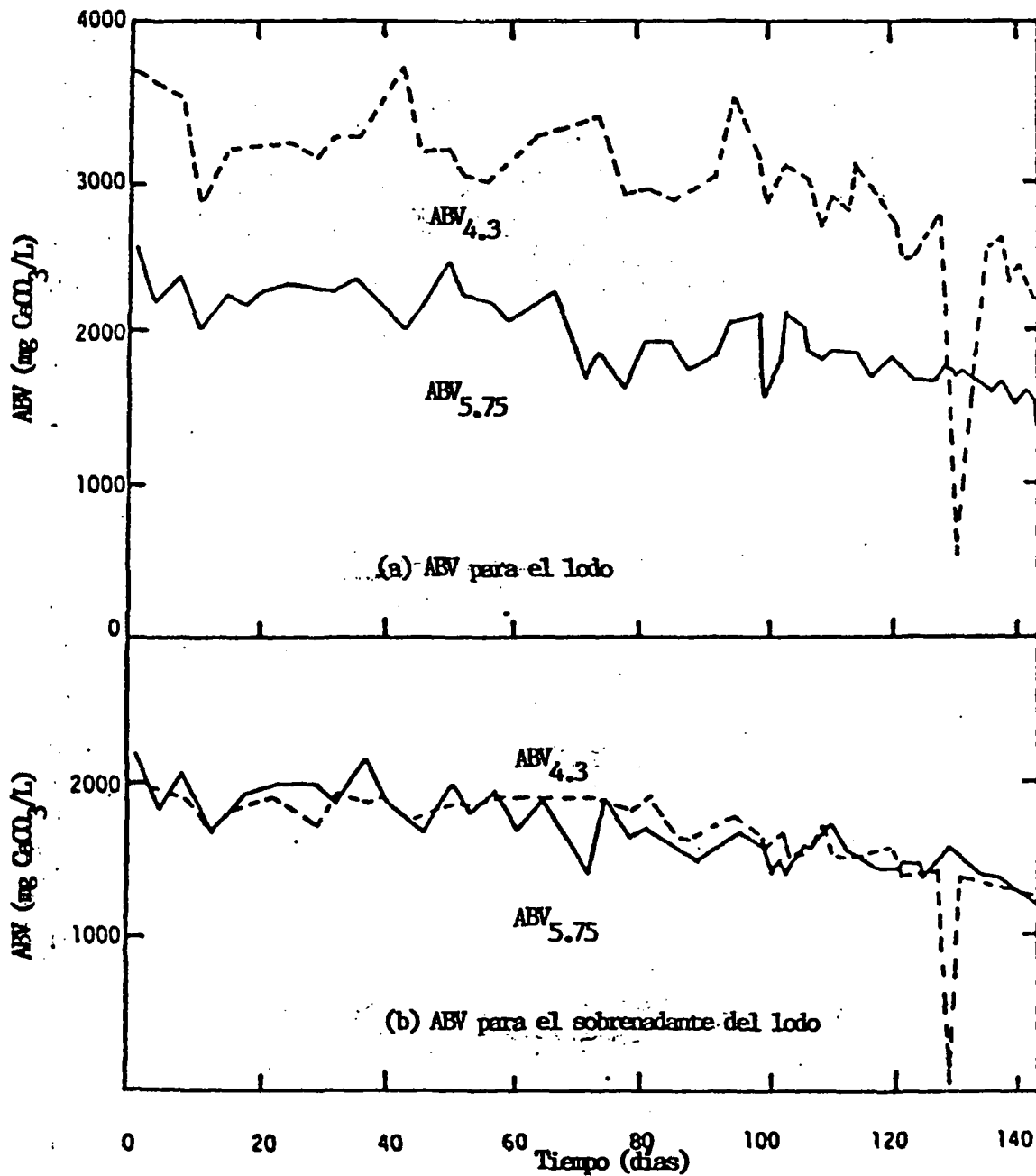


FIGURA N^o 6. VARIACION EN EL TIEMPO DE LA ALCALINIDAD BICARBONATICA, ABV, POR TITULACION a pH = 4.30 y pH = 5.75. (a) en el lodo, (b) en el sobrenadante centrifugado. (Reactor de flujo continuo)

a pH = 5.75, además esta diferencia permanece casi constante a través del tiempo.

En el caso del sobrenadante, ambas alcalinidades son prácticamente iguales. La única diferencia radica en el hecho que la alcalinidad determinada a pH = 5.75 es mas sensible a las variaciones diarias del reactor que la alcalinidad a pH = 4.30

El análisis conjunto de todos los parámetros indican que el aumento en la tasa de alimentación, entre los días 45 y 75, figura 5 (a), produce grandes fluctuaciones en la producción de gas y la estabilidad del sistema en dicho período decrece, indicando cambios en las condiciones del digestor, figura 5(c). Al aparecer cambios en la producción de gas ocurre un correspondiente cambio en los valores de la alcalinidad medida a pH = 5.75, sin embargo la alcalinidad medida a pH = 4.30 no sufre cambios apreciables, lo cual indica que la medición de la alcalinidad bicarbonática verdadera a pH = 5.75, refleja mejor el comportamiento del reactor.

El día 130 aparece un súbito descenso en el valor de la alcalinidad a pH = 4.30 que no se registró en la determinación a pH = 5.75. El análisis de los demás parámetros en este día, indican que no se presentaron cambios sustanciales en el sistema, por lo tanto se deduce que quizás el valor errado es el de la alcalinidad a pH = 4.30.

Los otros 3 digestores, operados con lodos de otras plantas, mostraron compartimiento muy similar al anteriormente discutido. De nuevo la alcalinidad bicarbonática verdadera, ABV, a pH = 5.75, fue mas sensible a cambios en el digestor que la alcalinidad determinada a pH = 4.30. Por lo tanto la determinación de la alcalinidad, ABV, a pH = 5.75 puede utilizarse para detectar posibles fallas en el reactor.

La Figura N° 7, muestra la correlación existente entre los dos análisis de alcalinidad bicarbonática a diferentes valores de pH final, en este caso la ecuación de la recta está dada por $y = 552.3 + 0.69x$. En la ecuación $x = \text{ABV pH} = 4.5$ y $y = \text{ABV pH} = 5.75$, con una bondad de ajuste de 65% que aunque no es óptima si indica una correlación entre las 2 variables.

Las curvas de titulación de alcalinidad en lodos anaeróbicos no son muy claras y en ellas es muy difícil identificar el punto final. Para un agua natural, en la cual el sistema tampón está representado principalmente por la presencia en ella de iones bicarbonato y CO_2 , la curva de titulación alcalimétrica presenta clara inflexión en el punto en el cual el HCO_3^- pasa a H_2CO_3 lo cual ocurre a un $\text{pH} = 4.5$. Una solución en una mezcla de OH^- , $\text{CO}_3^{=}$ y HCO_3^- presentará una curva de titulación alcalimétrica con 2 puntos de inflexión, el primero correspondiente a la neutralización total del hidróxido y parcial del carbonato y el segundo correspondiente al punto de equivalencia de la otra mitad del $\text{CO}_3^{=}$ mas el HCO_3^- .

Sin embargo en los lodos de aguas residuales es muy difícil identificar el punto de equivalencia, el pH al cual se produce la inflexión, no es exactamente 4.5. En este caso será mucho mas exacto determinar la alcalinidad total a partir de la curva de titulación. Este caso se ilustra en la Figura N° 8.

3.2 CONTROL POR RELACION DE ALCALINIDADES A DIFERENTES pH (8)

El método anterior de Jenkins et al, utiliza como parámetro determinante de la capacidad buffer de un sistema anaeróbico, la titulación a $\text{pH} = 5.75$, este segundo método propone la utilización de la relación

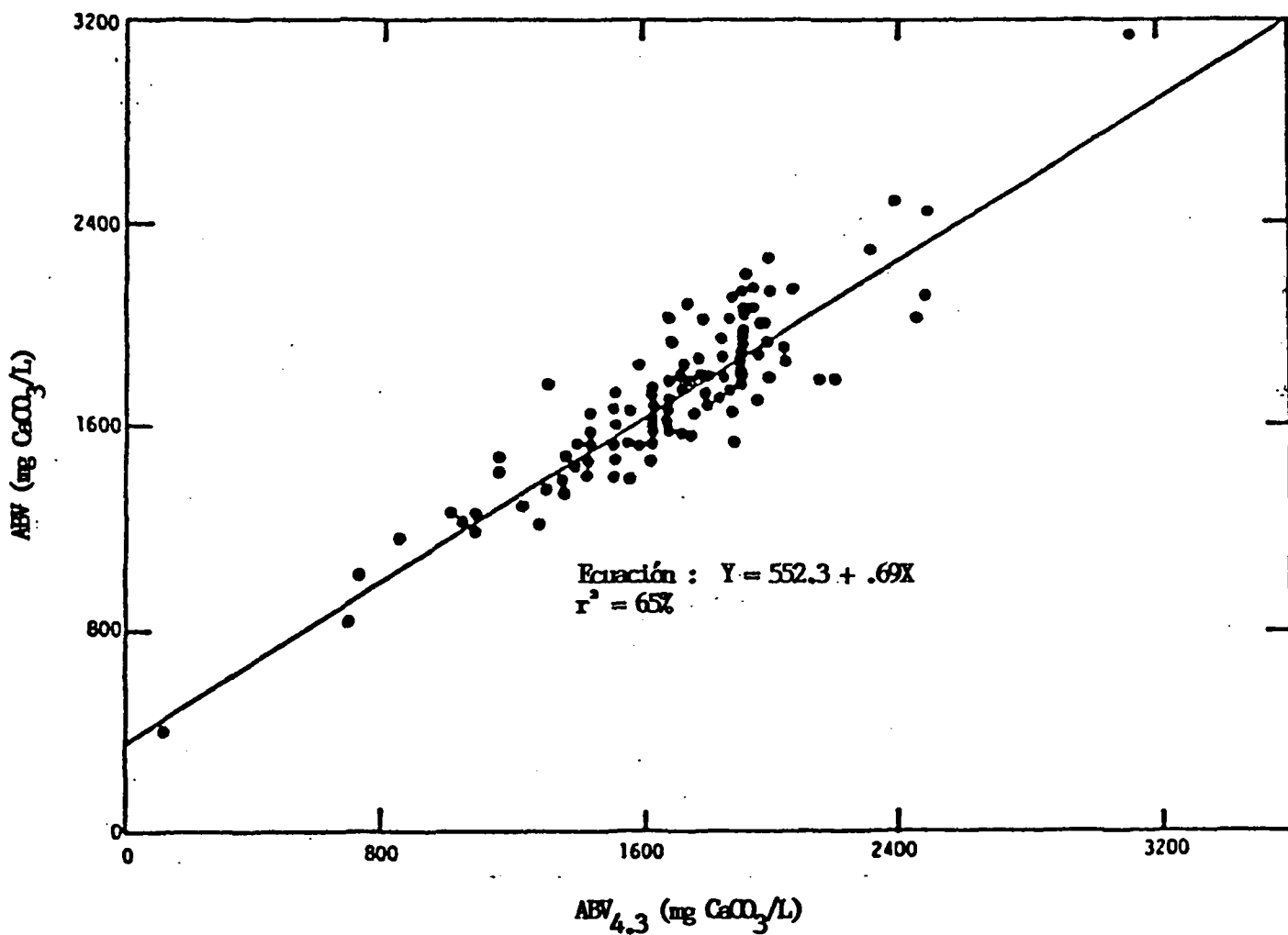


FIGURA N° 7. CORRELACION ENTRE LAS ALCALINIDADES BICARBONATICAS VERDADERAS DETERMINADAS POR TITULACION A pH = 5.75 y pH = 4.30 EN EL SOBRENADANTE DE 4 DIGESTORES DE FLUJO CONTINUO

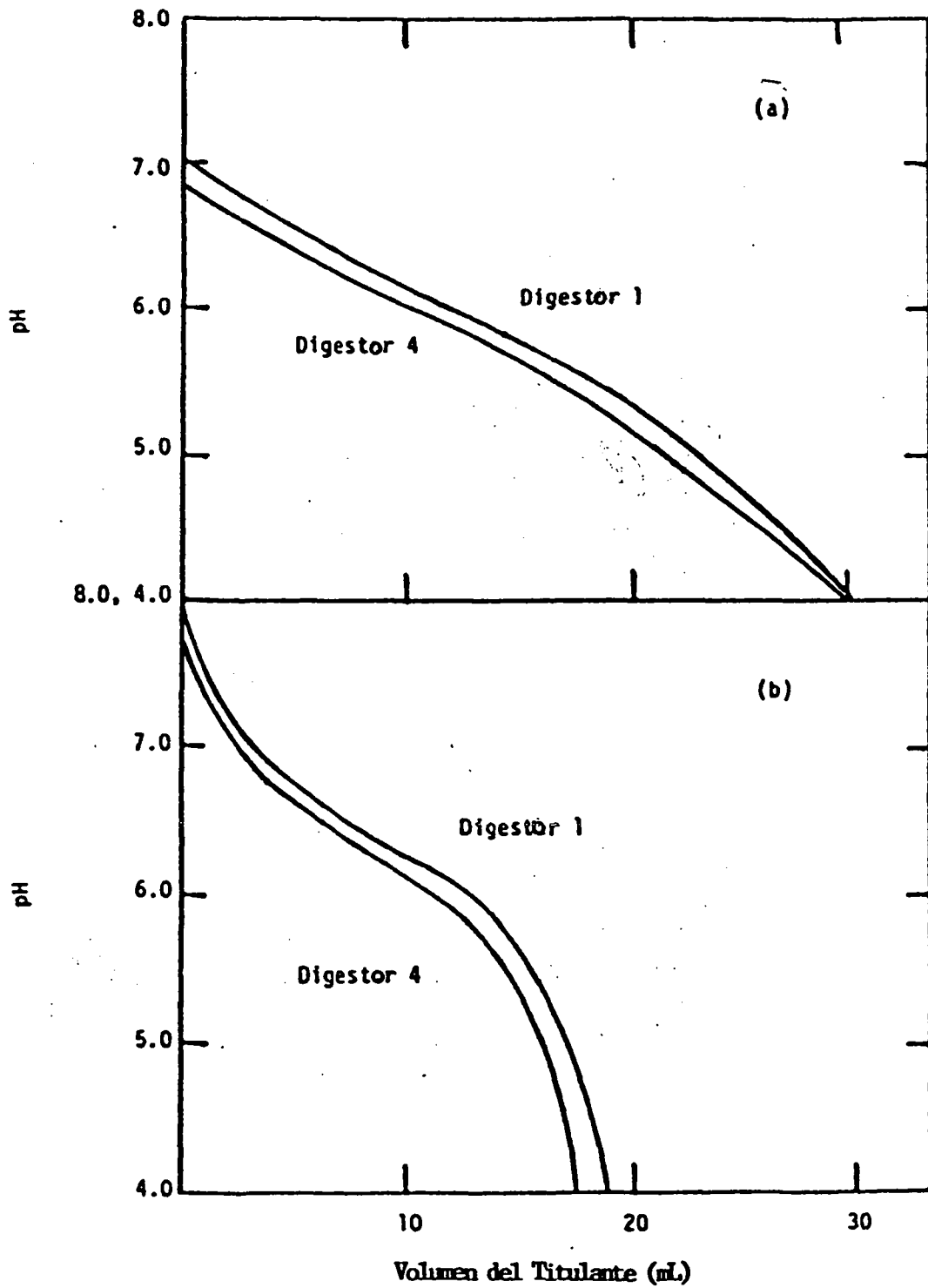


FIGURA N° 8. CURVAS DE TITULACION POTENCIOMETRICA DE ALCALINIDAD :
 (a) para los lodos y (b) para los sobrenadantes del lodo.

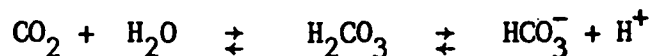
de volúmenes de ácido gastados en la titulación de la alcalinidad de la muestra a pH 5.75 y 4.3. La ventaja del método es que ambas determinaciones pueden hacerse sobre la misma muestra y es independiente del volumen de muestra usado.

El análisis deberá realizarse a pié de planta porque cualquier cambio en la temperatura del sistema, cambia rápidamente la composición de la muestra.

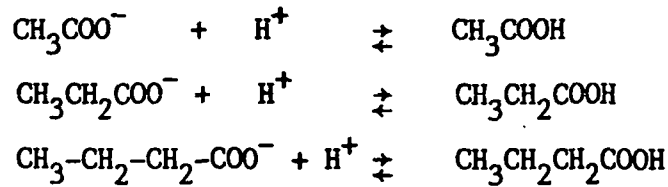
3.2.1 FUNDAMENTO DEL METODO

En un reactor anaeróbico el HCO_3^- y el CO_2 se constituyen en los principales reguladores del pH del sistema, o sea ellos tienen a su cargo mantener el pH en el rango óptimo para la actividad de las bacterias metanogénica.

En realidad es el bicarbonato que posee capacidad buffer, pero parte del CO_2 (g) proveniente de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica se transforma en HCO_3^- soluble; estableciéndose la siguiente secuencia de reacciones :



El HCO_3^- es la base conjugada del H_2CO_3 que es un ácido débil. Cuando una solución acuosa contiene alcalinidad bicarbonática, esto es en ella la especie carbonatada presente es el HCO_3^- , entonces la determinación de la alcalinidad hasta pH 4.3, valora mas del 99% del HCO_3^- presente. Si el agua analizada, además del HCO_3^- contiene otras bases conjugadas (sales de ácidos débiles) entonces la titulación abarcará no solamente la neutralización del HCO_3^- sino también la de las sales de los ácidos débiles presentes de tal modo que si el efluente de un reactor anaeróbico sé tiene acetato, propionato y butirato, quedarán involucrados dentro de la titulación de la alcalinidad, con un % aproximado de 65%.



El método de titulación propuesto por Jenkis, lleva la valoración hasta un pH = 5.75. A este valor de pH el 80% del HCO_3^- ha sido titulado y solamente se cuantifica el 6% de las sales de ácidos orgánicos débiles lo cual introduciría un error relativamente pequeño.

Por lo tanto la diferencia entre el volumen gastado para la titulación de la muestra hasta pH = 4.30, menos el volumen gastado hasta pH = 5.75, será el volumen consumido por los AGV presentes.

a pH = 4.30 → Alcalinidad total = HCO_3^- + AGV (sales)

a pH = 5.75 → Alcalinidad total = HCO_3^-

Este método propone utilizar la relación de estos volúmenes $\text{AGV}/\text{Alc. total}$ como parámetro de control, un sistema tendrá una excelente capacidad buffer cuando esta relación es próxima a 0.20 teóricamente para digestores anaeróbicos el máximo valor que puede alcanzar este parámetro es 0.40 que representaría un 60% (9) en capacidad buffer, sin embargo a nivel práctico se ha encontrado que este valor es menor, en trabajos de control de reactores UASB por este sistema se encontró que por encima de 0.35 el sistema empezaba a acidificarse.

El siguiente ejemplo y los resultados experimentales se han tomado de un estudio de investigación realizado en España sobre UASB, como tesis de doctorado.

Consideremos un efluente típico, con una alcalinidad de 2000 mg CaCO_3/L y el mismo efluente con una concentración de 0.6 g HAC/L adicionales.

La valoración de 100 ml del primero hasta pH = 4.30, necesitaría 2 m mol de ácido, si se valora únicamente a pH = 5.75 entonces se necesitarían el 80% del anterior o sea 1.6 m mol, por lo tanto para el caso de alcalinidad HCO_3^- sola, la relación de titulación será $0.20; [(2.0 - 1.6)/2.0]$. Este valor corresponderá a una situación de equilibrio en el reactor.

Para el segundo efluente, además de las 2 m mol requeridas para el HCO_3^- se necesitarán 1 m mol mas del ácido para titular el acetato, como a un pH = 4.3 se ha valorado aproximadamente el 65% del acetato entonces el consumo total será 2.65 y a pH 5.75 serán 1.66 m mol (se ha titulado = el 6%) por tanto la relación en este caso será $[(2.65 - 1.66)/2.65] = 0.37$.

Esto significa que la acumulación de AGV en el reactor a una concentración de 600 mg HAC/L producen un aumento en el parámetro de control de 85%.

A continuación se transcriben los resultados de una investigación hecha en la Universidad de Valladolid en España en la cual se utilizó este método para el control de operación de un reactor UASB.(8).

SITUACIONES DE INESTABILIDAD. VARIABLE DE CONTROL

La detección prematura de situaciones de pérdida de estabilidad tiene una excepcional importancia práctica, para la correcta operación de reactores anaeróbicos empleados en depuración de aguas residuales.

El reactor estudiado ha sufrido durante su operación varias situaciones de inestabilidad, causadas unas por disminuciones de temperatura, o por sobrecargas hidráulicas u orgánicas. No se han conocido casos de toxicidad durante la operación, ya que la misma naturaleza del producto

fabricado impide su existencia en los vertidos de la azucarera y la alcohólica.

Durante la operación del reactor se ha utilizado como método básico de control el análisis de los ácidos grasos volátiles en el efluente de la planta con una frecuencia de análisis diaria.

Durante la experiencia se hizo necesario disponer de algún tipo de análisis o control, que fuera posible de realizar in situ - en el laboratorio de la planta depuradora de ACOR - y que diera una noción del grado de estabilidad del reactor. Esta necesidad se hizo perentoria cuando los tiempos hidráulicos de residencia se redujeron a 2-3 h. Esto suponía que la toma de muestra, el posterior análisis y la acción correctora podían estar distanciados en el tiempo varias horas, con el consiguiente riesgo para el equilibrio del reactor.

La Figura Nº 9 muestra la evolución de la variable de control durante el estudio tanto en la alimentación como en el efluente (medidas in situ).

CORRELACION CON LOS VALORES DE CONCENTRACION DE AGV

En la Figura Nº 10 se han representado los valores de la relación de alcalinidades (variable de control) y la concentración de AGV en solución para el último mes de operación del reactor. Puede observarse que existen una gran cantidad de puntos cercanos al eje OX (condiciones de estabilidad). Los puntos cuya relación sobrepasa el valor 0.35 son ya indicadores de situaciones graves de desequilibrio, como se puede comprobar viendo la concentración de AGV acumulado (superior a 200 mg HAc/l).

Planta Piloto

Evolución temporal

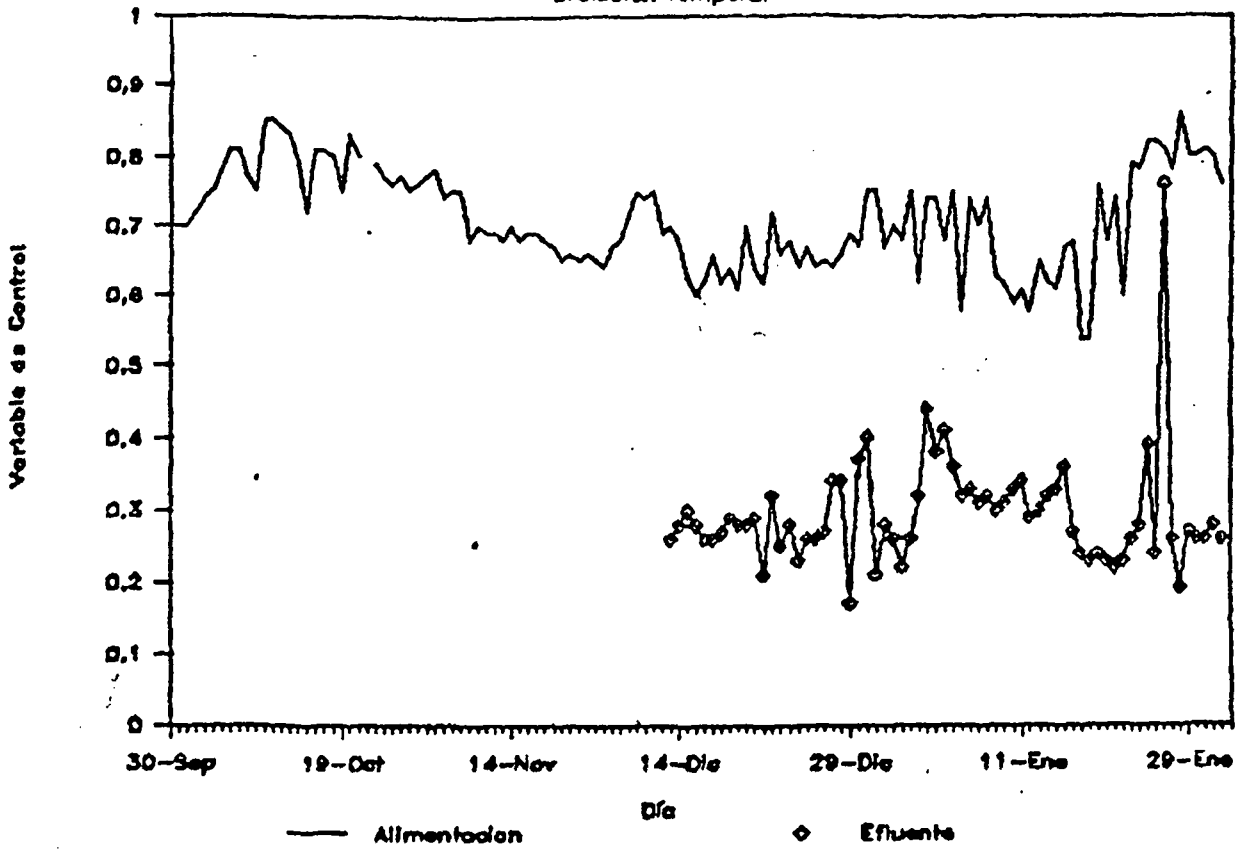


FIGURA Nº 9. VARIACION DEL PARAMETRO DE CONTROL

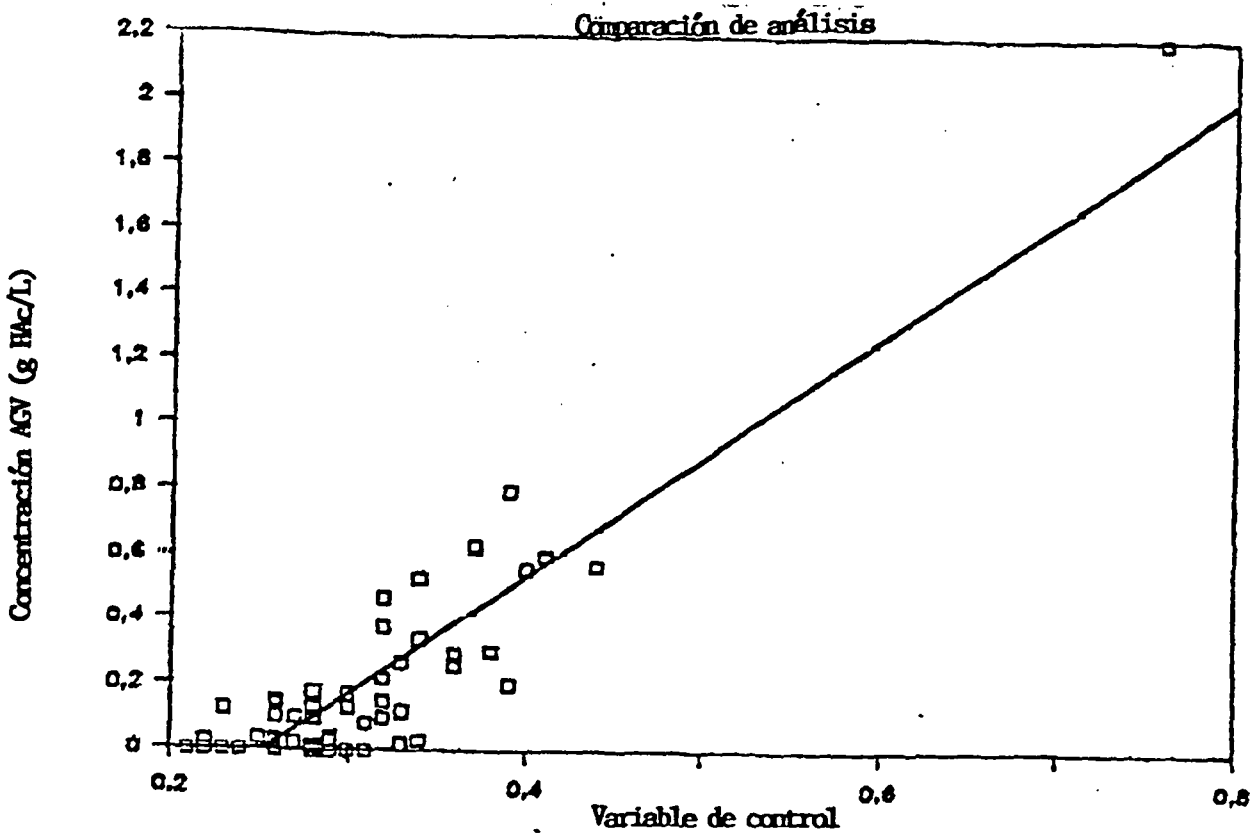


FIGURA Nº 10. CORRELACION ENTRE LA CONCENTRACION DE AGV/VAR DE CONTROL

ESTUDIO DE UN EPISODIO DE INESTABILIDAD

Las causas típicas que conducen a un episodio de estabilidad son efectos térmicos, o aumentos en la carga hidráulica o en la velocidad de carga orgánica. Un ejemplo de conjunción de problemas sucedió entre el 23 y el 31 de diciembre de 1986 (figura 11)

Siendo las condiciones de operación estables, el día 27 el caudal de alimentación se aumentó desde 550 a 630 l/h, (la VCO paso de 38,6 a 45,4 Kg DQOt/m³d). El reactor comenzó un proceso de desequilibrio en el que la relación de alcalinidad aumentó sin que se detectara variación apreciable en la alcalinidad total. La concentración de AGV fue aumentando progresivamente mientras se mantuvieron las condiciones de VCO descritas, llegando a aumentar un 400% en menos de 2 días de operación.

La gráfica muestra en la escala exterior izquierda el valor de la variable de control, indicándose con una línea continua el valor teórico límite de estabilidad. La escala interior izquierda muestra el valor de la alcalinidad total, en mg CaCO₃/l, y la escala derecha la concentración de ácidos grasos volátiles expresados en g HAC/l.

Para corregir la acumulación y partiendo de la experiencia a nivel laboratorio, se decidió emplear una estrategia de bajada radical de la VCO. Disminuyendo bruscamente el caudal desde 620 l/h a 150 l/h se consiguió reducir la concentración de AGV desde 0.53 g HAC/l hasta 0,03 g/l en tan sólo 7 horas. El valor de alcalinidad total no se vió afectado, pero si el de la relación de alcalinidades, que recuperó su valor típico.

Considerando que el reactor estaba recuperado, se le sometió a un arranque brusco hasta condiciones de operación previas (Caudal 525 l/h, VCO 45,9 kg DQOt/m³d). El desequilibrio se reprodujo y de manera grave, aumentando rápidamente el valor de la variable de control hasta 0.37 - 0.40,

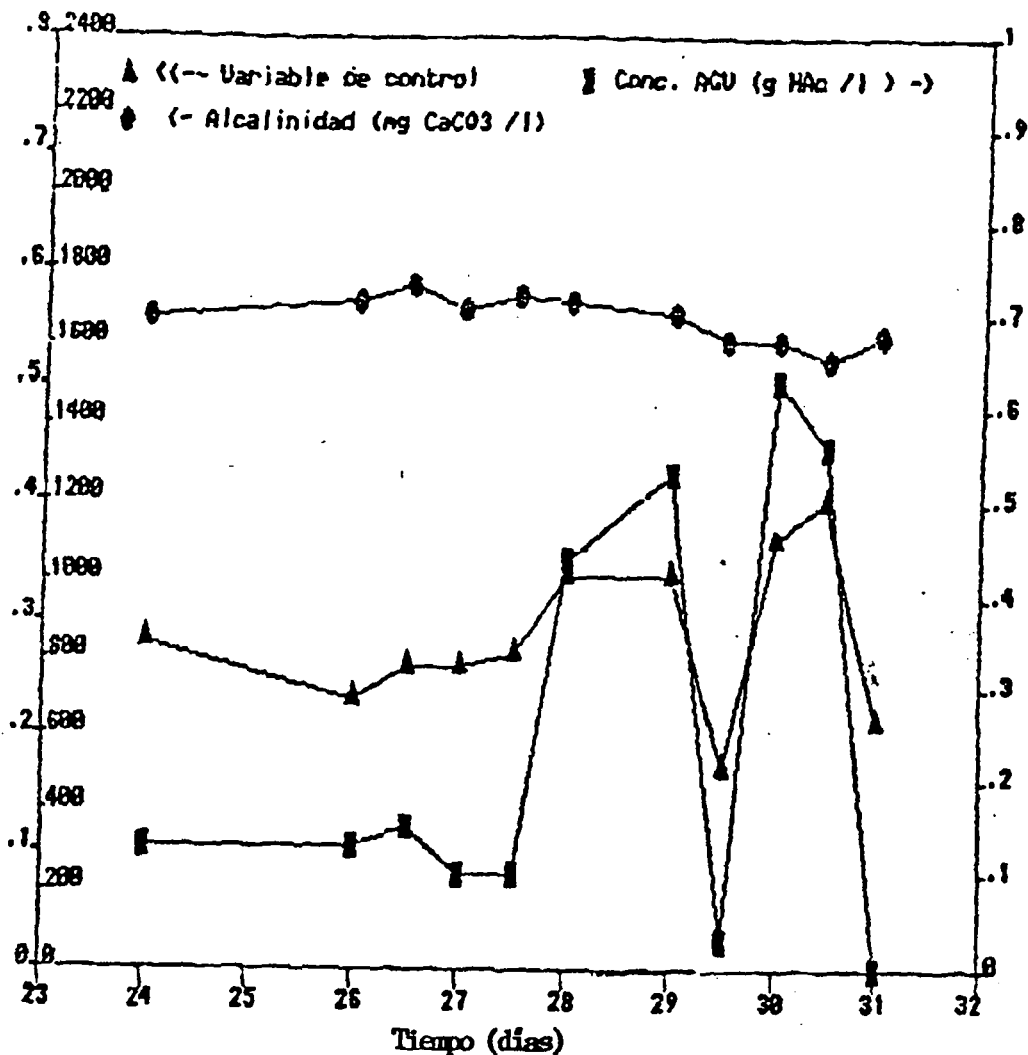


FIGURA Nº 11. VARIACION DE PARAMETROS DE CONTROL

siendo la concentración de AGV de 0,63 g HAc/l. Volviendo a aplicar condiciones de baja carga, en 16 horas el reactor vuelve a alcanzar condiciones estables.

A la vista de este comportamiento puede concluirse que :

- La relación de alcalinidades puede utilizarse como parámetro de control de estabilidad, en relación con la acumulación de ácidos grasos volátiles.
- Ni el pH, ni la alcalinidad total facilitan información respecto al comportamiento del reactor, o la facilitan en unos estados muy avanzados del proceso de desequilibrio, cuando su corrección es dificultosa.

- El reactor es muy estable y la aplicación de una estrategia de fuerte bajada de la velocidad de carga orgánica, permite una rápida reducción de los ácidos grasos volátiles acumulados durante la sobrecarga. Para recuperar las condiciones de operación previas, debe seguirse una táctica de aumento gradual de la carga aplicada, ya que aumentos bruscos reproducen la situación de inestabilidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- (1) McINERNEY, M.J., BRYANT, M.P. "Review of Methane Fermentation Fundamentals", in Fuel Gas Production From Biomass. Chapter 2, Ed. Plenum Press, New York. 1980.
- (2) MOSEY, F.E. "New Developments in the Anaerobic Treatment of Industrial Wastes", in Effluent and Water and Water Treatment. J. 23:85. Marzo, 1983.
- (3) GUJER, W., ZEHNDER, J.B. "Conversion Processes in Anaerobic Digestion", in Wat. Sci. Tech., 15:127-167. 1983.
- (4) BARBER, N.R. "Keep your Digester in good Shape", in Water and Wastes Engineering, 14 (9):55-59. Sept., 1977.
- (5) STUNM, W., MORGAN, J.J. Aquatic Chemistry - An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in natural Waters. Ed. Wiley-Interscience. New York, 1970.
- (6) JENKINS, S.R., MORGAN, J.M., SAWYER, C.L. "Monitoring Anaerobic Sludge Digestion and Growth by a Simple Alkalimetric Titration", in J. Wat. Poll. Cont. Fed., 55, (5):448-453. Mayo, 1983.
- (7) METCALF & EDDY. Wastewater Engineering : Collection, Treatment Disposal. Ed. McGraw-Hill Book Co. New York, N.Y., 1972.
- (8) IZA L. J.M. Operación a Escala Piloto de un Reactor Biológico Anaeróbico de Lecho Fluidizado. Tesis de doctorado, Valladolid, Junio, 1987.
- (9) ROZZI, A. "Parámetros de Operación y Control de los Procesos Anaeróbicos". Tercer Seminario sobre Depuración Anaeróbica de Aguas Residuales. Valladolid, 1986.

E. ARRANQUE Y OPERACION DE REACTORES UASB

LOOK HULSHOFF POL
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

E. ARRANQUE Y OPERACION DE REACTORES UASB

1.0. Inoculación del Reactor

1.1 Procedimientos

La inoculación de un reactor UASB puede ser muy sencilla. Inicialmente no son necesarias condiciones estrictas de anaerobiosis. Si el agua no está en condiciones anaerobias, éstas se alcanzan el primer día, debido al consumo de oxígeno de las bacterias presentes en el inóculo.

En el laboratorio, puede ser útil desoxigenar el agua en la que Vd. quiere colocar el lodo. Esto puede conseguirse burbujeando nitrógeno a través del líquido durante 5 minutos y sellando a continuación el recipiente del reactor. Si Vd. quiere asegurarse de que el líquido está en condiciones anaerobias estrictas, puede añadir pequeñas cantidades de Na_2S (máximo 0.5 mM), para reducir el potencial redox.

1.2 Selección del inóculo

El inóculo de su reactor debe tener alguna actividad metanogénica. Cuanta mayor sea la actividad metanogénica, más corto será el período de arranque. El uso de lodo proveniente de un reactor anaerobio es, por supuesto, altamente recomendable. Sin embargo, no siempre es posible obtener este tipo de lodo. En ese caso, Vd. debe elegir algún tipo de inóculo que contenga gran cantidad de materia orgánica en condiciones anaerobias, tal como estiércol de vaca u otros estiércoles, e incluso lodo doméstico.

El fango de los canales y ríos puede ser adecuado, pero contiene gran cantidad de arena, que puede ser de difícil eliminación una vez dentro del reactor. En la Tabla 4 (Parte B, sección 7.1), se presenta una lista de inóculos, en orden de preferencia.

Usted debe intentar conseguir un inóculo con una concentración de, como mínimo, 10 kg SSV/m³. No debe llenar con este lodo más de un 60% del volumen de su reactor.

2.0 El Arranque de un Reactor UASB

Cuando no se dispone de un inóculo de buena calidad, un reactor UASB debe ser arrancado con exquisito cuidado. Si la velocidad superficial (ascensional) del agua residual es muy elevada, las bacterias pueden ser arrastradas fuera del reactor y el arranque debe volver a iniciarse. Esto es algo que Vd. debe pensar constantemente: No superar nunca los límites del arrastre de las bacterias durante la primera fase del arranque del reactor.

Caso de que Vd. disponga de un buen lodo para inocular el reactor, como lodo granular o lodo municipal digerido con alta actividad metanogénica, Vd. puede comenzar alimentando el reactor con una carga máxima de 3 kg DQO/m³ d y un tiempo

mínimo de retención hidráulico de 24 h; esto es, si la velocidad de carga orgánica es mayor de 3 kg DQO/m³.d, aplique una carga inferior, de tal forma que el tiempo hidráulico de retención sea 24 h.

3.0 Arranque con un Inóculo de Baja Calidad

La actitud que debe Vd. tener ante el arranque de un reactor UASB es la de tomárselo con calma. En este período es fácil conseguir arruinar el reactor, no quiera ir demasiado rápido.

Esto supone que no pueden aplicarse elevadas cargas o altas concentraciones de agua residual. Su principal interés debe ser poner en funcionamiento el reactor, sin que sean muy importantes los primeros resultados. Entonces, cuando ya funcione el reactor, será cuando Vd. deba preocuparse de mejorar la productividad del biogás o la calidad última de su efluente.

El incremento de la carga hasta valores realmente elevados es el último paso que Vd. deberá intentar; esto sólo podrá suceder cuando todo funcione bien y no se hayan encontrado problemas previos.

3.1 Primera Fase del arranque : Puesta en marcha del reactor

El verdadero primer paso del arranque es el más importante de todos. Nuestra intención es hacer crecer las bacterias metánicas, pues están en una muy pequeña concentración en el inóculo. Por ello, el primer paso puede ser eventualmente el que más tiempo consume del proceso de arranque.

Procedamos con el siguiente cuestionario:

(1) ¿Cuál es la concentración del agua residual?

Cuando la concentración del agua residual es menor de 5000 mg DQO/l, no hay mayor problema, excepto si el agua residual contiene altas concentraciones de compuestos tóxicos. Si el agua residual tiene una concentración mayor de DQO, es preferible diluirla hasta una concentración de DQO cercana a 5000 mg/l.

Si no hay agua disponible para diluir el agua residual, debe procederse a recircular el efluente. Esto requiere un mayor cuidado que la dilución, ya que una sobrecarga puede conducir a un incremento en la concentración de AGV en el efluente y, consecuentemente, a mayores concentraciones del afluente. El efluente de un reactor sobrecargado no es capaz de diluir la DQO del afluente, ya que él mismo contiene DQO debida a los AGV. Por ello, debe Vd. descartar la recirculación del efluente cuando tenga noticia de la existencia de sobrecarga. Si la recirculación es necesaria, siga las instrucciones descritas en la Tabla 17.

(2) ¿Cuál es la actividad metanogénica de su inóculo?

Vd. puede medir la actividad metanogénica de su lodo utilizado como inóculo en un simple experimento discontinuo (batch), en el que se controla la producción de biogás a partir de AGV. El procedimiento a seguir está descrito en la Parte C de este informe.

(3) Vd. puede ahora arrancar su reactor aplicando la mitad de la velocidad volumétrica de carga máxima calculada, con un mínimo de 0.2 kg DQO/m³ d, o un tiempo de retención hidráulico mínimo de 24 horas.

Por razones de seguridad, no es recomendable arrancar inmediatamente con la carga máxima que Vd. puede aplicar, sino con una carga mínima de 0.2 kg DQO/m³ que no es nociva para su reactor.

El que el tiempo hidráulico de retención sea como mínimo de 24 h significa que Vd. debe aplicar una menor carga orgánica cuando la concentración del agua residual sea menor de 200 mg DQO /L. Este valor de 24 h ha sido elegido para prevenir el arrastre masivo de bacterias antes de que el reactor esté funcionando en condiciones.

Una vez puesto en marcha el reactor, se comienza un ciclo de tiempos de espera entre incrementos consecutivos de la velocidad volumétrica de carga, hasta que la producción de biogás alcanza ciertos valores y las concentraciones de DQO y AGV caen por debajo de ciertos valores. Este es el verdadero arranque del reactor, que si se lleva con cuidado, no dura mucho tiempo ya que, dependiendo de la velocidad de carga volumétrica que se pretende conseguir, lleva de uno a tres meses. El procedimiento a seguir se muestra en la siguiente lista de cuestiones.

(4) Después de los cinco primeros días, ¿Alcanza la producción de biogás el valor de 0.1 m³/m³ d ?

Si no es así, pare la entrada de afluente y espere a que la producción de biogás aumente durante tres días consecutivos. Entonces prosiga.

Si la producción de biogás es superior a 0.1 m³/m³d, Vd. puede continuar.

(5) ¿La concentración de AGV en el efluente está por debajo de 3 meq/l?

Si no es así, interrumpa la alimentación de reactor y espere durante una semana. Una concentración de 3 meq/l de AGV puede parecer a primera vista un valor extremadamente bajo, pero el arranque procede mejor cuando se mantiene una concentración de AGV muy baja durante todo el período.

Si la concentración de AGV está por debajo de 3 meq/l, puede continuar.

Cuando Vd. esté trabajando con un agua residual de color oscuro, algunos compuestos pueden interferir en la

determinación de los AGV. Esto indica que puede ser imposible obtener un resultado inferior a 3 meq/l, utilizando el método de valoración. En este caso, Vd. debe determinar la contribución de la acidez de fondo, de acuerdo con el método descrito en la Parte C, sección 2.8.

(6) ¿Puede Vd. continuar la alimentación sin que se produzcan grandes incrementos en la concentración de AGV?

Usted debe comprobar la concentración de AGV en el efluente cada dos días. Cuando esta concentración exceda de 8 meq/L, Vd. debe interrumpir la alimentación y esperar de nuevo a que el valor disminuya por debajo de 3 meq/L. Este procedimiento debe repetirse hasta que sea posible continuar alimentando el reactor a la velocidad volumétrica de carga o al tiempo hidráulico de retención mencionado en el punto 3.

Antes o después, Vd. conseguirá alcanzar esa carga, ya que no es tan elevada; y la velocidad superficial del líquido no es tan elevada como para producir el arrastre de las bacterias. Aún y todo, puede suponer más de un mes de trabajo el que su reactor consiga alcanzar esta carga. ¡No se preocupe en demasía!. Recuerde que este es el primer paso, y que el primer paso es el más difícil de dar.

Una vez que es posible mantener una velocidad de carga de 0.2 kg DQO/m³ d continuamente, la primera fase del arranque ha terminado. Ahora es el momento para incrementar al velocidad de carga a niveles superiores o, en caso de que Vd. haya tenido que diluir el agua residual, reducir el factor de dilución.

4.0 Segunda Fase del Arranque: Aumento de la Velocidad de Carga

(6) ¿Tuvo Vd. que diluir el agua residual?

En este caso, proceda disminuyendo el factor de dilución en un 30% y mantenga constante la velocidad de carga hidráulica. La velocidad volumétrica de carga se aumenta así en un 30%.

Si Vd. no diluyó el agua residual, incremente la velocidad volumétrica de carga.

(7) Después de esperar tres días, ¿ disminuye la concentración de AGV por debajo de 3 meq/l ?

Si la concentración de AGV en el efluente es baja, Vd. puede incrementar la velocidad volumétrica de carga, bien disminuyendo el factor de dilución, bien aumentando el caudal de afluente.

Cuando la concentración de AGV en el efluente sobrepase el valor de 8 meq/l, permanezca tranquilo, pero mantenga un rígido control del pH: el reactor está en peligro de acidificarse. Después de un aumento en la velocidad de carga incluso la producción de gas puede disminuir ligeramente.

Este efecto es debido al arrastre de partículas de lodo muy pequeñas que contienen bacterias metánicas. No se preocupe, el crecimiento de las bacterias metánicas continúa en las partículas mayores. Vd. no debe disminuir la velocidad de carga. En pocos días volverá a aumentar de nuevo la producción de biogás y a disminuir la concentración de AGV en el efluente.

(8) ¿La concentración de AGV supera los 15 meq/l ?

Si la concentración de AGV supera los 15 meq/l, asegúrese de que el pH del efluente no caiga por debajo de 6.5. Si es así, añada NaOH, Ca(OH)_2 o NaHCO_3 , y vuelva un paso atrás en el procedimiento, reduciendo la carga en un 30 %. Espere entonces a que todo vuelva a la normalidad, como en el punto 7 y vuelva a incrementar la velocidad volumétrica de carga pero, esta vez, en saltos de 20% únicamente.

Básicamente el procedimiento descrito en los puntos 6, 7 y 8 puede ser repetido hasta que se alcance una velocidad volumétrica de carga cercana a 2 kg DQO/m³ d. Esto supone que Vd. debe repetir la misma rutina entre 8 y 10 veces. La producción de gas irá aumentando progresivamente y Vd. podrá comprobar que un "paso" (un aumento) puede durar dos semanas y otros, únicamente algunos días.

(9) ¿ Ha alcanzado una velocidad de carga de 2 kg DQO/m³ d ?

Cuando Vd. alcance esta velocidad de carga, es recomendable disminuir el porcentaje de incremento a un 20 % y seguir el mismo procedimiento descrito. En algún tiempo Vd. podrá alcanzar la velocidad volumétrica de carga deseada.

(10) ¿La velocidad volumétrica de carga deseada es superior a 5 kg DQO/m³ d ?

Cuando la velocidad volumétrica de carga deseada excede los 5 kg DQO/m³ d, Vd. debe controlar la cantidad y calidad del lodo presente en su reactor. En este caso, es recomendable medir la actividad del lodo cada tres semanas. Además, Vd. debe controlar periódicamente la cantidad de lodo en el reactor, realizando perfiles del lodo a lo alto del reactor.

(11) ¿ Está Vd. interesado en cultivar lodo granular ?

En el caso en que Vd. esté particularmente interesado en el cultivo de lodo granular, (por ejemplo, cuando Vd. tiene agua residual conteniendo elevadas concentraciones de AGV o azúcares), éste es el momento de comprobar su lodo, de acuerdo con las indicaciones descritas en la Tabla 18.

5.0 Algunas consideraciones importantes con respecto al arranque de reactores UASB

El arranque de un reactor UASB es motivo de preocupación y aún de frustración para muchas personas que trabajan con estos sistemas. El arranque usualmente toma un largo período de tiempo, debido principalmente a la baja tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas, esto exige una gran paciencia del operador del reactor anaeróbico.

Entre los factores que pueden influir en el período de tiempo requerido para el arranque se pueden mencionar cuatro de mayor importancia :

1. La calidad de la semilla de lodo.
2. El contacto del agua residual con el lodo.
3. Una posible inhibición, o escasez de nutrientes esenciales, lo cual puede reducir la tasa de crecimiento de las bacterias formadoras de metano.
4. La tasa a la cual ocurre la pérdida del lodo (biomasa) del reactor.

La Tabla 19 da una idea del número de días necesarios para el arranque hasta una carga de $15 \text{ kg DQO/m}^3\text{-día}$, bajo condiciones de no inhibición y de 50% de inhibición, para tres casos diferentes. Estas son :

- Ideal (no hay pérdida de biomasa en el reactor y hay 100% de contacto).
- 50% de pérdida de biomasa, entendida como una reducción del 50% en la tasa de crecimiento y 100% de contacto.
- 50% de pérdida de biomasa y 50% de contacto.

Estos casos son aplicados a cuatro tipos diferentes de lodo (lodo de rfo, estiércol de vaca, lodos de aguas residuales y lodos granulares) con actividades metanogénicas específicas en un rango de 0.005 a 1.000 kg DQO/kg SSV-día. Los criterios para el cálculo del tiempo de arranque están dados en la tabla. Los valores de la tasa de crecimiento son relativamente altos; en la mayoría de mediciones realizadas en nuestro laboratorio, estas son bajas. Como se puede ver en la tabla, bajo condiciones no óptimas el tiempo de arranque será muy largo.

El efecto de la calidad de la semilla de lodo es muy claro. Esto es de especial importancia en Colombia, donde aún no se dispone de un lodo de buena calidad. En el momento el estiércol de vaca y lodos de fondo de lagunas son los más utilizados como semilla de lodo y como se puede ver en la tabla esto conlleva a largos períodos de arranque. Por esto es importante enfatizar que con estos tipos de semillas el arranque requiere paciencia; obtener la cantidad deseada de biomasa metanogénica que pueda recibir altas cargas toma un período de tiempo largo. Por ejemplo en unos pocos meses durante la cosecha de café, un reactor no se puede arrancar completamente.

El contacto entre el agua residual y el lodo depende de la mezcla en el reactor y del diseño del sistema de distribución de la alimentación.

En Holanda muchos reactores están equipados con bombas y pequeñas tuberías de alimentación lo cual produce altas velocidades de entrada y en consecuencia buena mezcla. (Sin embargo en Colombia esta situación no se presenta). Esto implica que se debe tener alrededor de un punto de entrada por cada metro cuadrado. En muchos diseños esto no se cumple y como resultados se pueden esperar la presencia de cortos circuitos y no todo el lodo estará en contacto con el agua residual.

Una reducción de la tasa de crecimiento por inhibición o por escasez en nutrientes es muy probable en aguas residuales industriales. En algunas ocasiones se pueden tomar medidas contra la inhibición, sin embargo muchas veces esto no es posible porque se desconoce por ejemplo el factor inhibitorio. Bajo estas condiciones el arranque puede ser considerablemente largo. Es muy importante conocer, tanto como sea posible, la composición promedio del agua residual con respecto a :

- La presencia de compuestos tóxicos.
- La cantidad de nutrientes.
- La disponibilidad de trazas de elementos como Fe, Co, Ni.

En relación a lo anterior, debe ser claro para el personal responsable de un reactor anaeróbico que este puede ser dañado muy fácilmente. No se deben arrojar compuestos o soluciones muy tóxicos al sistema de alcantarillado.

En Holanda en muchos casos un arranque apropiado fué imposible, por que no hubo suficiente conocimiento, al nivel de producción, de los efectos que produce una descarga de tóxicos en el afluente del reactor.

Con respecto a la pérdida de biomasa, es importante anotar que el reactor debe operar bajo condiciones hidráulicas estables. Si el flujo de agua residual tiene una alta variación durante el día, es necesaria la construcción de un tanque de igualación.

Una operación óptima se obtiene cuando el reactor se alimenta las 24 horas del día, durante los 7 días de la semana. Esto no siempre es posible pero debe entenderse entonces que puede presentarse un retraso en el arranque debido a una pérdida excesiva de biomasa.

Tabla 17. Guías Generales para la Aplicación de Recirculación del Efluente.

1. Si la DQO del agua residual no supera los 5 kg/m³, no es necesario recircular el efluente.
2. Cuando la DQO del agua residual esté comprendida entre 5 y 20 kg DQO/m³, Vd. debe arrancar con un factor de recirculación del efluente tal que diluya el agua residual a un valor efectivo de DQO del afluente no superior a 5 kg DQO/m³. Con aguas residuales más concentradas de 20 kg DQO/m³, es recomendable realizar el arranque con agua residual diluida. Estas aguas tan concentradas, a menudo contienen grandes concentraciones de sales que pueden ocasionar bajas velocidades de incremento de la producción de metano. Por ello, se obtiene un mayor crecimiento de las bacterias metánicas cuando el agua residual se diluye. En el caso en que no sea posible diluir a 5 kg DQO/m³, debe diluirse lo más posible, sin que se lleguen a superar valores de 20 kg DQO/m³. En este último caso debe aplicarse simultáneamente dilución y recirculación del efluente.
3. En aguas residuales de color oscuro, algunos compuestos pueden contribuir a formar un fondo (background). Si la determinación de AGV se hace siguiendo el método de valoración, Vd. debe determinar también la acidez del fondo (Parte B, sección 2.8) para corregir el valor de la acidez de AGV medido y obtener el valor real de la acidez debida a los AGV.
4. Tenga cuenta que un incremento en la velocidad de carga puede conducir a un incremento temporal de la concentración de la DQO del efluente, por lo que, si se aplica recirculación, esto puede incrementar la velocidad de carga real aplicada al reactor.

Con:

f = Factor de recirculación
(caudal recirculado / caudal alimentado)

e = concentración del efluente

a = concentración del afluente

la concentración real que entra al reactor es :

$$(a + f \cdot e) / (1 + f)$$

Por ejemplo: Si Vd. utiliza un factor de recirculación de 3 y lo reduce a 2 y la concentración del efluente aumenta temporalmente del 5 al 15% del valor de la concentración del afluente, el aumento efectivo de la concentración que entra al reactor es de un 51%.

Tabla 18. Guías Generales para el Arranque a Partir de Velocidades Volumétricas de Carga de 2 kg DQO/m³.d con el Fin de Promover la Formación de Lodo Granular.

1. Aumente la carga tan pronto como la concentración de AGV en el efluente baje de 3 meq/l.
2. Permita el arrastre de biomasa finamente dispersa fuera del reactor. No vuelva a reintroducir en el reactor el lodo previamente arrastrado fuera.
3. Mantenga las condiciones de operación óptimas para el crecimiento bacteriano. Esto es, mantenga el pH en el intervalo 7.0-7.8, la temperatura entre 30 y 38°C (termofílico: 53-58°C), y controle el suministro de macronutrientes y elementos traza necesarios (véase Parte B sección 5.1).
4. Cuando aumente la velocidad volumétrica de carga, evite aumentos superiores al 50% del valor previo. De esta forma, se evitan en lo posible las sobrecargas.
5. Utilice la actividad metanogénica específica (y la concentración de lodo en el reactor) como una referencia para evaluar la carga a aplicar. No supere la capacidad volumétrica metanogénica del reactor. En el caso en que la concentración de AGV en el efluente supere los 8 meq/L, reduzca la carga aplicada hasta que sea evidente que esta concentración disminuye por debajo de dicho valor. No aumente de nuevo la velocidad de carga hasta que no se cumplan las condiciones antes indicadas.

Tabla 19. El Tiempo Mímino Requerido para Alcanzar una Carga de 15 g DQO L⁻¹ d⁻¹ Basándose en Calculaciones Teóricas de Crecimiento. Se asume una Concentración Inicial de Lodo de 10 g SSV L⁻¹.

Lodo tipo	Actividad g DQO g ⁻¹ SSV d ⁻¹	Condiciones	30° C		20° C	
			----- días -----			
			no inhib.	50% inhib.	no inhib.	50% inhib.
Fango del Río	0.005	Ideal	58	129	129	286
		50% Arrastre	115	259	259	573
		50% Arrastre y 50% Contacto	143	315	315	685
Estiercol de Vaca	0.020	Ideal	44	101	101	230
		50% Arrastre	88	202	202	461
		50% Arrastre y 50% Contacto	116	258	258	573
Doméstico Digerido	0.100	Ideal	27	69	69	166
		50% Arrastre	55	138	138	331
		50% Arrastre y 50% Contacto	83	194	194	443
Granular	1.000	Ideal	4	22	22	72
		50% Arrastre	8	44	44	145
		50% Arrastre y 50% Contacto	36	100	100	257

Asumiendo:

$$t = (\ln X_t - \ln X_0) / \mu$$

Donde:

t = días

X₀ = concentración inicial de bacterias metanogénicas (g SSV L⁻¹)

X_t = concentración final de bacterias metanogénicas (g SSV L⁻¹)

μ = velocidad de crecimiento (d⁻¹)

μ_{max} bacterias metanogénicas = 0.099 d⁻¹ (30° C)

= 0.0495 d⁻¹ (20° C)

Actividad bacterias puras = 5.00 g DQO g⁻¹ SSV (30° C)

= 2.50 g DQO g⁻¹ SSV (20° C)

Y_{celular}

= 0.02 g SSV g⁻¹ DQO

50% inhibición = inhibición de actividad y crecimiento

50% arrastre = 50% disminución de la velocidad de crecimiento

50% contacto = 50% del lecho del lodo en contacto con el agua residual

g DQO / g SSV bacterias = 1.40

REFERENCIAS PARTES A, B, C, D, E.

De Jong, E. 1986. Doktoraal Verslagen Serie Nr. 86. Dept. Water Pollution Control, Agric. Univ., Wageningen, The Netherlands.

Field, J. A., M. J. H. Leyendeckers, R. Sierra-Alvarez, G. Lettinga and L. N. A. Habets. 1987b. The methanogenic toxicity of bark tannins and the anaerobic biodegradability of water soluble bark matter. Paper presented at The Second IAAPRC Symposium on Forest Industry Wastewaters, Tampere Univ. of Technology, Tampere, Finland.

Gujer, W. and A. J. B. Zehnder. 1983. Conversion process in anaerobic digestion. Water Science and Technology. 15:127-167.

Kroiss, H. 1985. Toxicity problems during the anaerobic treatment of wastewater. Hanover Industrieabwasser Tagung: Anaerobe Reinigung Industrieller Abwässer. pp. 12.1 - 12.19.

Scherer, P., H. P. Lippert and G. Wolff. 1983. Composition of the major elements and trace elements of 10 methanogenic bacteria determined by inductively coupled plasma emission spectrometry. Biological Trace Element Research 5:149-165.

Van Lier, J. 1987. Doktoraal Verslagen Serie Nr. 87. Dept. Water Pollution Control, Agric. Univ., Wageningen, The Netherlands.

Wasser, R. 1986. Anaerobic treatment of coffee wastewater at farm-level in Matagalpa, Nicaragua. Doctorate Report. Dept. of Chemical Technology, Technische Hogeschool, Twente, The Netherlands.

Zegers, F. 1987. The anaerobic digestion and the anaerobic toxicity of thin stillage from the fermentation processes using different feed-stocks. Doktoraal Verslagen Serie Nr. 87. Dept. Water Pollution Control, Agric. Univ., Wageningen, The Netherlands.

F. DEGRADACION ANAEROBICA DE COMPUESTOS ORGANICOS

JIM FIELD
Universidad Agricola de Wageningen
Holanda

1.0 Polisacáricos

Ciertos polisacáridos están presentes en el agua residual. Las características de los carbohidratos más comunes son dadas en Tabla 1. Generalmente, celulosa y hemicelulosa son abundantes en materiales lignocelulósicos tal como papel (en aguas domésticas y de la industria papelería) y paja (estiercol). El almidón está asociado con cereales y tubérculos comestibles (en aguas residuales de la industria alimentaria). Pectina es un polisacárido mucoso abundante en ciertas aguas residuales (procesado de café y fábricas conserveras de frutas).

Tabla 1. Los Polisacáridos Comunes.

Tipo	Tamaño polímero	Azúcar monómero	Enlace(s)	Solubilidad en H ₂ O caliente
Celulosa	grande	glucosa	β 1-0-4	no
Hemicelulosa	pequeño	manosa/xilosa	β 1-0-4	sí
Almidón	pequeño	glucosa	α 1-0-4	sí
	grande	glucosa	α 1-0-4 y α 1-0-6	no
Pectina		ácido galacturónico	α 1-0-4	sí/no

Polisacáridos del tipo de la celulosa, grandes polímeros de almidón y pectinas insolubilizadas con Ca²⁺ son insolubles. Otros polisacáridos como la hemicelulosa, moléculas de almidón pequeñas y pectina son fácilmente solubles en agua caliente, lo que indica su presencia como compuestos solubles en el agua residual.

Los polisacáridos comunes están generalmente enlazados por uno de los dos tipos de enlaces intermonoméricos ilustrados en Figura 1:

β 1-0-4, típicos de la celulosa y hemicelulosa;

α 1-0-4, característicos de almidón y pectina;

Los enlaces β 1-0-4 son hidrolizados por enzimas (celulasas) extracelulares generados exclusivamente por microorganismos. Los enlaces α 1-0-4 son hidrolizados por la acción de amilasa (almidón) y pectinasas (pectina). Las dos últimas son enzimas comunes en todos los organismos.

Los polisacáridos comunes y los azúcares monoméricos son degradados fácilmente por lodo anaeróbico. Tabla 2 resume resultados experimentales de la biodegradación anaerobia de mono- y polisacáridos. Como puede observarse en Tabla 3, la degradación de almidón y pectina es muy rápida y comparable con la de azúcares monoméricos. La biodegradación de celulosa es más lenta, y sin embargo, suficientemente rápida para que no suponga un paso limitante de la degradación anaeróbica.

Tabla 2. La Biodegradabilidad Anaeróbica de Polisacáridos y de Monómeros de Azúcar.

	H -----	BD % DQO	A -----	M*	pH	experi- mento	Ref
Polisacáridos							
Celulosa	94	93	73	72	7.4	batch	HUP
	ND	70	56	13	6.5	RA	G87
	99	90	ND	84	6.8	UASB	C86
	95	ND	80	ND	6.0	batch	D83
Almidón	ND	93	73	0	5.5	RA	C82
Pectina	99	99	78	ND	6.0	RA	B85
	ND	69	ND	ND	3.3	RA	K82
Monosacáridos							
Glucosa		97	83	83	7.0	batch	HUP
		100	85	0	5.8	RA	Z77

*H = hidrólisis; BD = biodegradabilidad; A = acidificación; M = metanogénización

Referencias: HUP = Hong, no publicado (digestión metanogénica en batch, 2 semanas); G = Gijzen et al., 1987 (reactor de acidificación = RA, THR = 13 h); C86 = Chang and Tseng, 1986 (UASB, HRT = 24 to 76 h); C82 = Cohen et al., 1982 (reactor de acidificación = RA, THR = 4 h); B85 = Breure et al., 1985a (reactor de acidificación = RA, THR = 3 h); K82 = Kunst, 1982 referenciado en B85 (reactor de acidificación = RA, THR = 72 h); D83 = Devlesaver et al., 1983 (digestión acidogénica en batch, 1 semana); Z77 = Zoeteneyer, 1977 (reactor de acidificación = RA, THR = 3 h).

Tabla 3. La Velocidad Específica de Biodegradación de Polisacáridos y Monosacáridos por g SSV de Biomasa.

Tipo Carbohidrato	Velocidad g DQO g ⁻¹ SSV d ⁻¹	pH	Referencia
Celulosa	1.2	7.4	HUP
	3.3	6.6	G87
Almidón	38.5	5.5	C82
Pectina	53.4	6.0	B85
	4.4	3.3	K82
Azúcar Monomérico	77.0	5.8	Z77

Referencias véase Tabla 2.

La celulosa de las plantas está presente como lignocelulosa. La fracción de lignocelulosa degradable anaeróbicamente es inferior a la de celulosa pura, ello es debido a la presencia de lignina. Tabla 4 compara la biodegradabilidad de celulosa pura y de residuos

lignocelulósicos. La biodegradabilidad de desechos celulósicos aumenta a medida que la lignina es eliminada o modificada químicamente (p.e con álcali). Por esa razón, la biodegradabilidad de papel es mayor que la de madera o paja. La hidrólisis de lignocelulosa (madera y hierba) es el proceso limitante en la digestión anaerobia; ello es debido al difícil acceso de las enzimas hidrolíticas hasta la celulosa.

Tabla 4. Comparación de la Biodegradabilidad Anaeróbica (%) y Metanogénización (%) de Celulosa y Lignocelulosa.

Tipo Celulosa	BD ----- % DQO -----	M*	Ref
Pura Celulosa	92	72	HUP
Papel (13% lignina)*	60	ND	G87
Papel (23% lignina)**	28	25	Y81
Madera (30% lignina)	4	ND	W86

Referencias: HUP = Hong, no publicado; G87 = Gijzen et al., 1987; Y81 = Young and McCarty, 1981; W86 = Weimer and Chou, 1986.

* lignina modificada por pulpado químico **pulpado térmico.

2.0 Proteínas y Aminoácidos

Proteínas y aminoácidos son componentes comunes de diferentes aguas residuales. Las proteínas son polímeros formados por aminoácidos enlazados a través de enlaces peptídicos como se ilustra en Figura 2. Las proteínas normalmente son solubles, sin embargo, en ocasiones coagulan, cuando son expuestas a calor, ácidos o taninos. Las proteínas son hidrolizadas por enzimas extracelulares (proteasa).

Tabla 5. La Degradación Anaeróbica de Varias Proteínas hasta CH_4 y NH_4^+-N (Field, no publicado). Digestión Anaerobia en Batch (2 semanas a 30°C) con 1 a 2 g SSV L^{-1} Lodo Granular (pH entre 7.0 y 7.4).

Proteína origen	DQO:ST	Concentración		Metaniz.* % DQO	Mineral. % NKT
		DQO -- g L^{-1} --	NKT		
patata	1.22	5.84	0.675	72.9	96.0
maíz	1.11	3.62	0.443	85.9	96.5
leche	1.32	3.62	0.364	77.8	103.8
gelatina	1.12	5.81	0.777	61.4	95.0
huevo	1.34	3.62	0.484	66.0	103.9
suero**	1.21	5.81	0.605	54.7	104.1

NKT= Nitrógeno Kjeldahl Total.

*Metaniz. = porcentaje de la DQO convertido a CH_4

Mineral. = porcentaje del NKT convertido a NH_4^+-N

**albumina de suero de bovino.

La mayoría de los aminoácidos son convertidos fácilmente en metano, tal como se ilustra en Figura 3. La acidificación de los aminoácidos corresponde con la mineralización del nitrógeno orgánico. 10 a 20% de los aminoácidos de proteínas naturales son aromáticos, p.e. fenilalanina y tirosina (Figura 4). En principio, estos compuestos son degradados lentamente, pero una vez que el lodo está adaptado serán degradados tan rápidamente como otros compuestos fenólicos (Véase sección 4.1).

La fracción de proteína (en DQO) convertida a CH_4 y de nitrógeno orgánico convertida en NH_4^+-N se da en Tabla 5. Los resultados indican que varios tipos de proteínas son hidrolizadas y degradadas anaeróbicamente. Figura 5 ilustra la hidrólisis, biodegradación, acidificación y mineralización de una proteína de patata. En esta figura se observa que, tras un periodo de retraso, la hidrólisis es muy rápida. El periodo de retraso refleja el tiempo necesario para que las bacterias produzcan la enzima proteasa. La velocidad de degradación de una proteína, gelatina, fue determinada en $12.0 \text{ g DQO g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$ (Breure et al., 1985b).

3.0 Grasas y Acidos Grasos Superiores

Las grasas son polímeros de ácidos grasos superiores (AGS) enlazados a una molécula de glicerol a través de enlaces tipo éster (Figura 6). Si la grasa es soluble, la hidrólisis enzimática (lipasa) de grasas generalmente es rápida si la grasa es soluble. Las grasas son más solubles a altos pH (8) que al pH que prevalece en los reactores de acidificación (5.5 - 6.0) a los que la grasa es prácticamente insoluble y su hidrólisis lenta.

La degradación anaeróbica de AGS monoméricos de las grasas no es una fermentación, siendo comparable con la oxidación anaeróbica de C_3 y C_4 por las bacterias acetogénicas. Los productos más importantes de la degradación de AGS son C_2 y H_2 (67 y 33% de los productos finales de la DQO acidificada, respectivamente). La degradación de AGS es inhibida por la presencia de H_2 y C_2 en exceso, por lo que es esencial que exista una población metanogénica activa para eliminar los productos finales. Así puede considerarse que AGS es un substrato sintrópico. Una inhibición completa de la metanogénesis (p.e. en un reactor de acidificación) conllevaría que los AGS no fueran degradados o sólo incompletamente.

Figura 7 ilustra la biodegradación de ácido cáprico ($\text{C}_{10:0}$) por lodo granular. Figura 8 ilustra la biodegradación de una mezcla de AGS con lodo doméstico digerido (los resultados corresponden a una acidificación de AGS de 80 a 95%). Estos estudios muestran que concentraciones de AGS elevadas pueden inhibir la degradación de AGS. Los largos periodos de retraso necesarios para que el lodo se adapte a la degradación de AGS son una evidencia de la inhibición. Una vez iniciada, la degradación es rápida, siempre que la concentración de H_2 y C_2 en el medio sea baja. El efecto inhibitorio de H_2 y C_2 es evidente en Tabla 6, en la que la duración del periodo de retraso en la degradación de AGS es comparada en experimentos en los que el medio contenía o carecía de glucosa. Los AGS apenas son solubles a pH neutros o débilmente ácidos. Figura

9 ilustra la precipitación de AGS de leche durante la digestión anaerobia. Los AGS insolubilizados son degradados en último lugar, una vez que los azúcares y proteínas de la leche son convertidos a CH₄.

Tabla 6. El Periodo de Retraso Previo a la Acidificación Rápida de AGS Durante la Digestión Anaerobia en Batch de AGS en Presencia y Ausencia de 2134 mg DQO L⁻¹ Glucosa (Precursor de C₂ y H₂) en la Alimentación Inicial (Hanaki et al., 1981).

Concentración AGS (mg DQO L ⁻¹)*	Periodo de Retraso (días)	
	glucosa no añadida	glucosa añadida
615	0	10
1230	5	20
2460	9	24
4920	30	35

*relación DQO:ST = 2.46

4.0 Compuestos Fenólicos

Los compuestos fenólicos presentes en aguas residuales se derivan generalmente de la lignina o taninos de vegetales. Los compuestos lignícos son polímeros se fenoles metoxilados, conectados por enlaces C-O-C o C-C, tal como se ilustra en Figura 10. La lignina es apolar y en general sólo es soluble en condiciones alcalinas, aunque algunas formas de bajo peso molecular son solubles a pH neutro. Las dos categorías de taninos existentes se ilustran en la Figura 11. Los taninos hidrolizables son pequeños polímeros constituidos por unidades de ácido gálico unidas por enlace tipo éster. Los taninos condensados son pequeños polímeros de flavanoides, tal como catequina, unidos através de enlace C-C. Los taninos son solubles en agua.

Los compuestos fenólicos pueden dividirse en dos grandes grupos: monoméricos y poliméricos.

4.1 Compuestos Fenólicos Monoméricos

Algunos compuestos fenólicos pueden ser degradados anaeróticamente por lodo no adaptado sin que se presente una fase de retraso. Su degradación no depende de la metanogénesis y en ausencia de bacterias metanogénicas son rápidamente acidificados. En general esos compuestos poseen tres grupos hidroxilo (o metoxilo) en el anillo aromático. La degradación de fenoles trihidroxílicos (y resorcinol) ocurre através de la denominada "vía del resorcinol" (Véase Figura 12).

Los fenoles que tienen sólo uno o dos grupos hidroxilo (o metoxilo) son degradados lentamente. Se requiere un periodo de adaptación para que la degradación anaeróbica pueda ocurrir. Su degradación se ve inhibida por productos finales de la acidificación tal como C₂ y H₂. Al igual que AGS, estos fenoles son considerados substrato sintrópico. La actividad metanogénica permite la degradación al eliminar los producto finales de la acidificación. La degradación de estos fenoles

tiene lugar através de la denominada "vía del fenol" (Véase Figura 12).

La conversión de fenoles individuales a metano (y AGV) durante su digestión aneróbica batch se presenta en Tabla 7 y 8. La estructura química de los fenoles estudiados se ilustra en Figuras 11, 12, 13 y 14. La degradabilidad de compuestos tipo "resorcinol" es mayor que la de los compuestos tipo "fenol". Sin embargo, dadas las condiciones adecuadas de adaptación, todos los compuestos son degradables anaeróbicamente.

Tabla 7. El Porcentaje de Conversión de Algunos Compuestos Fenólicos Monoméricos Simples Hasta Metano por Lodo Digerido Doméstico. Los Compuestos Fenólicos Fueron la Unica Fuente de Substrato Durante la Digestión, Suministrada a 300 mg L⁻¹ (Healy and Young, 1979).

Substrato	Fase Retraso ----- días -----	Periodo de Producción de Gas -----	Metanogenizado % carbono
<u>Monómeros Lignicos</u>			
<u>S</u>			
Acido siríngico	2	15	80
Siringaldehido	5	13	102
<u>G</u>			
Acido Vainillico	9	19	86
Vainillina	12	16	72
Acido Ferúlico	10	24	86
<u>Intermediarios Aromáticos de la Degradación de Fenoles</u>			
Acido cinámico	13	28	87
Acido benzóico	8	18	91
Fenol	14	15	70
Catecol	21	13	67

Tabla 8. La Acidificación de Algunos Fenoles Monoméricos Simples por Lodo Granular Cultivado en un Reactor UASB (1.5 g SSV L⁻¹). Los Compuestos Fenólicos (≈1000 mg L⁻¹) Fueron Añadidos Junto con AGV (4.0 g DQO L⁻¹). Referencia = Field y Lettinga, 1987; Field, no publicado.

Substrato	Fase de Retraso días	Acidificación --- % DQO ---
<u>Taninos Hidrolizables Monoméricos</u>		
Acido Gálico	2	96
Pirogalol	4	105
<u>Taninos Condensados Monoméricos</u>		
Catequina (anillos A+B)	3	30
Floroglucinol (anillo A)	2	96
Catecol (anillo B)	>56	0
<u>Intemediarios Aromáticos de la Degradación de Fenoles</u>		
Fenol	31	78

Durante la degradación anaeróbica de monómeros de lignina y taninos, se acumulan varios compuestos fenólicos. Su acumulación es evidente si la concentración de AGV en el medio es alta. Figura 14 muestra ejemplos característicos de estos intermediarios. El efecto inhibitorio de AGV en la degradación de productos intermedios, tal como p cresol, se ilustra en Tabla 9.

Tabla 9. La Eliminación de p Cresol (250 mg L^{-1}) por Lodo Adaptado durante la Digestión Anaerobia Batch en la Presencia y Ausencia de AGV ($425 \text{ mg DQO L}^{-1}$). Referencia = Fedorak et al., 1986.

Días de Digestión	Concentración p Cresol ----- mg L^{-1} -----	
	NO ADICION AGV	ADICION AGV
0 (inicio)	250	250
4	160	250
7	70	250
9	20	210
12	0	180

4.2 Lignina Polimérica y Taninos

Las formas poliméricas de lignina y los taninos condensados generalmente son menos degradables que los fenoles monoméricos. El efecto del aumento del peso molecular en la acidificación de lignina se muestra en Figura 15. Los grandes polímeros que constituyen la lignina natural de madera y paja no son degradables anaeróbicamente. Polímeros más pequeños, (oligómeros) de 2 o 3 unidades monoméricas (≈ 300 a 1000 g mol^{-1}), son degradados parcialmente, ello indica que los enlaces intermonoméricos de la lignina pueden ser hidrolizados anaeróbicamente. La baja biodegradabilidad de la lignina natural es debida al difícil acceso de las bacterias a los enlaces intermonoméricos presentes en el interior de los grandes polímeros. La lignina contenida en aguas residuales proviene generalmente del tratamiento alcalino de lignina natural. Figura 16 ilustra el descenso en peso molecular de la lignina natural como resultado del tratamiento alcalino. Debido a su menor tamaño la lignina presente en el agua residual puede ser parcialmente degradada anaeróbicamente.

El efecto del aumento en peso molecular en la degradación anaerobia de taninos condensados (basado en la desaparición de los taninos en el medio) se ilustra en Figura 17. Se observa la misma tendencia que en la degradación de lignina. Los taninos condensados naturales son generalmente oligómeros (de peso molecular intermedio), lo que indica su degradación parcial cuando son tratados anaeróbicamente. Cuando éstos son oxidados se transforman en compuestos coloreados de alto peso molecular que no son degradables anaeróbicamente.

Los taninos hidrolizables poliméricos son una excepción a la tendencia indicada de disminución de la biodegradabilidad al aumentar el peso molecular. Los enlaces tipo éster que conectan las unidades monoméricas son fácilmente hidrolizados y los monómeros liberados son rápidamente acidificados anaeróticamente (Figura 18).

5.0 Caramelo

Caramelo es el producto de azúcares y aminoácidos quemados. Es una mezcla compleja de polímeros heterocíclicos y aromáticos. El efecto del tratamiento térmico a 200° C en la biodegradabilidad de azúcar se muestra en Tabla 10. La biodegradabilidad de los compuestos coloreados de caramelo fue muy inferior a la del azúcar no tratado. Stucky and McCarty (1984) observaron un descenso en la biodegradabilidad anaeróbica de aminoácidos al ser tratados térmicamente a 200° C durante 1 h.

Los primeros productos formados por calentamiento del azúcar se denominan furfurales. Estos compuestos son biodegradables anaeróticamente por lodo adaptado (Young and McCarty, 1981; Benjamín et al., 1984). La baja biodegradabilidad de los azúcares tratados exhaustivamente es debida por lo tanto a la formación de grandes polímeros coloreados.

Tabla 10. El Efecto del Calentamiento de Azúcar Seco a 200° C durante 1 Minuto o 16 Horas en la Absorción de Luz UV y Color (VIS) de una Solución que Contiene 16 g DQO L⁻¹. El Papel de la Caramelización en la Acidificación de una Solución Suministrada a un Ensayo Anaeróbico (5 g DQO L⁻¹). Referencia = Field y Zegers, no publicado.

Tratamiento	UV ₂₁₅	VIS ₄₄₀	Acidificación*
	----- 1x -----	-----	%
Sacarosa	0.2	0.01	95.7
Sacarosa _{200°C} 1 m	17.9	2.19	37.0
Sacarosa _{200°C} 16 h	45.5	10.58	20.5

* Porcentaje DQO convertida a CH₄ y VFA en 5 días (5 g SSV L⁻¹, 30° C)

6.0 Células Bacteriales

Las células de bacterias no son degradadas efectivamente en condiciones aneróbicas. Las células producidas por las bacterias fermentativas no deberían ser consideradas como substrato. La biodegradabilidad anaeróbica de lodo de una planta de tratamiento aeróbico ha sido investigada en varios estudios como se detalla en Tabla 11.

Tabla 11. La Biodegradabilidad Anaeróbica de Lodo Aeróbico Activado (LAA) y Lodo de Nitrificación (LN) Referencias = Stucky and McCarty, 1984; Zegers, no publicado.

Tipo de Lodo	Tiempo de Digestión	Metanogenización (% DQO)
LAA	34 días	48
.	81 días	54
LN	10 días	13

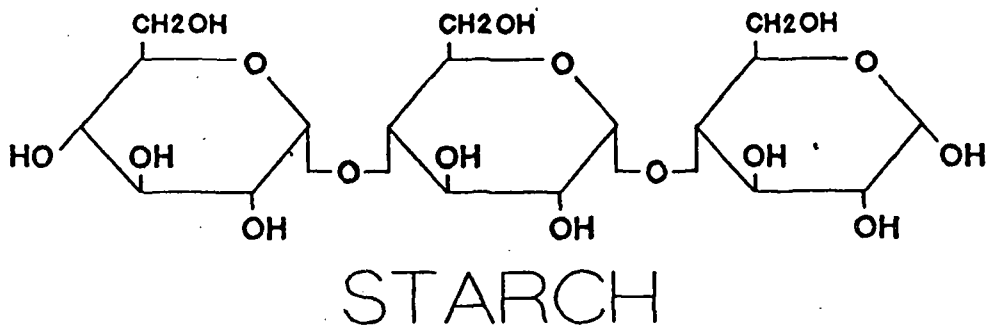
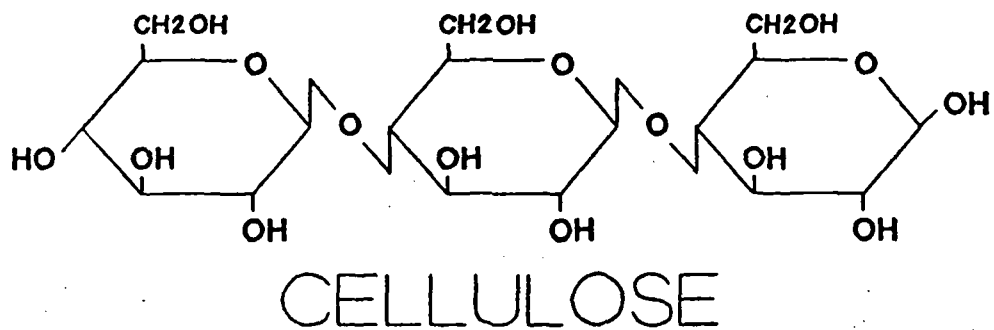


Figura 1. Los enlaces intermonoméricos de polisacáridos comunes: celulosa (β -O-4) y almidón (α -O-4).

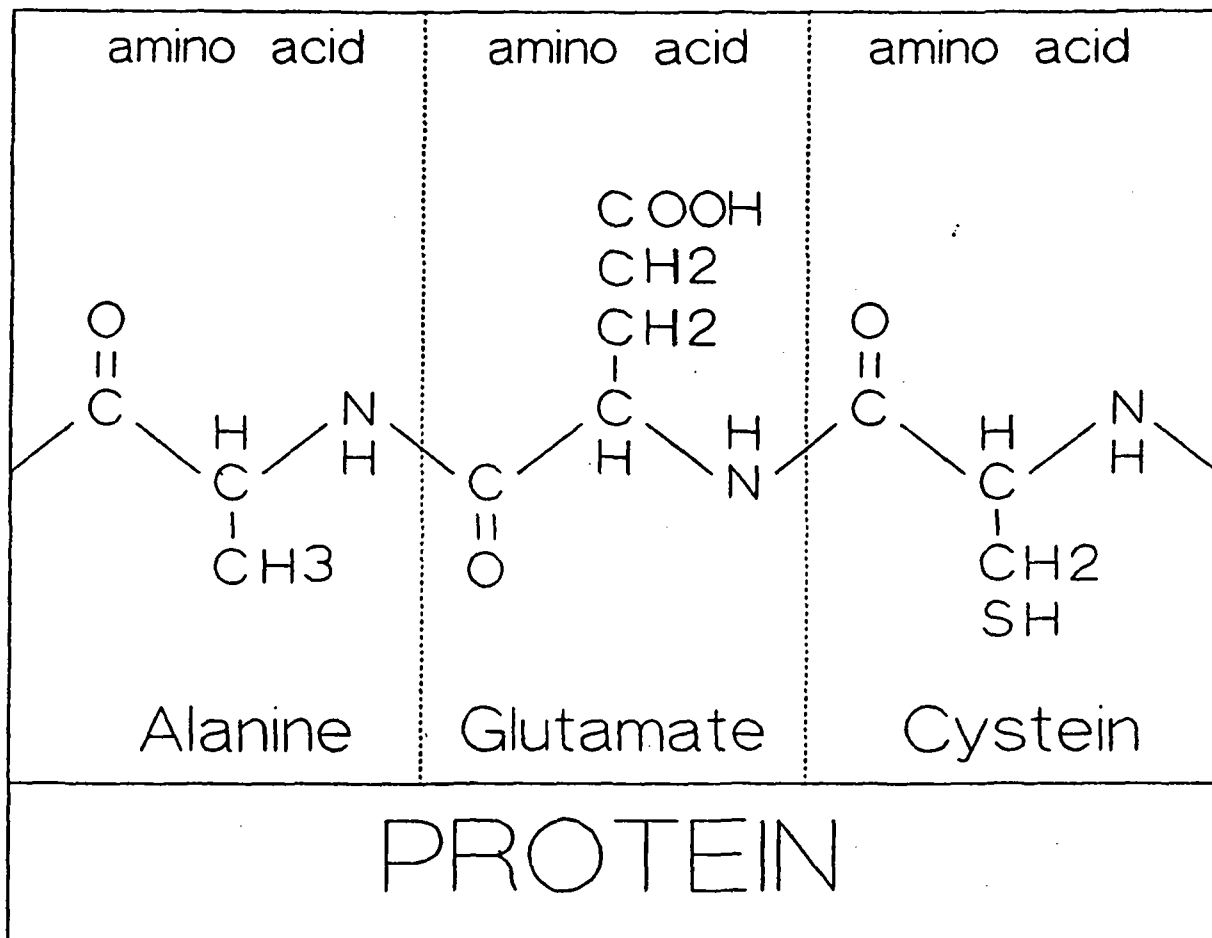


Figura 2. Los enlaces intermonoméricos (péptidos) de proteínas. El ejemplo muestra 3 de los 20 aminoácidos monoméricos más comunes.

ANAEROBIC BIODEGRADABILITY AMINO ACIDS
 LEULYS:VAL:ARG:ASP:GLU = 23:15:16:10:17:19 % COD

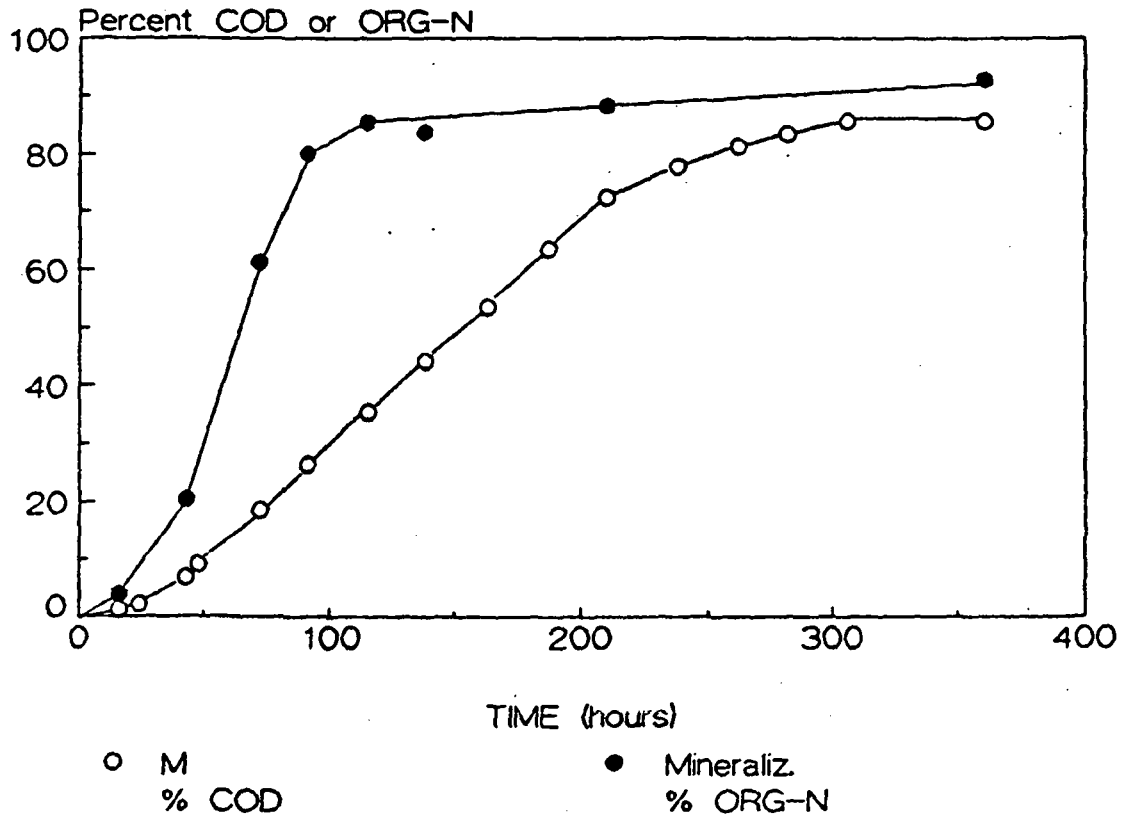
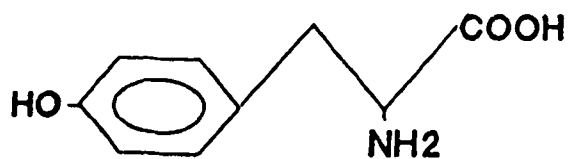


Figura 3. La digestión anaeróbica en batch de una mezcla de aminoácidos (7.87 g DQO L⁻¹; 971 mg NKT L⁻¹) por lodo granular (1.3 g SSV L⁻¹). Metanogenización (%M) de DQO a CH₄ y mineralización (%Mineraliz.) de N orgánico a NH₄⁺-N (Field, no publicado).

phenylalanine

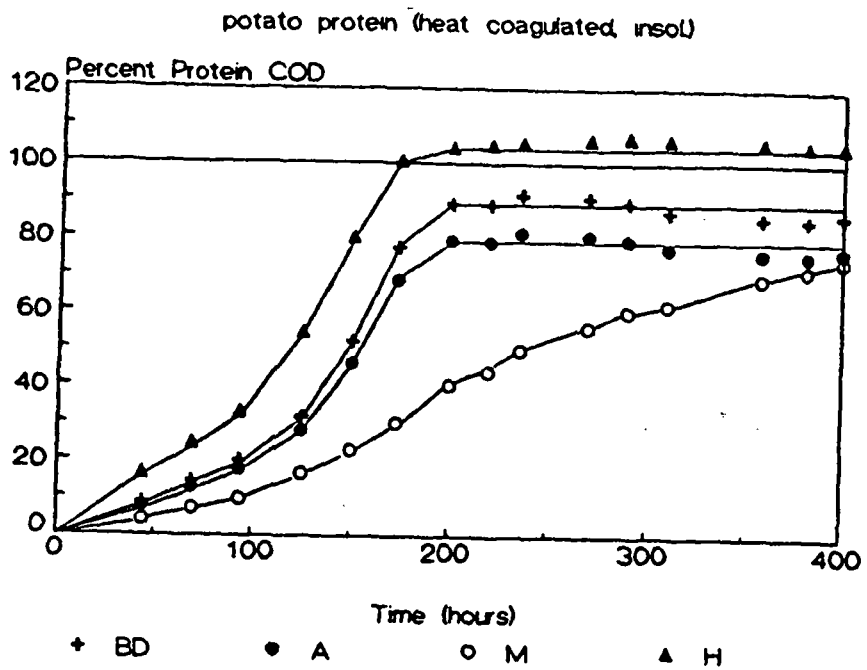


tyrosine



AROMATIC AMINO ACIDS

Figura 4. La estructura de aminoácidos aromáticos.



ANAEROBIC MINERALIZATION PROTEIN
potato protein (heat coagulated, insol)

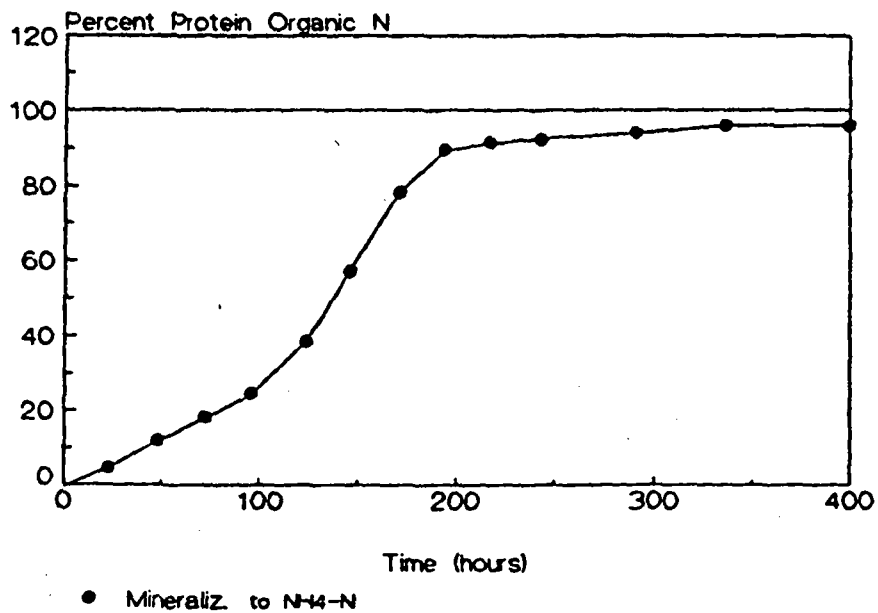


Figura 5. La digestión anaeróbica discontinua de proteína de patata ($5.84 \text{ g DQO L}^{-1}$; $675 \text{ mg NKT L}^{-1}$) por lodo granular (1.6 g SSV L^{-1}). La biodegradación (BD) de DQO a células, AGV y CH_4 , la acidificación (A) de DQO a AGV y CH_4 , la metanogenización (M) de DQO a CH_4 , la hidrólisis de DQO a células, DQO soluble y CH_4 , la mineralización (Mineraliz.) de N orgánico a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Field, no publicado). La DQO hidrolizada no acidificable (diferencia entre H y BD) es debida a los compuestos aromáticos no fermentados derivados de los aminoácidos aromáticos.

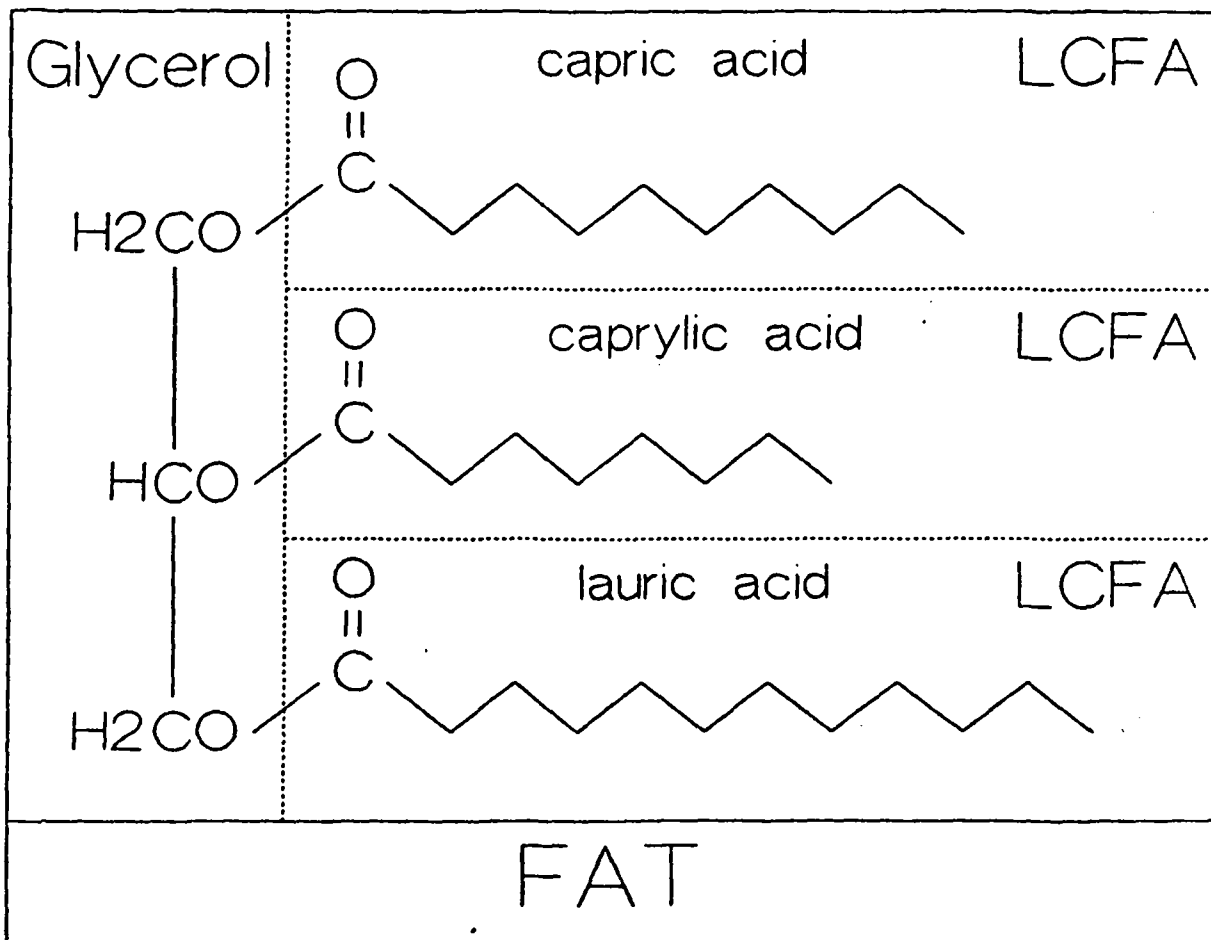


Figura 6. Los enlaces intermonoméricos (éster) de grasas. Los ácidos grasos superiores (AGS) en este ejemplo son sólo 3 de los muchos AGS comunes.

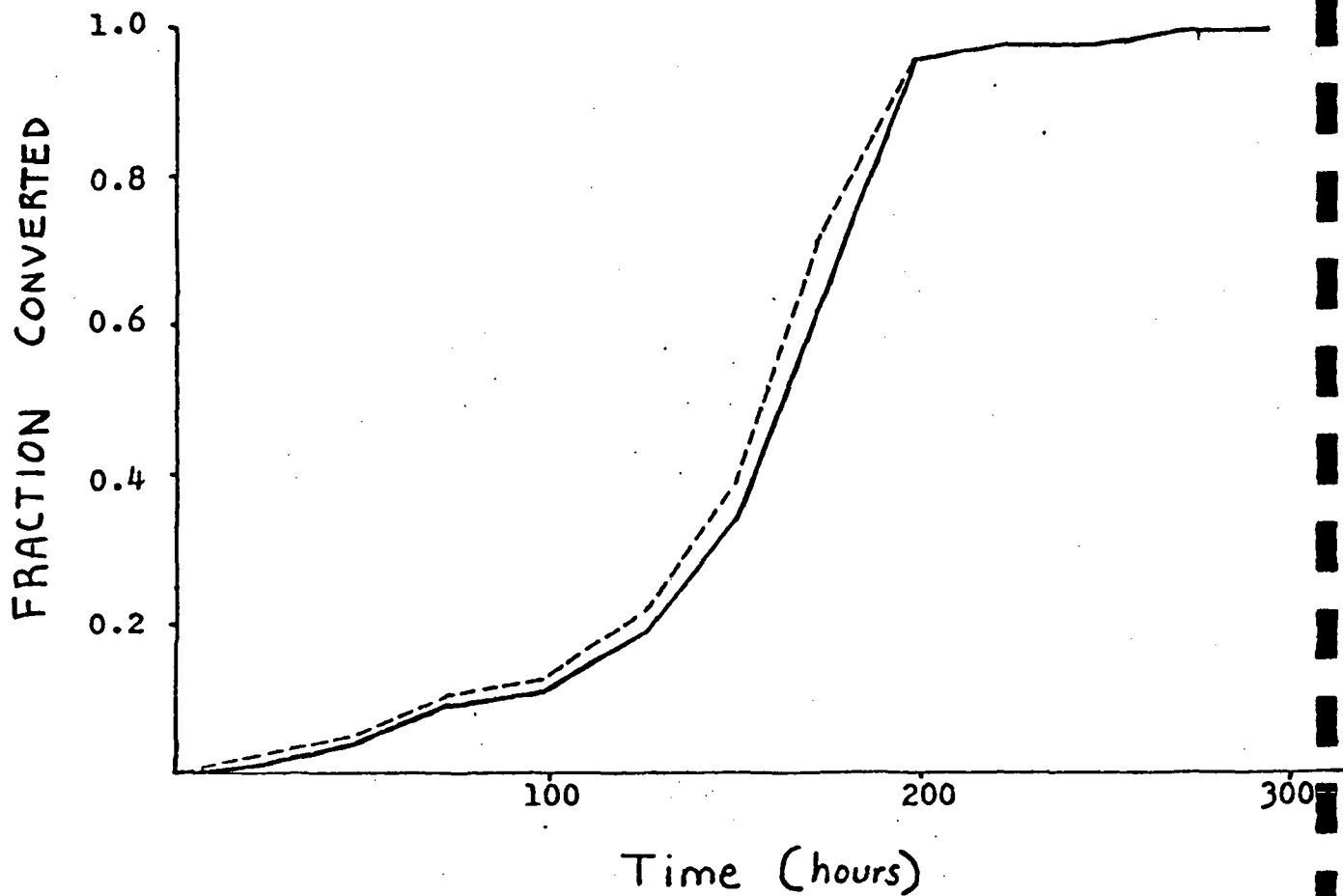


Figura 7. La digestión anaeróbica discontinua de AGS, ácido cáprico, ($3.51 \text{ g DQO L}^{-1}$) por lodo granular (5.0 g SSV L^{-1}). La acidificación (— — —) de DQO a AGV y CH_4 , la metanogenización (—) de DQO a CH_4 (Rinzema, no publicado). El eje "y" es la fracción degradada cuando 1.0 iguala el 100% de la DQO añadida como ácido cáprico. Relación DQO:ST= 2.60.

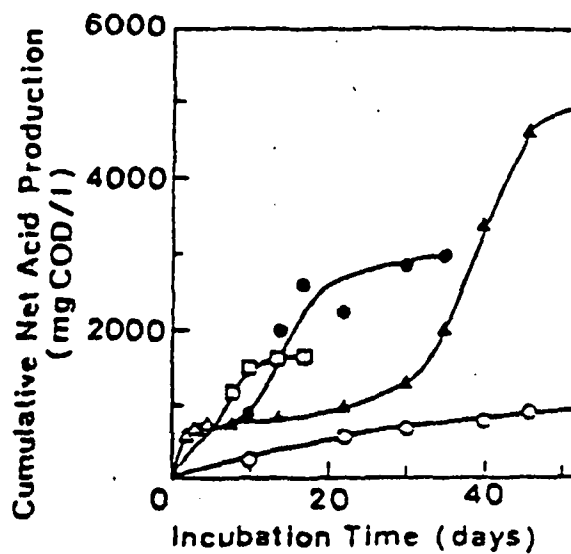


Figura 8. La acidificación de la DQO de una mezcla de AGS a AGV y CH₄ durante la digestión anaeróbica discontinua con lodo doméstico digerido (2.5 g SSV L⁻¹). La gráfica muestra la acidificación con lodo (O) o con 0.615 (Δ), 1.230 (□), 2460 (●) and 4920 (▲) mg DQO L⁻¹ de una mezcla de AGS. La mezcla de AGS estaba compuesta por C_{14:0}, C_{16:0}, C_{16:1} Y C_{18:1}, relación DQO:ST = 2.46 (Hanaki et al., 1981).

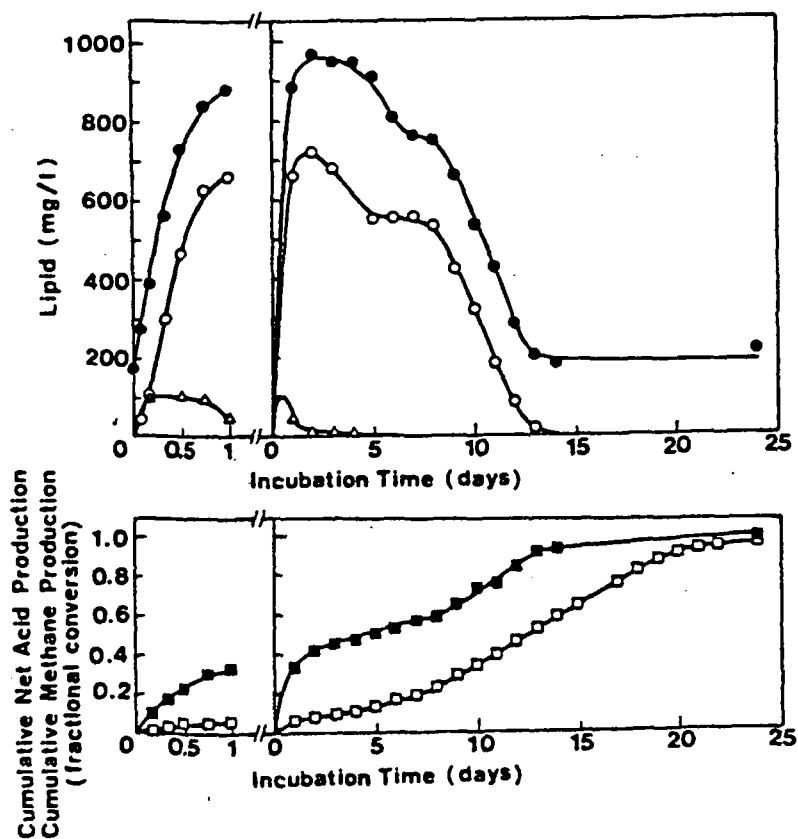
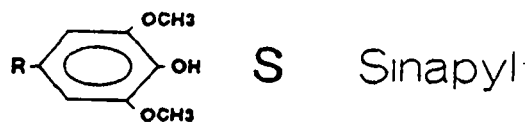


Figura 9. la degradación anaeróbica de leche ($5.84 \text{ g DQO L}^{-1}$) durante la digestión anaeróbica discontinua por lodo doméstico digerido (2.2 g SSV L^{-1}). La gráfica superior muestra la conversión inicial de los lípidos solubles (grasa + AGS) a sólidos insoluble durante la digestión anaeróbica. Los sólidos insolubles son degradados posteriormente. La concentración total de lípidos insolubles (●), concentración de AGS insolubles (○) y concentración de AGS solubles. La gráfica inferior ilustra la acidificación (■) y metanogénización (□) de la DQO de leche. En el eje "Y" se representa la fracción degradada cuando 1.0 iguala 100% de la DQO suministrada como leche. (Hanaki et al., 1981). La grasa constituye el 44% de la DQO de la leche (12% de la DQO debido a las proteínas y 44% de DQO a los azúcares).



LIGNIN SUBSTITUTION PATTERNS

Grasses = S : G : H

Hardwoods = S : G

Softwoods = G

LIGNIN INTERMONOMERIC BONDS

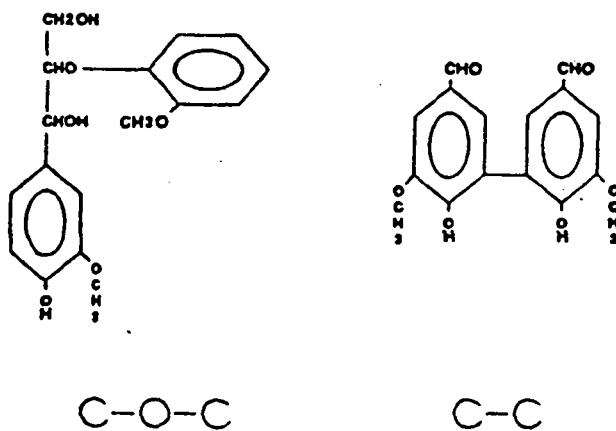
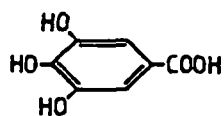


Figura 10. Los enlaces intermonoméricos de lignina y los patrones de sustitución de los monómeros de lignina.

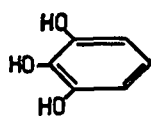
hydrolyzable tannins

condensed tannins

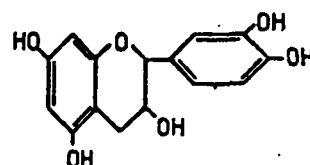
monomers



gallic acid

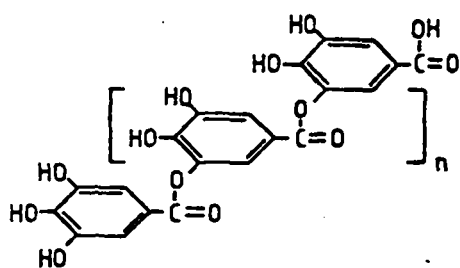


pyrogallol

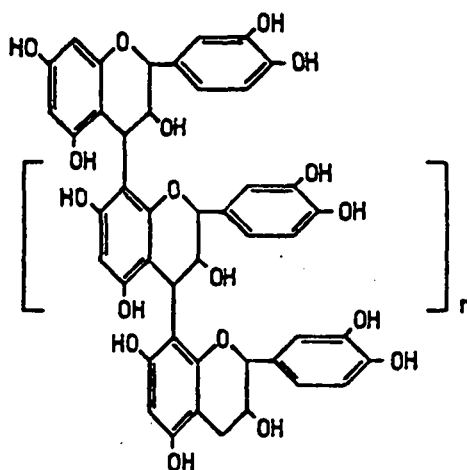


(+) catechin

polymers



gallotannins



procyanidins

Figura 11. Los enlaces intermonoméricos y monómeros de taninos condensados e hidrolizables.

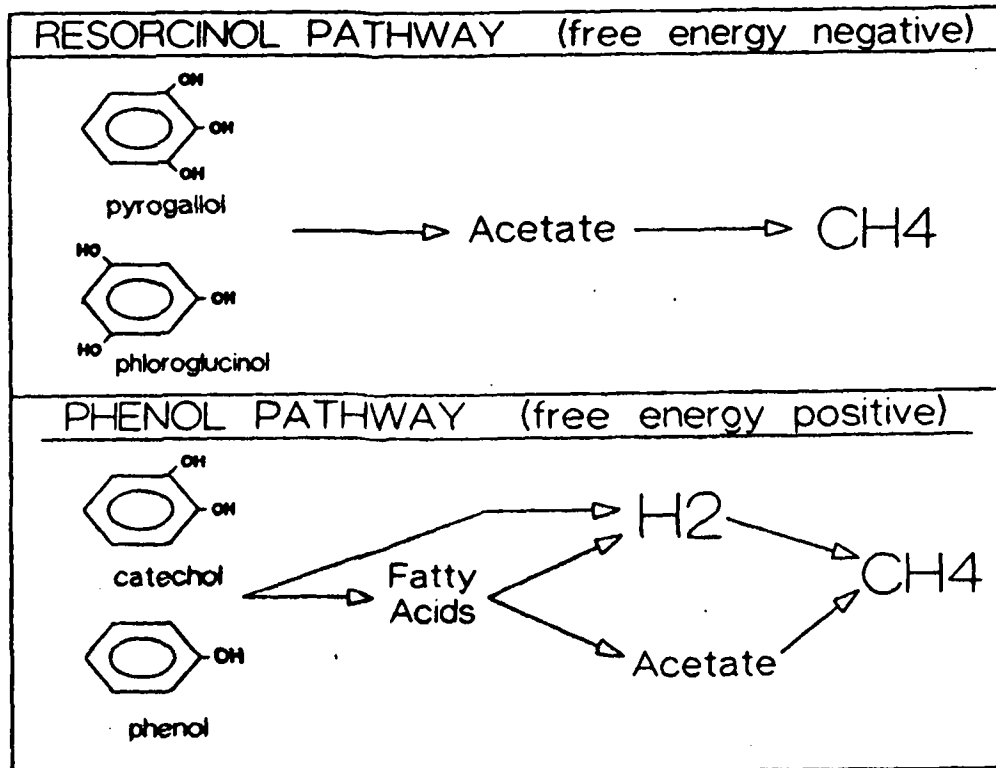


Figura 12. Las dos vías básicas de degradación de compuestos fenólicos. La acidificación de compuestos tipo "resorcinol" no se ve afectada si la metanogénesis está inhibida. La acidificación de los fenoles tipo "fenol" es inhibida por la inhibición de la metanogénesis.

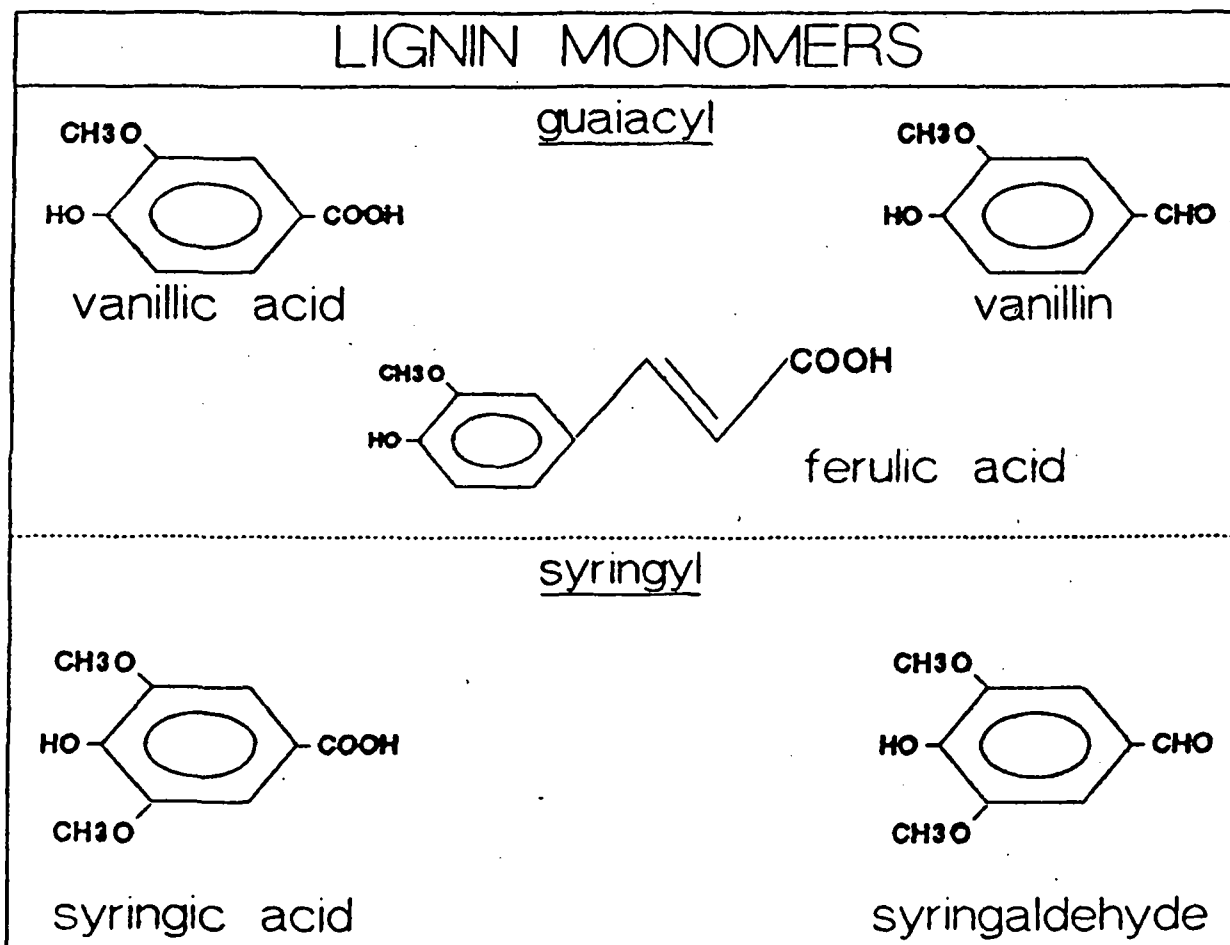
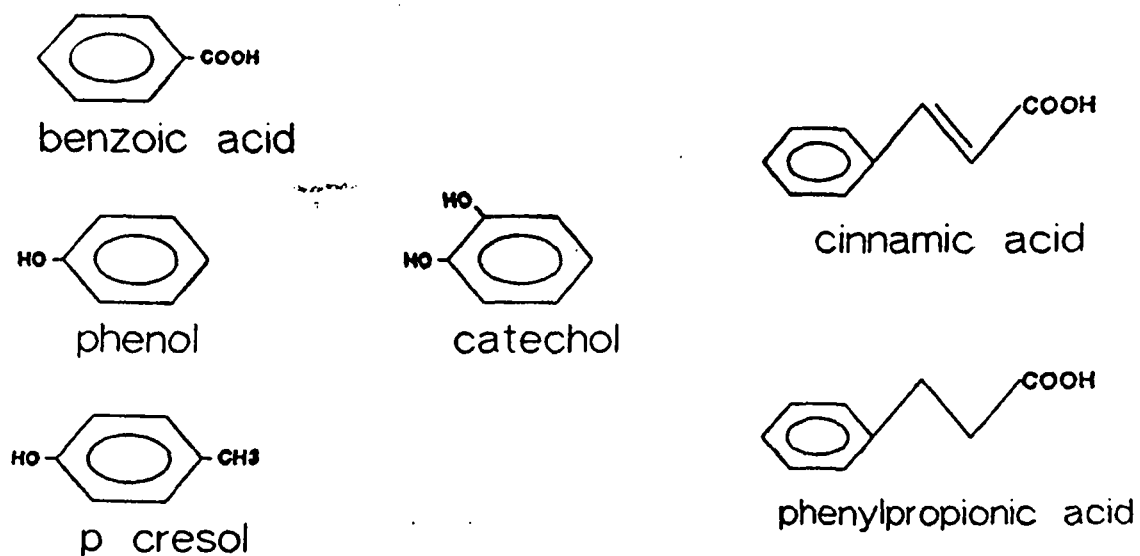


Figura 13. La estructura de algunos monómeros de lignina.



PHENOLIC INTERMEDIATES OF ANAEROBIC LIGNIN, TANNIN AND PROTEIN DEGRADATION

Figura 14. La estructura de algunos intermedios fenólicos de la degradación anaeróbica de lignina, taninos condensados y aminoácidos aromáticos.

The MW of Lignin versus Acidification
 acidification = convers. to VFA and CH₄

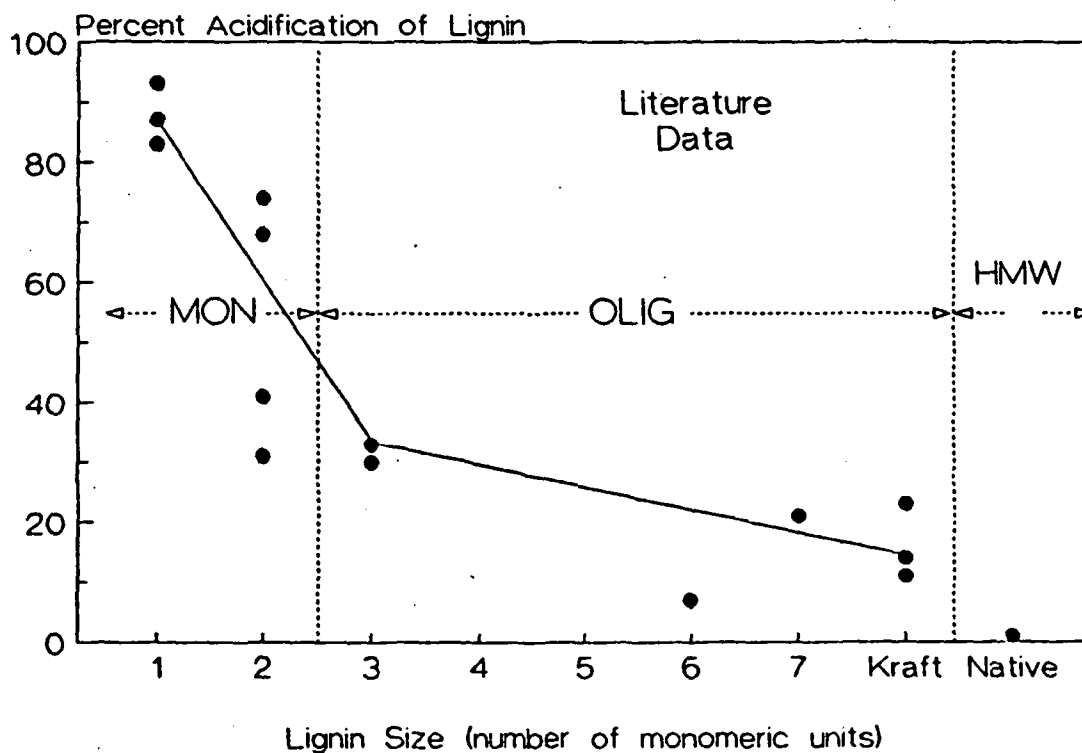


Figura 15. La acidificación de compuestos lignícos durante la digestión anaeróbica discontinua como función del tamaño polimérico. Los datos presentados son un sumario de datos de la literatura.

Molecular Weight Lignin Native and Alkali Extracted Lignin

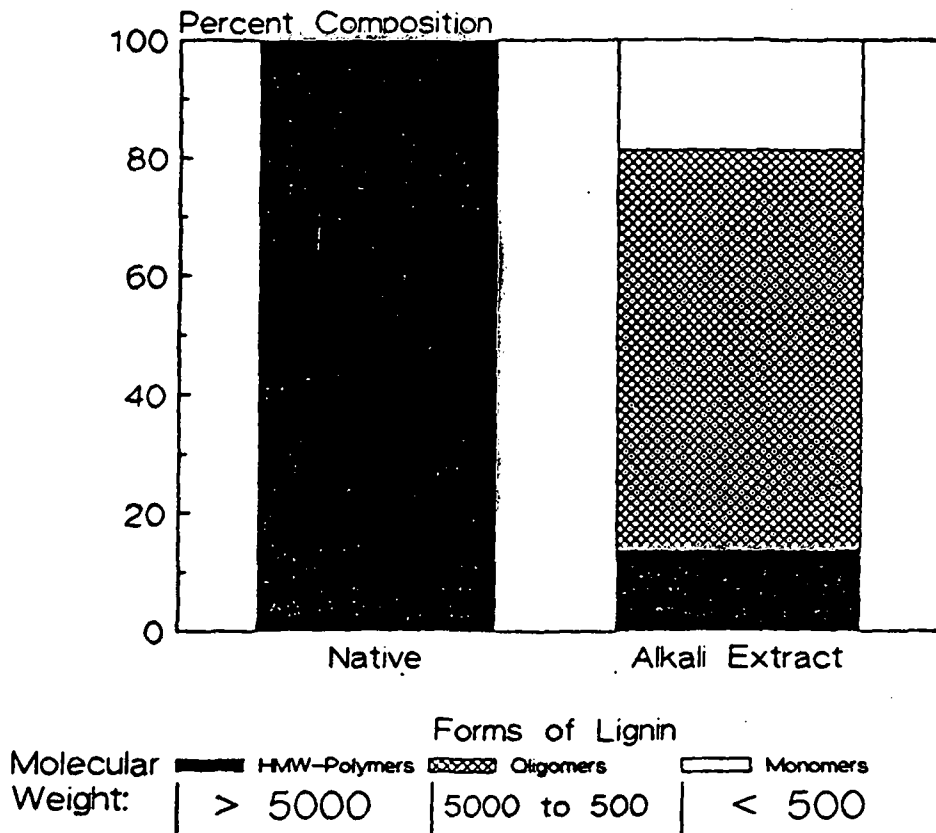


Figura 16. El efecto del tratamiento alcalino en la distribución de pesos moleculares de la lignina.

Anaerobic Biological Elimination Tannins versus MW

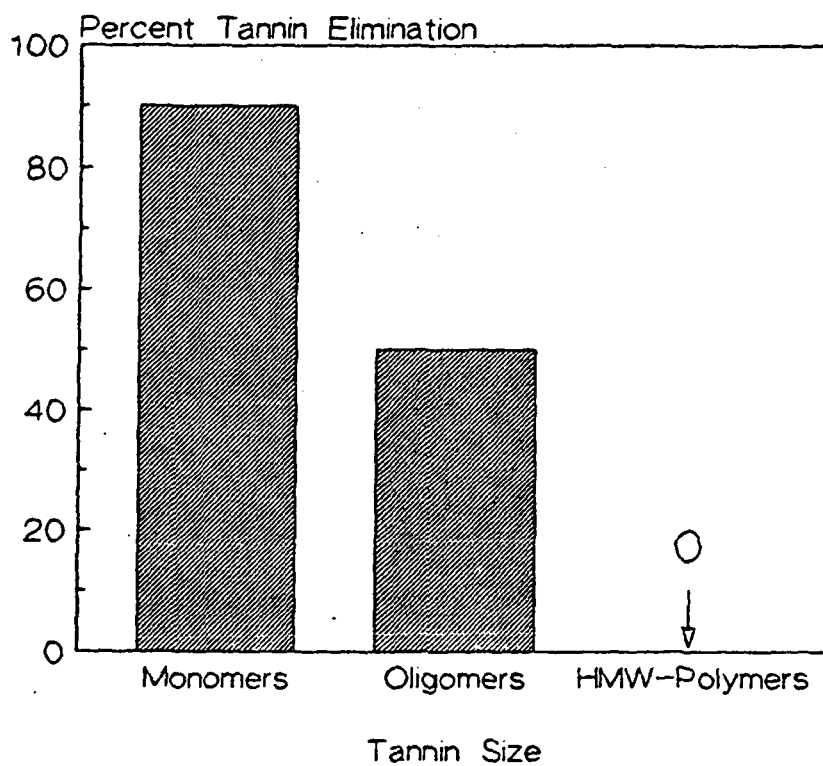


Figura 17. La eliminación de taninos condensados determinables como función del peso molecular polimérico (Field et al., no publicado).

absorption (61 × diluted) $\lambda = 205\text{nm}$

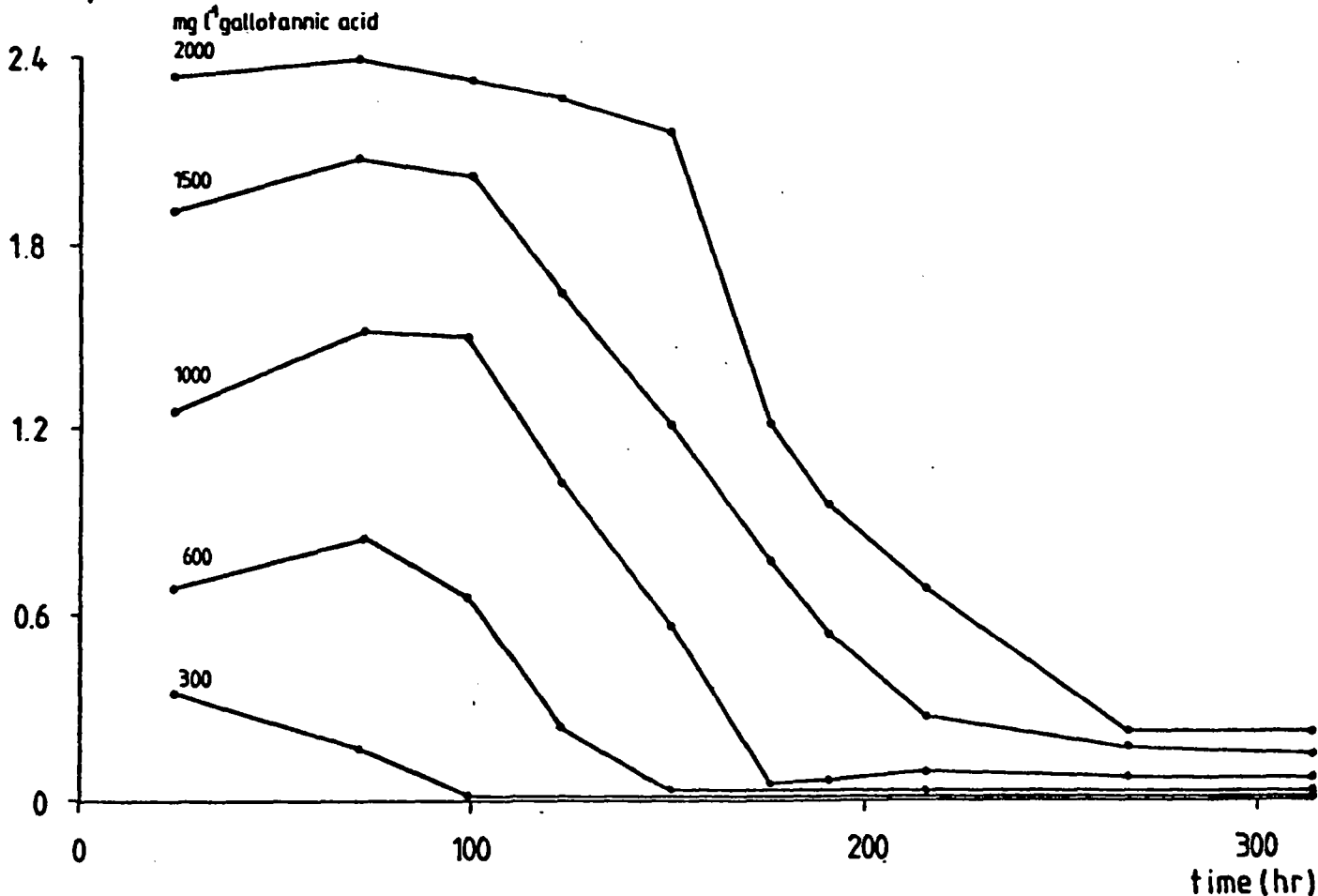


Figura 18. La degradación anaeróbica de ácido galotánico (un tanino oligomérico hidrolizable de 9 unidades monoméricas) por lodo granular (1.1 g SSV L^{-1}) como es indicado por la desaparición de absorbancia de luz UV light (Field y Lettinga, 1987). La acidificación de ácido galotánico en este experimento fue aproximadamente 90%.

REFERENCIAS

- Benjamin, M. M., S. L. Woods and J. F. Ferguson. 1984. Anaerobic toxicity and biodegradability of pulp mill waste constituents. Water Res. 18: 601-607.
- Breure, A. M., M. Beerepoot and J. G. Van Aniel. 1985a. Acidogenic fermentation of pectin by a mixed population of bacteria in continuous culture. Biotechnology Letters 7:341 - 344.
- Breure, A. M., J. G. Van Aniel, T. Burger-Wiersma, J. Guijt and J. Verkuiljen. 1985b. Hydrolysis and acidogenic fermentation of gelatin under anaerobic conditions in a laboratory scale upflow reactor. Appl. Microbiol. Biotechnol. 21:50-54.
- Chang, J. E. and W. C. Tseng. 1986. A study on the operation characteristics of upflow anaerobic sludge bed processes. Anaerobic Treatment: A Grown-Up Technology, Wastewater Treatment Conference, Amsterdam. pp. 103 - 114. Industrial Presentations, Schiedam, the Netherlands.
- Cohen, A. 1982. Optimization of anaerobic digestion of soluble carbohydrate containing wastewaters by phase separation. PhD. Thesis. Dept. of Microbiology, University of Amsterdam.
- Devlesaver, V. N., J. M. Scharer and M. Moo-Young. 1983. Optimization of volatile fatty acid production by anaerobic digestion. Proceedings of the Anaerobic Wastewater Treatment Symposium, Noordwijkerhout, pp. 154 - 170. TNO Corporate Communication Dept., the Hague, the Netherlands.
- Fedorak, P. M. and S. E. Hrudey. 1986. Anaerobic treatment of phenolic coal conversion wastewaters in semicontinuous cultures. Wat. Res. 20: 113-122.
- Field, J. A. and G. Lettinga. 1987. The methanogenic toxicity and anaerobic degradability of a hydrolyzable tannin. Wat. Res. 21: 367-374.
- Gijzen, M. J. 1987. Anaerobic Digestion of Cellulosic Waste by a Rumen-Derived Process. PhD. Thesis. Dept. of Microbiology, University of Nijmegen, the Netherlands.
- Hanaki, K., T. Matsuo and M. Nagase. 1981. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. Biotechnol. Bioengineer. 23: 1591-1610.
- Healy, J. B. Jr. and L. Y. Young. 1979. Anaerobic biodegradation of eleven aromatic compounds to methane. Appl. and Environ. Microbiol. 38: 84-89.
- Stuckey, D. C. and P. L. McCarty. 1984. The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge. Water Res. 18: 1343-1353.
- Weimer, P. J. and Y. C. T. Chou. 1986. Anaerobic fermentation of woody biomass pretreated with supercritical ammonia. Appl. Environ. Microbiol. 52:733-736.
- Young, L. Y. and P. L. McCarty. 1981. Heat treatment of organic materials for increasing anaerobic biodegradability. In: Wise, L. W. (ed.) Fuel Gas Production from Biomass: Volume 2. pp. 134-176. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Zoetemeyer, R. J., J. C. Van Den Heuvel and A. Cohen. 1982. pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anaerobic digester. Water Res. 16:303-311.

G. TOXICIDAD METANOGENICA

JIM FIELD
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

1. Tipos de Toxicidad y Adaptación

El agua residual puede contener compuestos que son tóxicos para bacterias metanogénicas. A la hora de operar un sistema UASB, la presencia de compuestos tóxicos debe ser evaluada.

Se pueden reconocer tres patrones de toxicidad: metabólico, fisiológico y bactericida, tal como se muestra en Tabla 1.

Tabla 1. Patrones de toxicidad.

Tipo toxina	Durante la exposición	Inmediatamente después la exposición	Más tiempo después la exposición	Descripción
----- Actividad -----				
atóxico	alta	alta	alta	
metabólica	baja	alta	alta	sin daño
fisiológica	baja	baja	alta	componentes subcelulares dañados
bactericida	baja	baja	baja	toda la célula dañada

Adaptación significa que las bacterias pueden funcionar mejor en la presencia de una toxina después de una exposición a concentraciones subletales de ésta. La adaptación metanogénica a la inhibición puede ser real o un resultado indirecto de la degradación o modificación biológica de la toxina por otros organismos del lodo anaeróbico.

2.0 Toxinas inorgánicas

2.1 Amonio

Nitrogeno amoniacal está presente en aguas residuales que contienen altas concentraciones de proteínas y aminoácidos. El nitrógeno orgánico es mineralizado a amonio durante la digestión anaeróbica.

La toxicidad de amonio es debida a la forma no ionizada (amoníaco libre). La influencia del pH sobre la fracción de amoníaco libre se ilustra en Figura 1. La fracción de amoníaco es baja a pH=7 (0.01) pero es 10 veces más alta a pH=8.

La concentración de NH_3^+-N responsable de un 50% de inhibición (50% INHIB) de la actividad metanogénica de lodo granular no adaptado fue 50 mg L^{-1} (Koster and Lettinga, 1983).

La concentración 50% INHIB de NH_4^+-N determinada para diferentes lodos es dada en Tabla 2.

Tabla 2. La Concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ Responsable de una Inhibición del 50% de la Actividad Metanogénica.

Referencia	50% INHIB mg L^{-1}	pH	T $^{\circ}\text{C}$	Substrato	Lodo	Adaptación [†] mg L^{-1}
D85	> 1300 (17%) [*]	7.0	30	$\text{C}_2:\text{C}_3$	granular	no
K86	1000	7.6 - 7.95	30	C_2	granular	300
H76	2500	7.1	38	H_2	<i>M. formicicum</i>	no
K65	3500	7.0	35	C_2	doméstico digerido	700
V79	1800	7.2 - 7.4	30	$\text{C}_2:\text{C}_3:\text{C}_4$	doméstico digerido	815
V79	3500	7.5 - 7.6	30	$\text{C}_2:\text{C}_3:\text{C}_4$	estiércol cerdo digerido	2420
K79	4500	7.8 - 8.1	35	C_2	estiércol cerdo digerido	3000

[†] la concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a la que el lodo fue adaptado previamente.

^{*} el valor dado entre paréntesis es la inhibición a la concentración más tóxica ensayada.

Referencias: D85 = Dolfig and Bloeming, 1985; K83 = Koster and Lettinga, 1983; H76 = Hobson and Shaw, 1976; K65 = Kugelman and McCarty, 1965; V79 = Van Velsen, 1979; K79 = Kroecker, 1979.

La toxicidad de amoníaco es reversible. Koster y Lettinga (1983) observaron una recuperación inmediata de la actividad cuando un medio conteniendo altas concentraciones de amonio fue diluido. La adaptación de las bacterias metanogénicas al efecto inhibitorio de NH_3 es previsible. Los lodos generados en la digestión anaeróbica de estiércol están adaptados naturalmente y por ello son menos inhibidos. Los resultados de van Velsen (1979) en Figuras 2 y 3 muestran claramente que el lodo puede adaptarse a concentraciones altas de amonio. Figura 2 ilustra así mismo que amonio es más tóxico para la degradación anaeróbica de propiónico que para la de acético.

2.2 Compuestos inorgánicos de azufre

El agua residual puede contener compuestos inorgánicos de azufre tal como sulfato (SO_4^{2-}) y sulfito (SO_3^{2-}). Durante la digestión anaerobia, estos compuestos son reducidos microbiológicamente a sulfhídrico (H_2S).

La toxicidad de sulfhídrico es debida a la forma no ionizada (H_2S libre). La influencia del pH en la relación H_2S libre: H_2S total ($\text{HS}^- + \text{H}_2\text{S}$) se muestra en Figura 4. La concentración de H_2S libre inhibidora del 50% de la actividad metanogénica de lodo granular es aproximadamente 250 mg S L^{-1} (Koster et al., 1986). El sulfato es relativamente atóxico (Tabla 3), por ello su reducción microbiológica a H_2S durante la digestión anaerobia incrementa la toxicidad del azufre. La cantidad de DQO_{BD} requerida en el influente para la completa reducción biológica de sulfato se muestra en Tabla 3. En contraste, el sulfito es más tóxico que H_2S . La reducción biológica de SO_3^{2-} es muy deseable porque disminuye la toxicidad de azufre.

Las bacterias metanogénicas pueden adaptarse a la toxicidad de H_2S y SO_3^{2-} (Eis et al., 1983; Yang et al., 1979). Yang et al. observaron que la toxicidad de H_2S y SO_3^{2-} era cuatro y más de 70 veces menor, respectivamente, una vez que el lodo estaba adaptado.

Tabla 3. La Concentración 50% INHIB. de la Metanogénesis de Compuestos Inorgánicos de Azufre (El Substrato fue Acetato). (Rinzema, personal communication; Koster et al., 1986; Yang et al., 1979).

Azufre Inorgánico	CONC. 50% INHIB		Substrato Requerido para la Reducción g DQO _{BD} * g ⁻¹ S
	mg S L ⁻¹	mg compuesto L ⁻¹	
SO ₄ ²⁻	3300	10,000	6.06
SO ₃ ²⁻	50	125	4.55
H ₂ S _{total} ** pH 6.8	500	530	

* DQO degradada anaeróticamente asumiendo que el 70% de la DQO será eventualmente substrato (C₂) de las bacterias metanogénicas acetoclásticas y el otro 30% de las metanogénicas autotróficas, que sólo la fracción de sustrato transformada en H₂ es efectiva en la reducción, y que no se prevee reducción si el substrato es C₂ puro.

** H₂S_{total} = la concentración total de sulfhídrico (H₂S + HS⁻). Nota: sólo la forma H₂S libre es tóxica, pK_a H₂S ≈ 6.8

2.3 Sal

Sal puede causar problemas de toxicidad a elevadas concentraciones. Ciertos procesos industriales generan aguas residuales que pueden contener elevadas concentraciones de sal. En ensayos anaeróbicos a nivel de laboratorio, en ocasiones se deben usar elevadas concentraciones de sal para neutralizar altas concentraciones de AGV o aguas residuales no acidificadas. En estos casos se debe tener en cuenta la posibilidad de que la sal cause toxicidad.

La toxicidad metanogénica de varios tipos de sal se presenta en Tabla 4. Los resultados de esta tabla indican que los cationes monovalentes son menos tóxicos que los cationes divalentes, p.e. calcio (Ca²⁺). Sin embargo, en condiciones alcalinas, la baja solubilidad de Ca²⁺ en presencia de bicarbonato puede resultar en una baja concentración efectiva en el reactor.

Tabla 4. Concentración de Sal Inhibidora del 50% de la Actividad Metanogénica de Lodo Doméstico Digerido (Kugelman and McCarty, 1965). pH = 7.0, T = 35° C.

Sal	CONC. 50% INHIB --- mg L ⁻¹ ---
Mg ²⁺	1930
Ca ²⁺	4700
K ⁺	6100
Na ⁺	7600

La toxicidad de sodio (Na^+) ha sido estudiada por varios investigadores. Tabla 5 muestra los resultados de algunos estudios. La toxicidad de Na^+ es ligeramente mayor a pH 8 que a 7. La toxicidad es dos veces mayor para la degradación de C_2 y C_3 que para la de C_2 . Eso indica el mayor efecto de Na^+ sobre la metanogénesis autotrófica que sobre la acetoclástica.

Tabla 5. La Toxicidad Metanogénica de Na^+ (añadido como NaCl) en Varios Estudios.

Referencia	CONC. 50% INHIB --- mg L ⁻¹ ---	pH	Substrato	Lodo
L87	10000	7.1	C_2	granular
L87	7500	7.9	C_2	granular
HUP	4000	7.4	$\text{C}_2:\text{C}_3:\text{C}_4$	granular
Y79	8700	≈7.0	C_2	doméstico digerido

L87 = Van Lier, 1987; HUP = Hong, no publicado; Y79 = Yang et al., 1979.

La toxicidad de Na^+ es reversible. Un lodo granular inhibido en un 80% recuperó casi completamente su actividad cuando el medio conteniendo Na^+ fue eliminado (véase parte 1 C.3.3 Figura 23).

La adaptación de bacterias metánicas a altas concentraciones de sal nunca ha sido adecuadamente demostrada. En cualquier caso, Van Lier (1987) no ha observado adaptación después de 12 semanas. En comparación, en un tiempo similar ocurriría adaptación a la toxicidad de NH_3 .

2.4 Metales Pesados

Algunas aguas residuales contienen metales pesados. Se puede anticipar la presencia de metales pesados en aguas residuales urbanas (en zonas industriales). La mayor parte de los metales pesados están presentes en el percolado de basureros. Las aguas residuales de algunas curtidurías contienen cromo. Bajas concentraciones de cobre pueden presentarse en aguas residuales de café. Ocasionalmente, será necesario añadir metales pesados como nutrientes para la digestión anaeróbica, teniendo la precaución de evitar una sobredosis que pudiera tener efectos tóxicos.

La toxicidad de los metales pesados depende de su concentración soluble. Tabla 6 muestra la rapidez con la que la concentración soluble de metales pesados disminuye una vez que éstos son adicionados al contenido de un reactor anaeróbico. El descenso es en gran medida consecuencia de su precipitación con carbonato (CO_3^{2-}) y sulfuro (S^{2-}). La precipitación depende del pH por ser la disociación de CO_3^{2-} y S^{2-} dependiente del pH. La influencia del pH en la toxicidad exhibida por varios metales pesados se ilustra en Figura 5. El efecto de la adición de S^{2-} (producido en la reducción de SO_4^{2-}) en la disminución de la toxicidad de metales pesados se muestra en Figura 6.

Los resultados de diferentes estudios sobre la toxicidad metanogénica de metales pesados se resumen en Tabla 7. Las concentraciones dadas en la tabla se refieren a las concentraciones añadidas. La concentración de metales pesados inhibitoria de un 50% de la actividad metanogénica varía entre 30 y 300 mg L⁻¹.

Tabla 6. Disminución de la Concentración de Metales Pesados Solubles una Vez Añadidos a Lodo Doméstico Digerido (Mosey et al., 1971a).

Metal	Concentración		
	Añadido	a los 45 minutos mg L ⁻¹	a las 17 horas
Cu ²⁺	127	1.6 x 10 ⁻¹²	4.0 x 10 ⁻¹³
Zn ²⁺	130	2.6	1.0 x 10 ⁻⁴
Cd ²⁺	224	17.8	4.5 x 10 ⁻⁶
Pb ²⁺	413	1.3 x 10 ⁻⁵	3.0 x 10 ⁻⁹

Tabla 7. La Toxicidad Metanogénica de Metales Pesados Según la Literatura.

Metal	Referencia	CONC. 50% INHIB --- mg L ⁻¹ ---	Substrato	Lodo	Adaptación
Cr ³⁺	Y79	350	C ₂	doméstico	no
	M71a	>224 (8%)*	C ₂	CSTR	no
Cr ⁴⁺	P81	≈30	C ₂	CSTR	no
Cu ²⁺	Y79	15	C ₂	doméstico	no
	Y79	> 50	C ₂	FA	sí
	H76	≈250	H ₂	M. formicicum	no
Ni ²⁺	Y79	200	C ₂	doméstico	no
Zn ²⁺	P80	≈300		CSTR	no
	M71a	≈ 90	C ₂	CSTR	no
Pb ²⁺	M71a	≈300	C ₂	CSTR	no
Cd ²⁺	M71b	80	C ₂	doméstico	no

* concentración máxima ensayada, Xirhibición está entre paréntesis. Referencias: Y79 = Yang et al., 1979; M71a = Mosey et al., 1971a; P81 = Parkin et al., 1981; H76 = Hobson and Shaw, 1976; P80 = Pearson et al., 1980; M71b = Mosey, 1971.

3.0 Toxicidad de Compuestos Orgánicos Naturales

La toxicidad de compuestos orgánicos naturales se debe generalmente a una de las dos siguientes razones:

1. Apolaridad: compuestos apolares pueden dañar la membrana bacterial.

2. Enlace tipo "puente de hidrógeno": los taninos son compuestos fenólicos que son adsorbidos por proteínas debido a su interacción a través de puentes de hidrógeno. Si la adsorción es fuerte, las proteínas de las bacterias (enzimas) pueden ser dañadas.

El tamaño de un compuesto es importante ya que si los compuestos son demasiado grandes pierden la capacidad de penetrar a través de la pared celular y de la membrana externa de las bacterias no pudiendo dañar los componentes subcelulares. En general, los compuestos con un peso molecular superior a 3000 g mol^{-1} no causan inhibición bacteriana.

Con frecuencia, el lodo anaeróbico se adapta a toxinas orgánicas biodegradables. En primer lugar el lodo anaeróbico debe ser adaptado a concentraciones no inhibitorias (bajas) de la toxina. Una vez que el lodo puede degradar la toxina, concentraciones crecientes podrán ser toleradas.

3.1 Toxicidad de compuestos apolares

Ácidos Grasos Volátiles

La toxicidad de ácidos grasos volátiles (AGV) fue discutida anteriormente (Parte 1 A.3.1). En resumen, la toxicidad de AGV depende del pH ya que únicamente la forma no ionizada (libre) de los ácidos es tóxica. La concentración 50% INHIB metanogénica de C_2 y C_3 es 16 y 6 mg DQO L^{-1} (Kroiss, 1985). La dependencia de la fracción de VFA no ionizada con el pH se ilustra en Figura 7. Si el pH en el reactor es bajo, una concentración elevada de AGV no podrá ser tolerada ya que la fracción de AGV no ionizada será alta. En contraste, los AGV no son tóxicos a valores de pH superior a 7. En un experimento realizado con lodo granular, la toxicidad metanogénica de soluciones neutralizadas de AGV (pH 7.4) no era evidente a una concentración de $15,000 \text{ mg DQO L}^{-1}$.

Afortunadamente, la inhibición metanogénica causada por la combinación de AGV y bajo pH es reversible. Las bacterias metanogénicas pueden sobrevivir durante largos periodos (hasta 2 meses) a la exposición a AGV a bajos pH (≈ 5). En general, la actividad metanogénica inhibida por AGV se recuperará (en varios días o semanas) una vez que el pH del reactor sea corregido. Cuando el pH en el reactor es bajo durante menos de doce horas, la actividad metanogénica se recuperará una vez que el pH es corregido (Anderson et al., 1982).

Ácidos Grasos Superiores

La toxicidad de los ácidos grasos superiores (AGS) es mayor que la de los AGV. La concentración 50% INHIB de diferentes AGS se recoge en Tabla 8.

La degradación anaerobia de AGS afecta en gran medida su toxicidad metanogénica. Los resultados de un ensayo de toxicidad típico se muestran en Figura 8. Los AGS causan una severa inhibición de la producción de metano durante varias semanas. Una vez que el lodo comienza a degradar los AGS, la actividad metanogénica se recupera totalmente. Hanaki et al (1981) demostraron que la presencia de AGV en el medio

incrementa la toxicidad de AGS (Figura 9). Los AGV inhiben la degradación anaeróbica de AGS por las bacterias acetogénicas.

Los AGS no siempre son completamente solubles en el contenido del digestor anaerobio. Bajos pH y la presencia de Ca^{2+} pueden causar reacciones de insolubilización. Adicionalmente, AGS son adsorbidos en la superficie de lodo anaeróbico (Keurentjes and Rinzema, 1986). Hanaki et al. (1981) han utilizaron la precipitación de AGS con Ca^{2+} como método de detoxificación (Figura 10). La detoxificación sólo es efectiva si los AGS son precipitados antes de que sean adsorbidos en el lodo.

Tabla 8. Concentración de AGS que Causa una Inhibición del 50% de la Actividad Metanogénica. (Basado en la inhibición medida durante el periodo de exposición).

Compuesto ensayado		CONC. 50% INHIB mg L ⁻¹	Ref*
caprato	C _{10:0}	1027 C ₂ ⁺	LG-NA ⁺⁺ K87
laurato	C _{12:0}	525 C ₂	LD-NA C78
		869 C ₂	LG-NA K87
miristato	C _{14:0}	1104 C ₂	LG-NA K87
oleato	C _{18:1}	1235 C ₂	LG-NA K87
Mezcla de AGS (C _{14:0} /C _{16:0} /C _{16:1} /C _{18:1})		≈250 C ₂	DS-NA H81
		≈250 C ₄	LD-NA H81
		≈1000 H ₂	LD-A H81

* substrato: C₂ = acetato, C₃ = propionato, C₄ = butirato, H₂ = hidrógeno gas. **lodo : LD = lodo digerido (doméstico), LG = granular NA = no adaptado, A = adaptado. * Referencias: K87 = Koster and Cramer, 1987; C78 = Chou et al., 1978; H81 = Hanaki et al., 1981

Compuestos fenólicos apolares

Generalmente, es posible estimar la toxicidad de muchos fenoles basándose en su grado de apolaridad. Figura 11, muestra como la apolaridad de los fenoles monoméricos contribuye al incremento de su toxicidad metanogénica. De acuerdo con la misma figura, los compuestos fenólicos son más tóxicos para la degradación de C₃ que de C₂.

Debido al carácter apolar de la lignina es posible prever la toxicidad de los compuestos de bajo peso molecular que de ella se derivan. La inhibición causada por algunos monómeros lignícos se presenta en Figura 12. El compuesto más apolar de los mostrados en la figura, isoeugenol, fue el más tóxico. Los compuestos apolares dañan las células, y por ello no se observa una recuperación de la actividad cuando la toxina es eliminada del medio (Reyes Sierra-Alvarez, no publicado).

Compuestos Resínicos

Los compuestos resínicos forman parte de las substancias grasas de la madera. Estos compuestos están presentes en

Aminoácidos Fenólicos

La toxicidad de ciertos aminoácidos fenólicos puede ser evidente en las aguas residuales de la industria de almidón. Uno de los aminoácidos fenólicos más abundantes, tirosina, no es tóxico. La tirosina es oxidada a L dopa en el agua de proceso de la industria de almidón. L dopa es inhibidor de la metanogénesis, sin embargo, el lodo se adaptará rápidamente ya que este aminoácido es biodegradable anaeróbicamente (Figura 20). Tal y como se observa en Figura 21, la presencia de AGV en el medio aumenta la toxicidad de L dopa. Ello es debido a que los AGV inhiben la degradación de L dopa.

L dopa puede ser oxidado a compuestos del tipo de la melanina (Figura 22). Los compuestos de bajo peso molecular intermedios de melanina son más tóxicos que L dopa por presentar propiedades tánicas. La melanina coloreada de alto peso molecular es menos tóxica que L dopa debido a sus propiedades húmicas (Field, no publicado).

Tabla 10. La Inhibición de Lodo Granular Metanogénico Ensayada en un Medio Carente de Taninos Después de Un Día de Exposición a un Tanino Oligomérico Hidrolizable (Field y Lettinga, 1987). La Concentración de Tanino durante la Exposición fue 1.0 g L^{-1} .

AGV substrato	Actividad Absoluta del control $\text{g DQO}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SSV d}^{-1}$	Inhibición por galotanato (%)
C ₂	1053	69.0
C ₃	503	62.4
C ₄	446	82.6

3.3 Compuestos de Caramelo

Furfurales

Ciertos procesos industriales calientan el agua de proceso, ello hace que los azúcares y aminoácidos se transformen en compuesto con una coloración marrón (caramelización). Los primeros productos de caramelización formados en la transformación térmica de azúcares son los furfurales. Estos pueden servir como ejemplo de los compuestos tóxicos de caramelo (Figura 23). Furfural es biodegradable y su efecto tóxico disminuye al adaptarse el lodo .

4.0 Compuestos Xenobióticos

Xenobióticos son compuestos orgánicos sintetizados en el laboratorio que son escasos en ambientes naturales. Tabla 11 presenta ejemplos típicos de estos compuestos. En general, los compuestos xenobióticos son fuertes inhibidores de la metanogénesis.

Compuestos Orgánicos Clorados

Ciertos compuestos orgánicos clorados, tal como cloroformo y pentaclorofenol, pueden causar una severa toxicidad

bactericida a concentraciones de tan sólo unos mg L⁻¹ (Saleniaks and Henry, 1986; Yang et al., 1979; Yang and Speece, 1986; Chou et al.; 1978). Los hidrocarburos clorados pueden ser degradados por lodo anaeróbico adaptado, transformándose en CH₄ y cloruro (Cl⁻), ión atóxico. Tabla 11 ilustra el descenso en la toxicidad de fenoles clorados con la adaptación del lodo.

Formaldehido

Formaldehido está presente a menudo en aguas residuales que contienen pegamento. Este compuesto es inhibidor de la metanogénesis a aproximadamente 100 mg L⁻¹. Las bacterias metanogénicas pueden adaptarse a la toxicidad de formaldehido.

Tabla 11. Concentración de Algunos Compuestos Xenobióticos Inhibidora del 50% de la Actividad Metanogénica.

Compuesto Estudiado	CONC. 50% INHIB.		reference	
	lodo no adaptado	lodo adaptado		
	----- mg L ⁻¹ -----			
<u>Hidrocarburos Clorados</u>				
Cloroformo	CH ₃ Cl	0.5	45.0	Y79
Cloropropeno	CH ₂ CH ₂ CH ₂ Cl	8.0	ND	C78
Cloropropanodiol	CH ₂ OHCHOHCH ₂ Cl	657.0	ND	C78
		ND	2000.0	Y79
pentaclorofenol		≈1.0	>5.0	S86
<hr/>				
<u>Formaldehido</u>	CH ₂ OH	100.0	400.0	Y79
		100.0	ND	P80
<hr/>				
<u>Cianuro</u>	CN ⁻	1.0	25.0	Y79
<hr/>				
<u>Aromáticos</u>				
etilbenceno		340.0	ND	C78
benceno		≈40.0	ND	S86

Referencias C78 = Chou et al., 1978; Y79 = Yang et al., 1979; P80 = Pearson et al., 1980; S86 = Saleniaks and Henry, 1986.

Cianuro

Cianuro está presente como xenobiótico en aguas residuales de la industria petroquímica y también puede encontrarse naturalmente a bajas concentraciones en aguas residuales de la industria de almidón (yuca). Cianuro es muy tóxico para bacterias metanogénicas, pero éstas pueden adaptarse a esta toxina.

Compuestos Petroquímicos

Benceno y etilbenceno son representativos de las toxinas metanogénicas contenidas en la gasolina. Estos compuestos

apolares tienen una estructura similar a la de los componentes de la resina. En un estudio realizado por Parkin et al. (1981) en digestores CSTR, sobre la toxicidad de la gasolina, la concentración inhibidora de un 50% de la actividad metanogénica fue 1500 mg L⁻¹.

Detergentes

La toxicidad de detergentes es importante ya que estos compuestos estarán ocasionalmente presentes en el agua residual debido a la limpieza periódica de la fábrica. Los detergentes aniónicos y catiónicos causan una inhibición metanogénica del 50% a una concentración de 50 y 20 mg L⁻¹, respectivamente (Yang et al., 1979).

El jabón natural está compuesto de grasa, por eso su toxicidad debería ser similar a la indicada para AGS (Tabla 8).

5.0 Antibióticos

Antibióticos pueden estar presentes en estiercol y aguas residuales de destilerías cuando éstos se usan como bactericidas en la alimentación animal o en la materia prima de la destilería. La concentración 50% INHIB metanogénica de diferentes antibióticos se recoge en Tabla 12. Generalmente, los antibióticos no son muy tóxicos si el lodo está adaptado, pero la toxicidad de algunos antibióticos es muy importante para lodo no adaptado.

Tabla 12. La Concentración de Antibióticos que Causa un 50% Inhibición de la Actividad Metanogénica (Yang et al., 1979).

Antibióticos	CONC. 50% INHIB.	
	lodo no adaptado ----- mg L ⁻¹	lodo adaptado -----
bacitracina	2000.0	1000.0
monensina	0.5	> 100.0
oxitetraciclina	250.0	500.0
penicilina	ND	>1000.0

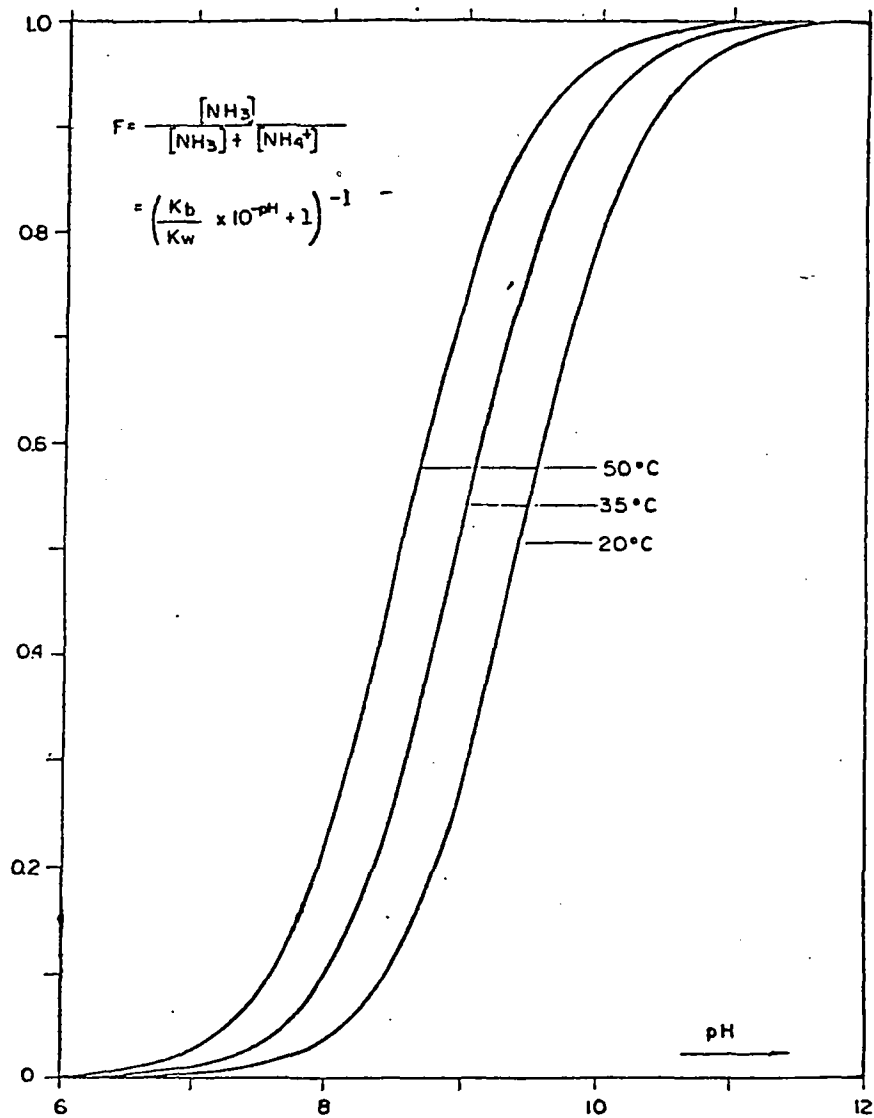
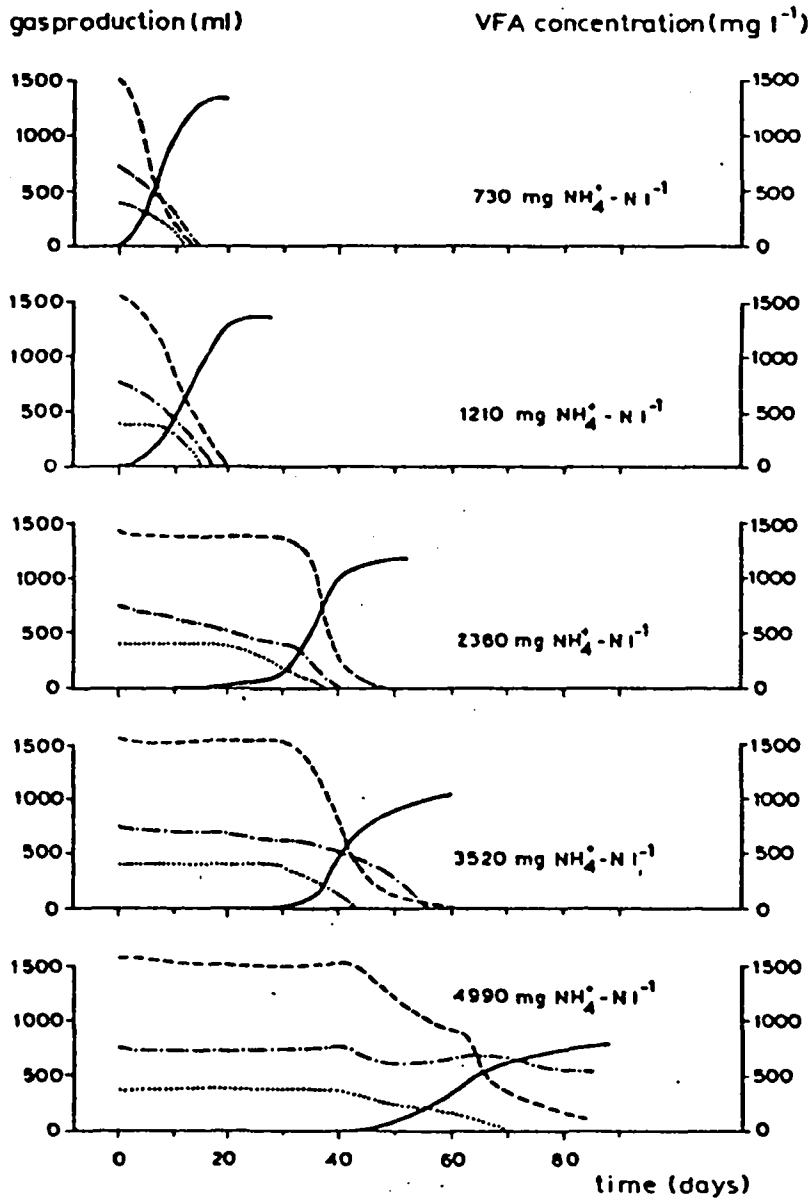


Figura 1. La fracción de $\text{NH}_3\text{-N}$ libre a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ total como función del pH.

Adaptation of methanogenic sludge



Cumulative gas production and the course of the VFA elimination by digested sewage sludge at increasing ammonia-nitrogen concentrations. V.S. concentration 6.8 g l⁻¹. —: gas production; ---: acetic acid concentration; -.-: propionic acid concentration;: n-butyric acid concentration.

Figura 2. La producción acumulativa de metano durante la digestión anaerobico de AGV a diferentes concentraciones de amonio (Van Velsen, 1979). Anteriormente el lodo fue adaptado a 815 mg L⁻¹ amonio. pH = 7.2 - 7.4, lodo = digerido doméstico, T = 30 C°.

METHANOGENIC TOXICITY NH₄-N unadapted and adapted digester sludge

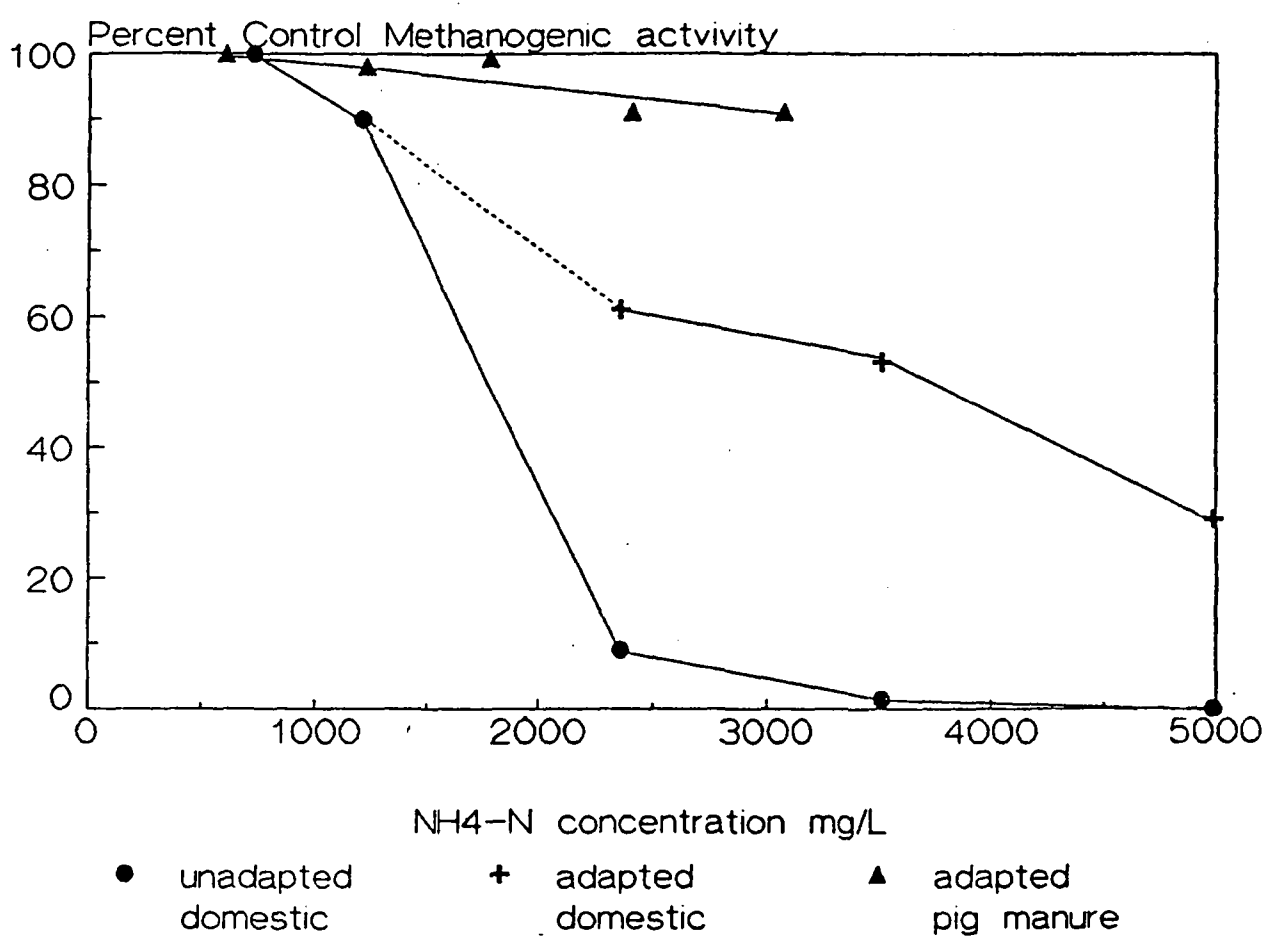


Figura 3. El efecto de NH₄⁺-N sobre la actividad metanogénica del lodo doméstico en Figura 2 durante el período de actividad del control y después de la fase de retraso. También muestra el efecto de NH₄⁺-N sobre la actividad metanogénica de estiércol de cerdo digerido y adaptado naturalmente a 2420 mg NH₄⁺-N L⁻¹ (Van Velsen, 1979).

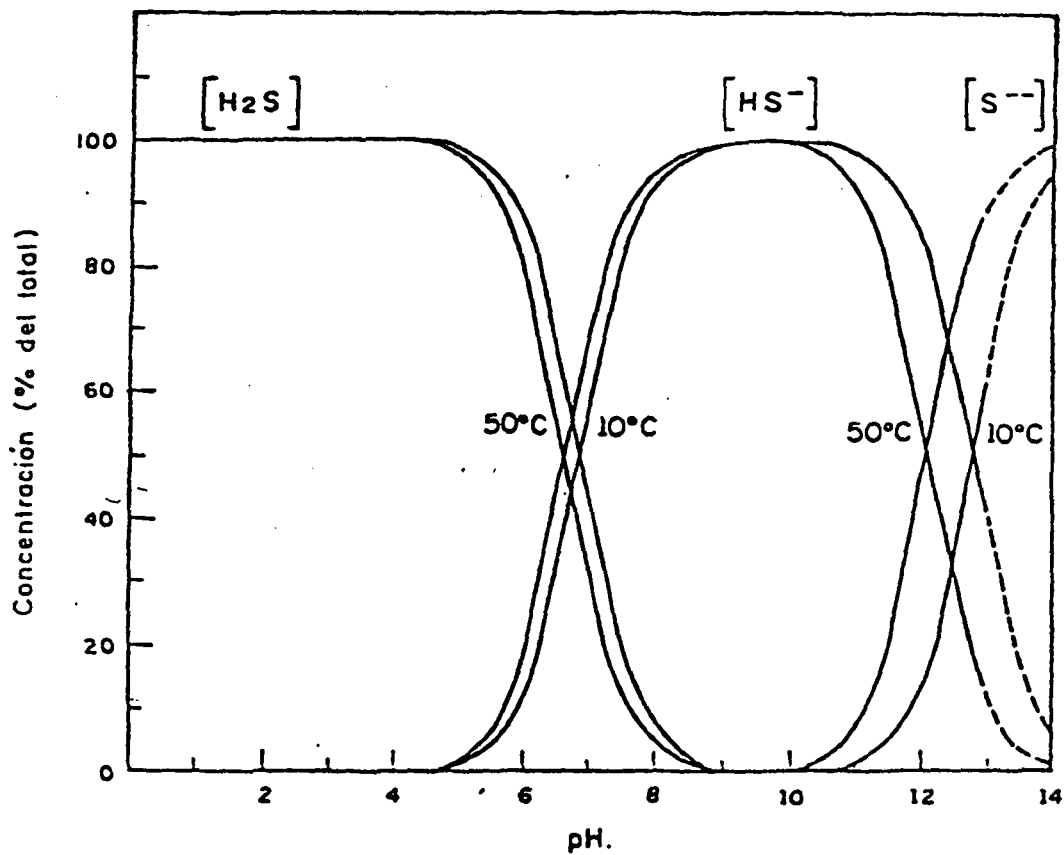


Figura 4. La relación entre H_2S libre y H_2S total como función del pH.

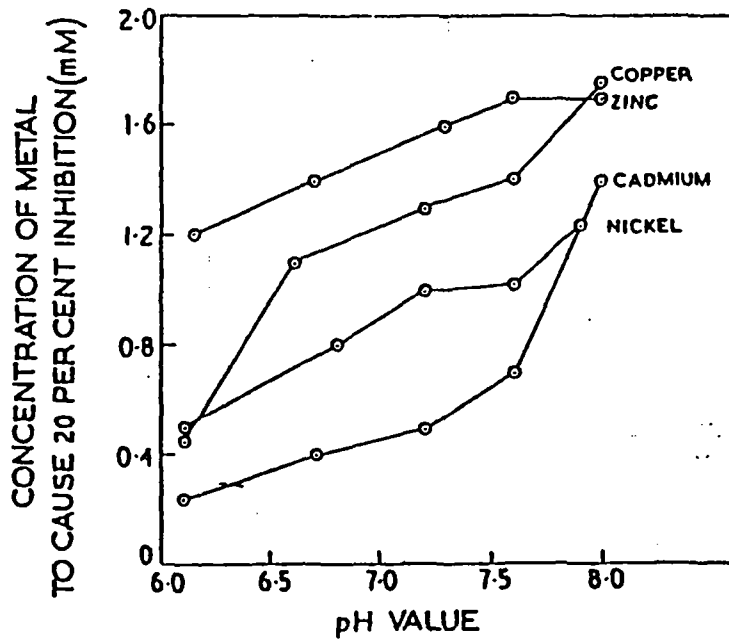


Figura 5. El efecto del pH sobre la toxicidad metanogénica de metales pesados (Mosey et al, 1971a).

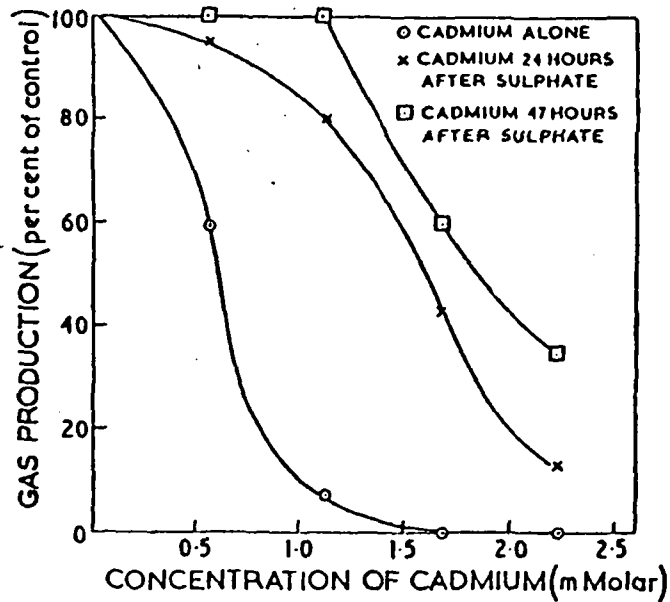


Figura 6. El efecto de sulfuro (derivado de la reducción anaeróbica de sulfato) sobre la disminución de la toxicidad de cadmio (Mosey, 1971b).

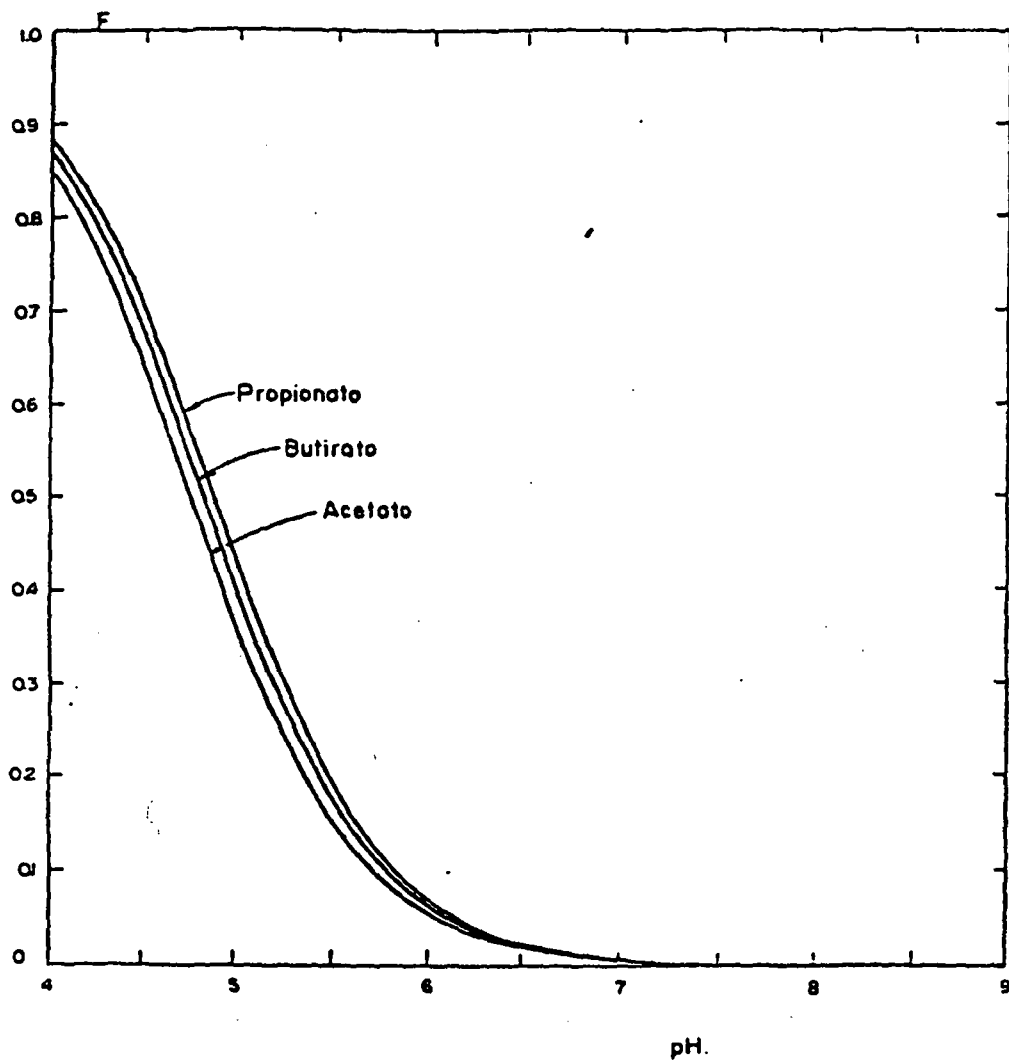


Figura 7. La relación entre AGV no ionizado y AGV total como función del pH.

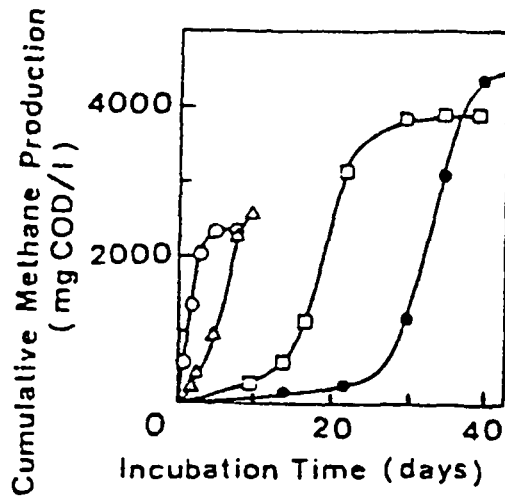


Figura 8. El efecto inhibitorio de una mezcla de ácidos grasos superiores (AGS) sobre la producción acumulativa de metano. Substrato C₂ 2.14 g DQO L⁻¹, 2.5 g SSV L⁻¹ lodo anaeróbico (Hanaki et al., 1981).
 Leyenda:

Concentración (g L ⁻¹)* de la mezcla de AGS	0.0	0.250	0.500	1.00	2.00
Símbolo en la gráfica	○	△	□	●	▲

* 1 g de mezcla de AGS = 2.46 g DQO

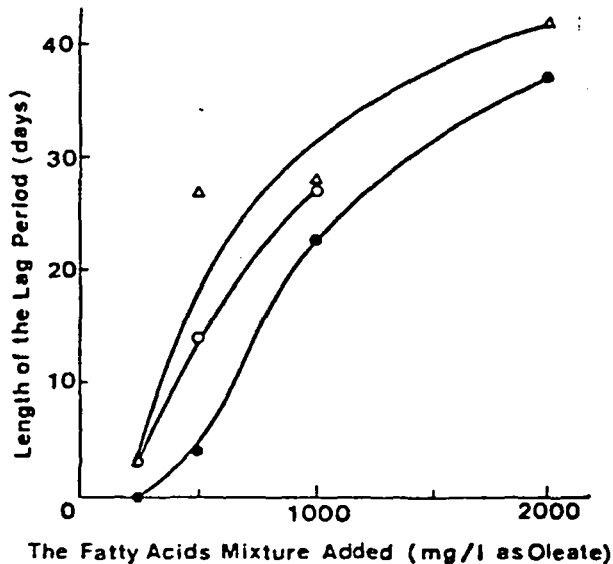


Figura 9. La relación entre la duración del periodo de retraso antes de la actividad metanogénica y la concentración de la mezcla de AGS añadido: (●) solamente AGS; (○) AGS y C₂ añadidos simultáneamente; (Δ) AGS y C₄ añadidos simultáneamente (Hanaki et al., 1981).

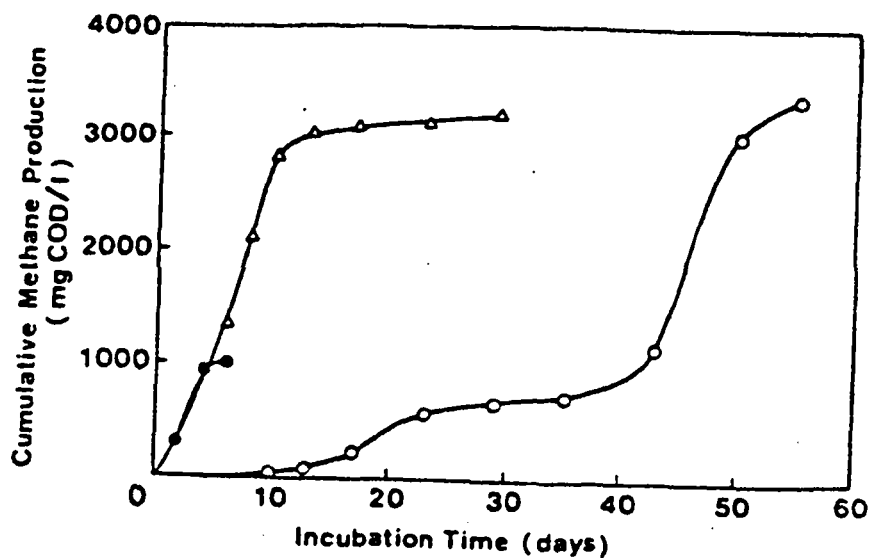


Figura 10. La disminución del efecto inhibitorio de AGS sobre la producción acumulativa de metano al adicionar CaCl₂. AGS = 1000 mg L⁻¹, Ca²⁺ = 350 mg L⁻¹, Substrato = 1.07 g DQO L⁻¹ como C₂, Lodo = 1.85 mg SSV L⁻¹ (Hanaki et al., 1981).
 Leyenda: (●) C₂ ; (○) C₂ y AGS; (△) C₂, AGS y Ca²⁺

Methanogenic Toxicity Phenols

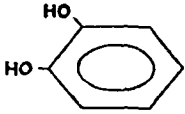

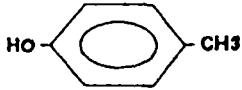
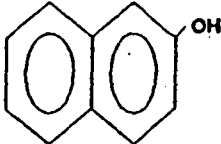
<u>Compound</u>		<u>50% INHIB CONC.</u>	
		mg / L	
catechol		3000	C2
		1500	C3
phenol		2250	C2
		875	C3
p cresol		1000	C2
		500	C3
naphthol		650	C2
		300	C3

Figura 11. La concentración de algunas creosotas fenólicas causantes de una inhibición de 50% de la actividad metanogénica con los substratos C₂ y C₃ (Blum et al., 1986).

METHANOGENIC TOXICITY OF LIGNIN MONOMERIC COMPOUNDS


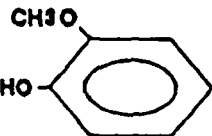
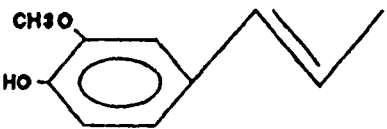
<u>Compound</u>	<u>50% INHIB. CONC.</u> mg/L	
ferulic acid 	>2310	(21%)* C2C3C4
guaiacol 	2200	C2
isoeugenol 	264	C2C3C4

Figura 12. La concentración de algunas ligninas monoméricas que causan una inhibición de 50% de la actividad metanogénica. Datos sobre ferulato y isoeugenol de Sierra-Alvarez, no publicado; Datos sobre guaiacol de Benjamín et al., 1984.

* El valor entre paréntesis es el porcentaje de inhibición a la concentración presentada, la más alta investigada.

Methanogenic Toxicity Resin

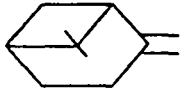
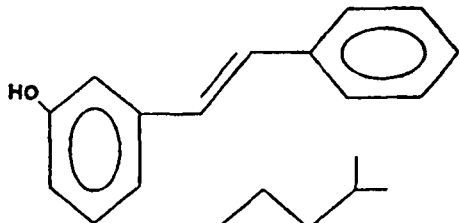
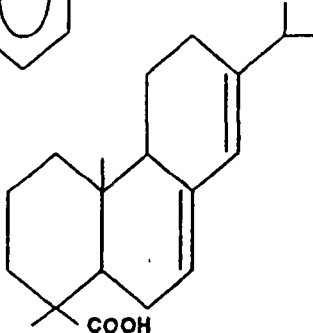
<u>Compound</u>	<u>50% INHIB CONC.</u> mg / L
pinene 	180 C2C3C4
stilbene 	30 C2C3C4
abieate 	140 C2C3C4

Figura 13. La concentración de algunas resinas que causan 50% de inhibición de la actividad metanogénica (Sierra-Alvarez, no publicado).

Phenol H Bond Protein

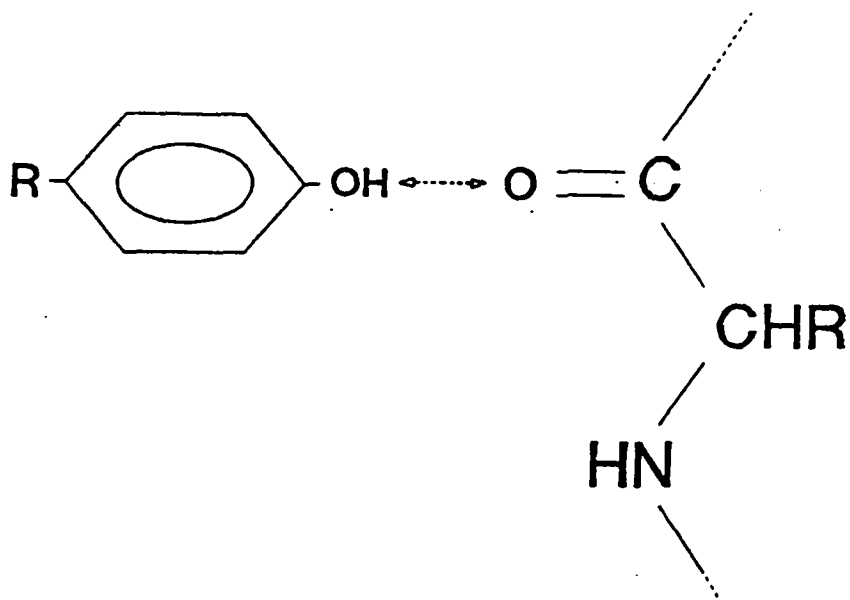
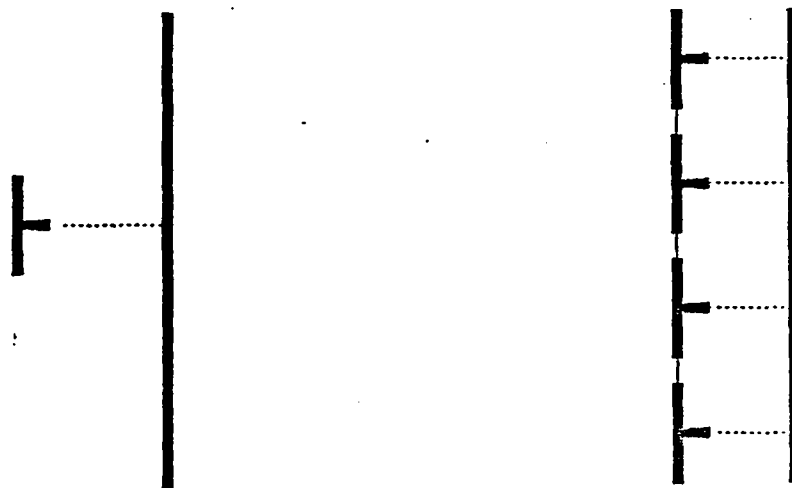


Figura 14. El enlace de hidrogeno entre fenoles y proteinas.

Monomeric Protein Oligomeric Protein
Tannin Tannin

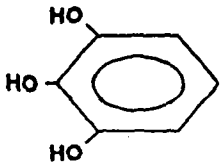
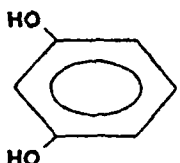
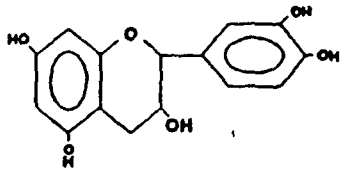


weak bond

strong bond

Figura 15. La fuerza de enlaces de hidrógeno entre taninos monoméricos y poliméricos con proteinas.

Methanogenic Toxicity Tannic Monomers

<u>Compound</u>	<u>50% INHIB' CONC.</u> mg / L
pyrogallol 	3000 R C2C3C4
resorcinol 	3190 R C2
catechin 	940 R C2C3C4

R = recovery

Figura 16. La concentración de algunos taninos monoméricos responsables de un 50% de inhibición de la actividad metanogénica. Catequina (Field, no publicado), Pirogalol (Field y Lettinga, 1987; Resorcinol (Chou et al., 1978.

METHANOGENIC TOXICITY CONDENSED TANNINS
role of molecular weight

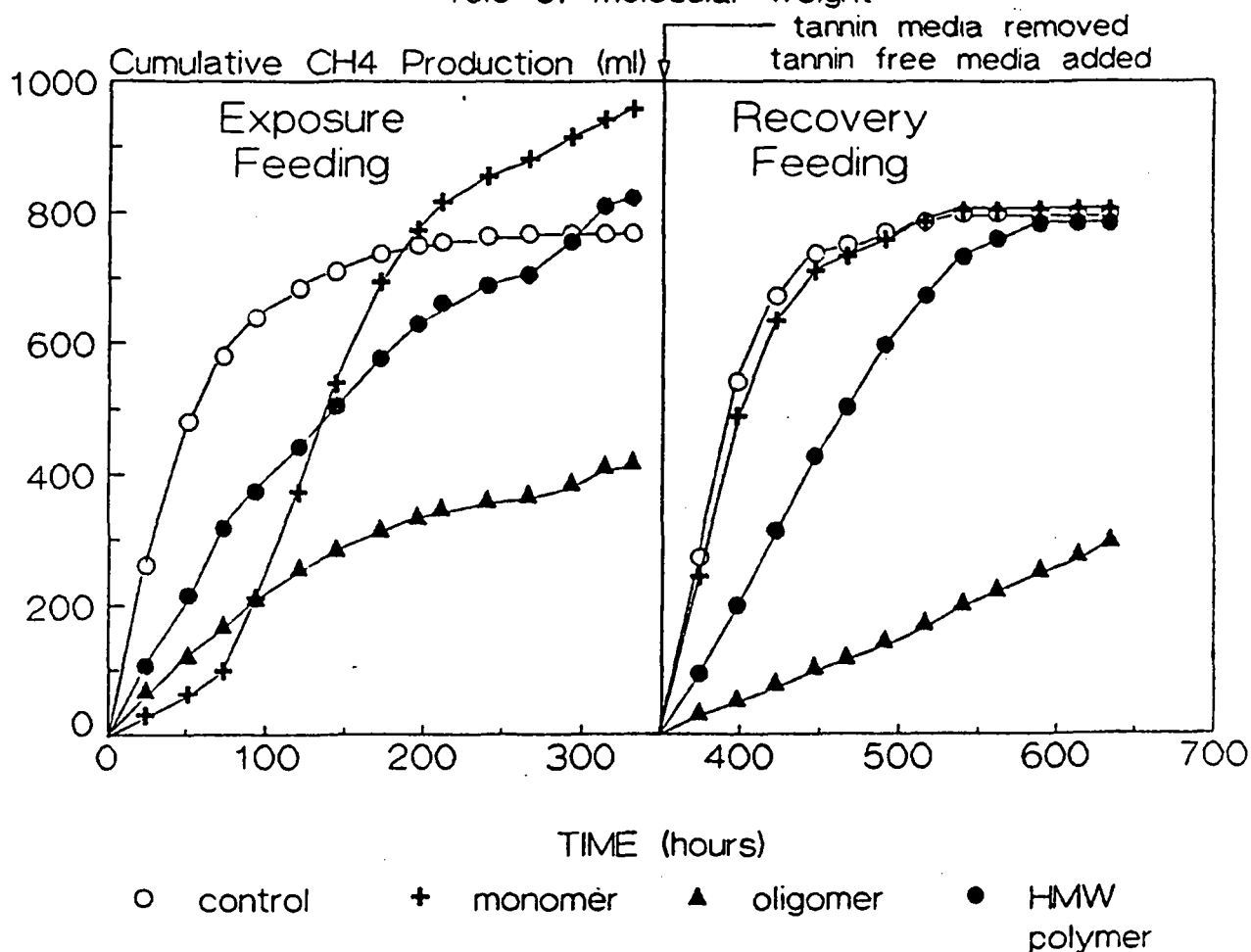


Figura 17. La producción acumulativa de metano durante la digestión discontinua de 4.0 g DQO L⁻¹ AGV (C₂:C₃:C₄) sin y con adición de 1480 mg L⁻¹ de tanino monomérico, tanino oligomérico condensado o tanino polimérico condensado de alto PM. El tanino monomérico condensado era catequina. Los taninos oligoméricos y de alto PM condensados fueron sintetizados en el laboratorio por auto-oxidación de catequina (Field et al., no publicado).

Methanogenic Toxicity Tannins

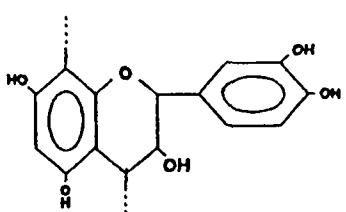
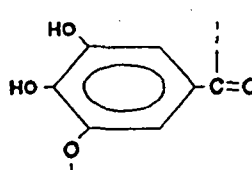
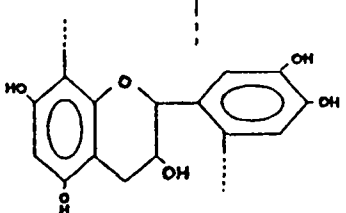
<u>Compound</u>		<u>50% INHIB CONC.</u>
		mg / L
bark tannin n = 3 to 10 oligomer		350 NR C2C3C4
gallotannic acid n = 9 oligomer		700 NR C2C3C4 NR = no recovery
phlobaphenes n = 10 to 60 HMW polymer		nontoxic

Figura 18. La concentración de algunos taninos oligoméricos y poliméricos que causan una inhibición de 50% de la actividad metanogénica. Datos sobre los taninos de corteza; Field et al., 1987b; Datos sobre taninos hidrolizable (galotanato) de Field y Lettinga, 1987; datos sobre taninos de alto PM (flobafenos) de Field, no publicado. No Recovery significa que la actividad inhibida no se reestablece después de eliminar el medio que contiene el tanino.

The Recovery of Methanogenic Activity after 19 days exposure to gallotannate

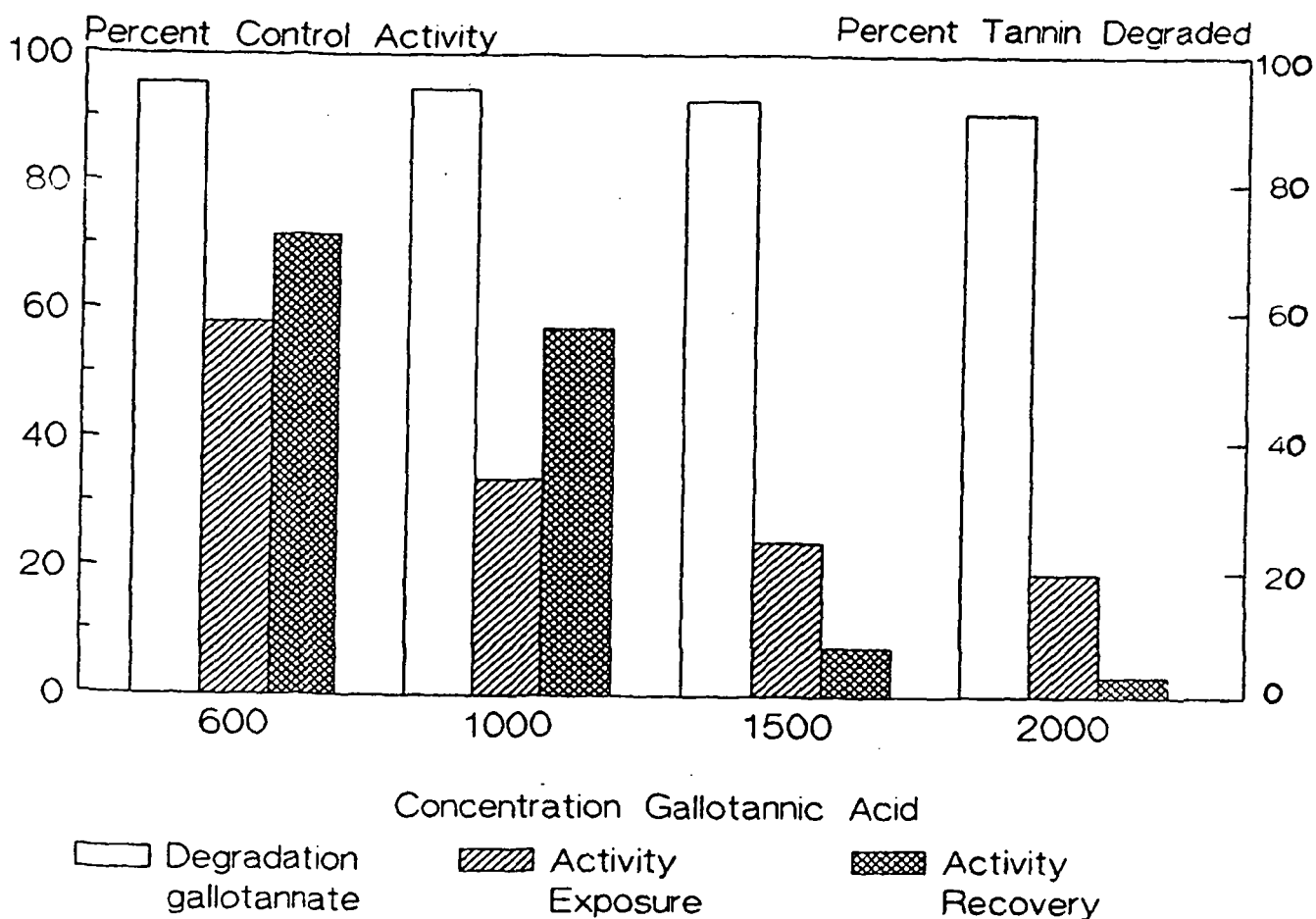


Figura 19. El efecto de un tanino hidrolizable (ácido galotánico) sobre la actividad metanogénica durante el período de exposición y en una segunda alimentación después de haber eliminado el medio que contenía el tanino. La segunda alimentación fue añadida a los 19 días. Se muestra el porcentaje de ácido galotánico degradado durante el período de exposición. La mayor parte de la degradación ocurrió en 10 días (Field y Lettinga, 1987).

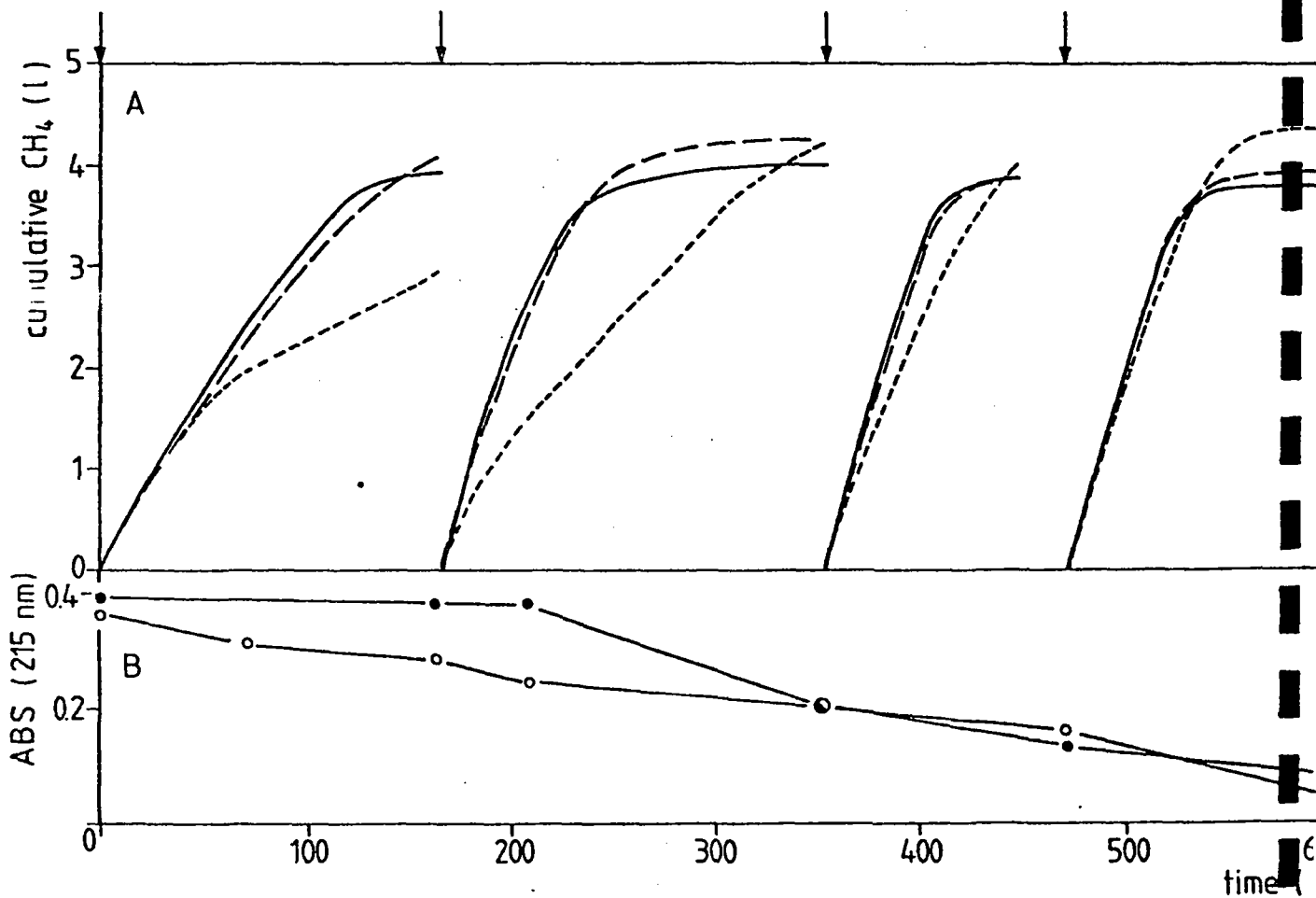


Figura 20. La producción cumulativa de metano durante la digestión anaeróbica discontinua sucesiva de 4.0 g DQO L⁻¹ AGV (C₂:C₃:C₄) con 300 mg L⁻¹ tirosina (—■—), 327 mg L⁻¹ L dopa (-----) o de aminoácidos no fenólicos = AGV control (—●—). La degradación de tirosina (○) y L dopa (●) durante la digestión como indica la absorbancia UV₂₁₅ del medio diluido 30x. Los medios que contenían tirosina y L dopa no fueron reemplazados entre alimentación y alimentación (Field et al., 1987a).

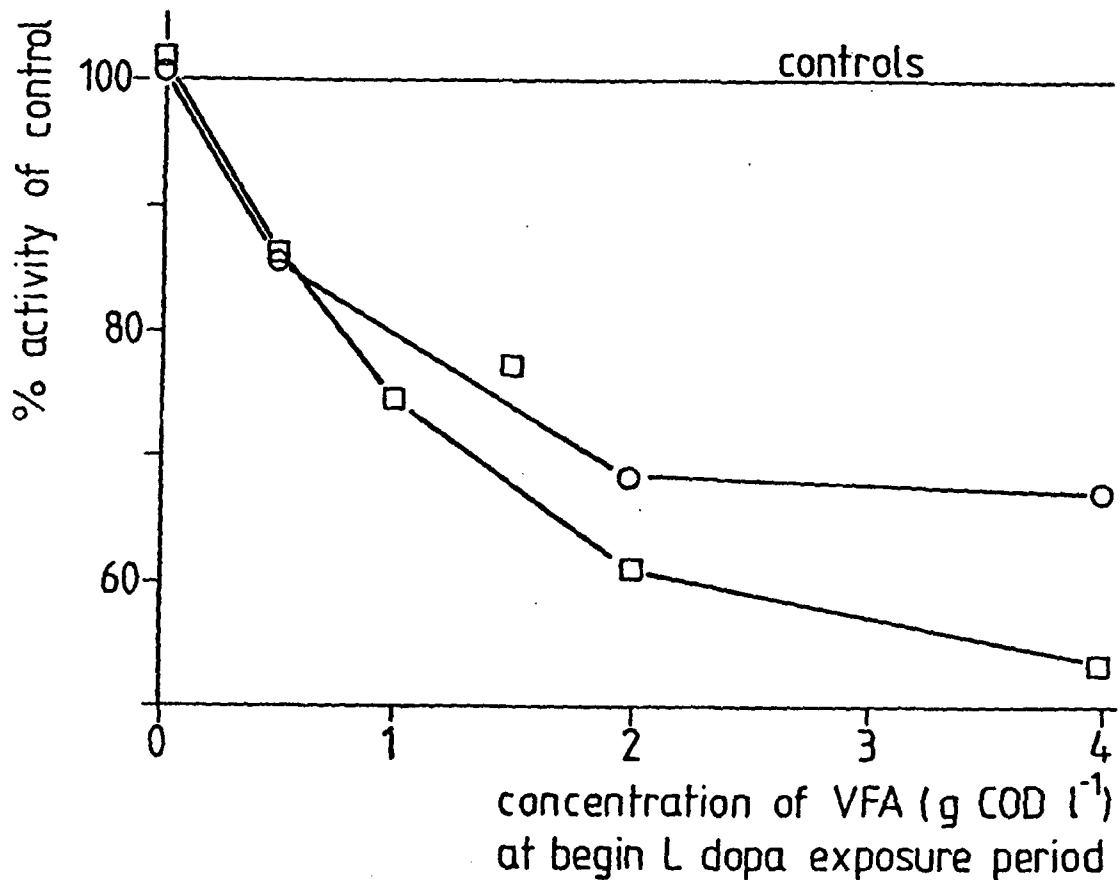


Figura 21. La actividad metanogénica de lodo granular (1.4 g SSV L⁻¹) determinada inmediatamente después de su exposición durante 3 días a 327 mg L⁻¹ L dopa. Al inicio del periodo de exposición, la concentración fue fijada a la indicada en el "X". La actividad fue ensayada en el periodo de 3 días consecutivo a la exposición y una vez que el medio que contenía L dopa fue reemplazado por un nuevo medio (sin L dopa) conteniendo 4.0 g DQO L⁻¹ AGV (C₂:C₃:C₄). El experimento fue realizado con lodo previamente adaptado (O) o no adaptado a AGV (□), (Field et al., 1987a).

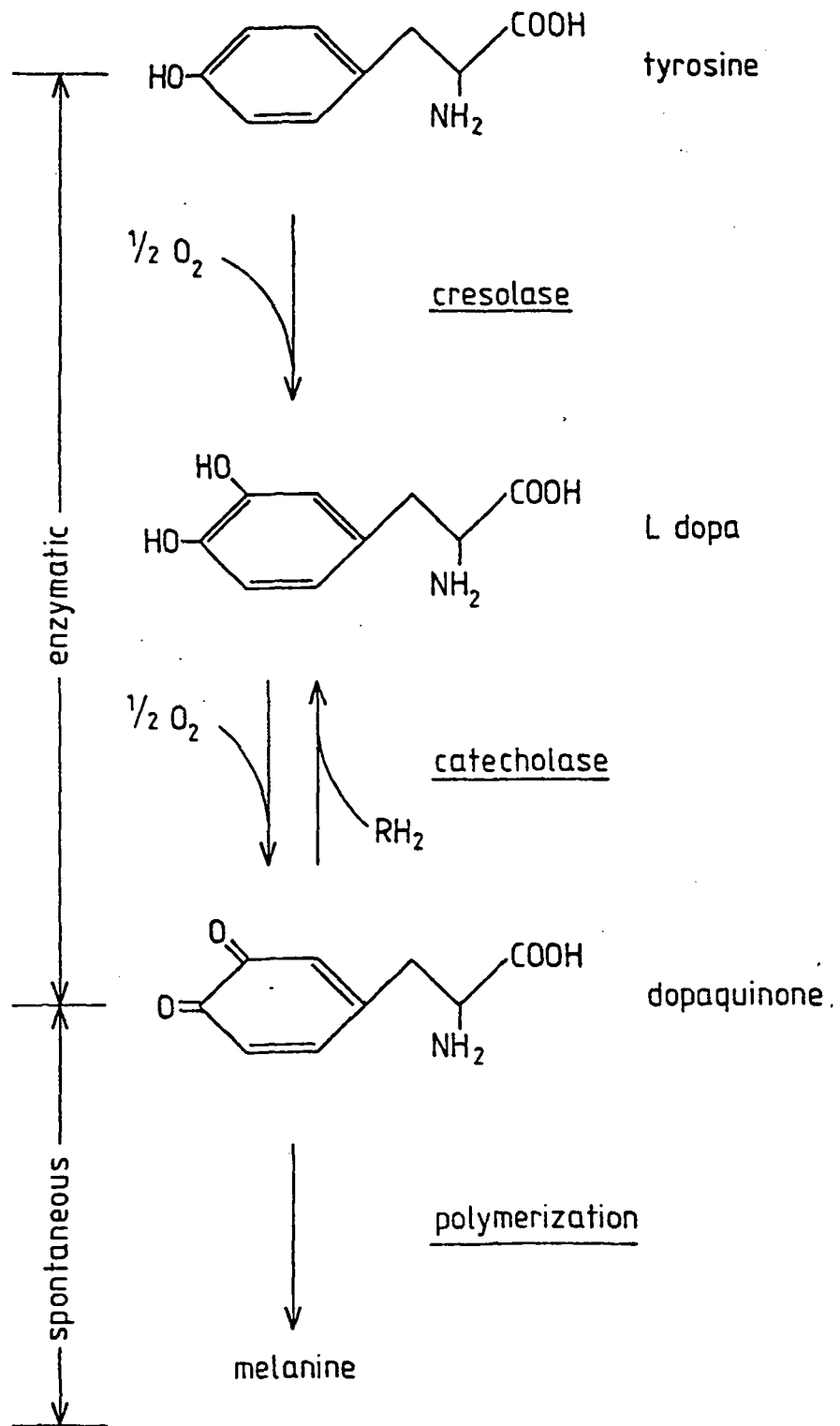


Figura 22. La oxidación enzimática de tirosina a L dopa y melanina durante la fabricación de almidón.

THE METHANOGENIC TOXICITY OF FURFURALS

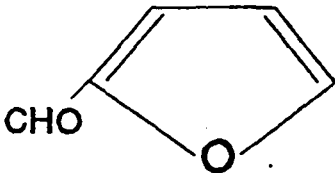
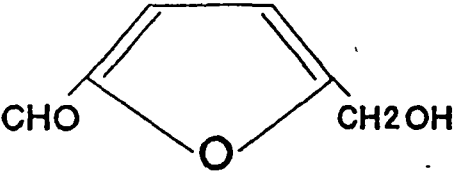
<u>compound</u>	<u>50% INHIB CONC.</u>		<u>reference</u>
	mg/L		
<div style="text-align: center;">  </div> furfural	500	C2 unadapted	B84
	3000	C2 adapted	B84
	2500	C2C3 unadapted	Y81
<div style="text-align: center;">  </div> hydroxymethylfurfural	2500	C2C3 unadapted	Y81

Figura 23. La concentración de furfurales que causa una inhibición del 50% de la actividad metanogénica (B84 = Benjamin et al., 1984; Y81 = Young y McCarty, 1981).

REFERENCIAS

- Anderson, G. K., T. Donnelly and K. J. McKeown. 1982. Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewaters. Process Biochemistry
- Benjamin, M. M., S. L. Woods and J. F. Ferguson. 1984. Anaerobic toxicity and biodegradability of pulp mill waste constituents. Water Res. 18: 601-607.
- Blum, J. W., R. Hergenroeder, G. F. Parkin and R. E. Speece. 1986. Anaerobic treatment of coal conversion wastewater constituents: biodegradability and toxicity. Journal WPCF. 58(2): 122-131.
- Chou, W. L., R. E. Speece, R. H. Siddiqi and K. McKeon. 1978. The effect of petrochemical structure on methane fermentation toxicity. Prog. Wat. Tech. 10: 545-558.
- Dolfing, J. and W. G. B. M. Bloemen. 1985. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. J. Microbiol. Methods. 4:1-12.
- Eis, B. J., J. F. Ferguson and M. M. Benjamin. 1983. The fate and effect of bisulfate in anaerobic treatment. J. Water Pollution Control Fed. 55(11):1355-1365.
- Field, J. A. and G. Lettinga. 1987. The methanogenic toxicity and anaerobic degradability of a hydrolyzable tannin. Wat. Res. 21: 367-374.
- Field, J. A., G. Lettinga and M. Geurts. 1987a. The methanogenic toxicity and anaerobic degradability of potato starch wastewater phenolic amino acids. Biological Wastes. 21: 37-54.
- Field, J. A., M. J. H. Leyendeckers, R. Sierra-Alvarez, G. Lettinga and L. H. A. Habets. 1987b. The methanogenic toxicity of bark tannins and the anaerobic biodegradability of water soluble bark matter. Paper presented at The Second IAWPRC Symposium on Forest Industry Wastewaters, Tampere Univ. of Technology, Tampere, Finland.
- Hanaki, K., T. Matsuo and M. Nagase. 1981. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. Biotechnol. Bioengineer. 23: 1591-1610.
- Hobson, P. N. and B. G. Shaw. 1976. Inhibition of methane production by Methanobacterium formicicum. Water Res. 10:849-852.
- Keurentjes, J. and A. Rinzema. 1986. Adsorption of capric acid onto granular methanogenic sludge. Anaerobic Treatment: A Grown-Up Technology. Wastewater Treatment Conference, Amsterdam. pp. 645-648. Industrial Presentations, Schiedam, the Netherlands.
- Koster, I. W. and G. Lettinga. 1983. Ammonium toxicity in anaerobic digestion. Proceedings of the Anaerobic Wastewater Treatment Symposium, Noordwijkerhout. pp. 553. TNO Corporate Communication Dept., the Hague, the Netherlands.
- Koster, I. W., A. Rinzema, A. L. De Vegt and G. Lettinga. 1986. Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. Water Res. 20:1561-1567.
- Koster, I. W. and A. Cramer. 1987. Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids. Appl. and Environ. Microbiol. 53: 403-409.
- Kroeker, E. J., D. D. Schulte, A. B. Sparling and H. M. Lapp. 1979. Anaerobic treatment process stability. J. Water Pollution Control Fed. 51(4):718-727.
- Kroiss, H. 1985. Toxicity problems during the anaerobic treatment of wastewater. Hanover Industrieabwasser Tagung: Anaerobe Reinigung Industrieller Abwässer. pp. 12.1 - 12.19.

Kugelman, I. J. and P. L. McCarty. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. J. Water Pollution Control Fed. 37(1):97-116.

Mosey, F. E., J. D. Swarwick and D. A. Hughes. 1971a. Factors affecting the availability of heavy metals to inhibit anaerobic digestion. Wat. Pollut. Control 70:668-680.

Mosey, F. E. 1971b. The toxicity of cadmium to anaerobic digestion: Its modification by inorganic anions. Wat. Pollut. Control 70:584-598.

Parkin, G. F., W. M. Kocher and S. W. Miller. 1981. Microbial methane fermentation kinetics for toxicant exposure. Final Report: Air Force Office of Scientific Research, Bolling AFB, Washington, DC, USA.

Pearson, F., C. Shium-Chung and M. Gauthier. 1980. Toxic inhibition of anaerobic biodegradation. J. Water Pollution Control Fed. 52:473-478.

Salenieks, S. E. and J. G. Henry. 1986. Response of anaerobic filters to toxic organics. Water Poll. Res. J. Canada. 21:547-559.

Van Lier, J. 1987. Doktorsal Verslagen Serie Nr. 87. Dept. Water Pollution Control, Agric. Univ., Wageningen, The Netherlands.

Van Velsen, A. F. M. 1979. Adaption of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. Water Res. 13:995-999.

Yang, J., G. F. Parkin and R. E. Speece. 1979. Final Report: Recovery of Anaerobic Digestion After Exposure to Toxicants, U.S. Dept. of Energy, Contract No. EC-77-S-02-4391.

Yang, J. and R. E. Speece. 1986. The effects of chloroform toxicity on methane fermentation. Water Res. 20: 1273-1279.

Young, L. Y. and P. L. McCarty. 1981. Heat treatment of organic materials for increasing anaerobic biodegradability. In: Wise, L. W. (ed.) Fuel Gas Production from Biomass: Volume 2. pp. 134-176. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

H. AGUAS RESIDUALES DE CAFE

JIM FIELD
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

1.0 Caracterización de Las Aguas Residuales.

1.1 Producción de las aguas residuales.

La Tabla 1 muestra la cantidad y contaminación del agua residual producida durante el procesado del café. Aproximadamente la mitad de la contaminación (expresada en DQO) proviene del agua de percolado de la pulpa del café y la otra mitad del agua de fermentación del mucílago.

Tabla 1. Contaminación Generada en un Cafetal de Nicaragua (Wasser, 1986).

Agua residual	Caudal		DQO		
	m ³ tcop ⁻¹	%	kg tcop ⁻¹	g L ⁻¹	%
Agua de Pulpa	9	30	57	6.3	44
Agua de Lavado - aguamiel - clasificación	22	70	72	3.3	56
Total	31	100	129	4.2	100

tcop = toneladas de café oro producidas

1.2 Composición del agua residual

Los integrantes fundamentales de la DQO del agua de pulpa son azúcares y proteínas, así como pequeñas cantidades de cafeína, taninos y ácido clorogénico -Tabla 2-. Los taninos y el ácido clorogénico son los responsables del color del agua residual (cuando el pH es elevado).

El aguamiel contiene básicamente ácidos orgánicos simples de pectina y azúcares, provenientes del mucílago.

La relación NKT/DQO del agua residual es aproximadamente 0.02.

Tabla 2. Composición Química de la Fracción Hidrosoluble de un Extracto de Pulpa de Café (1 parte de pulpa de café: 660 partes de agua a 25°C durante 2 horas) (Molina et al., 1974)

Fracción	Porcentaje de DQO identificada
Grasas	4.2
Proteínas	24.4
Azúcares	44.2
Cafeína	7.9
Taninos	8.7
Acido clorogénico	10.8

Generalmente, este tipo de agua residual esta parcialmente acidificada de forma natural. La Figura 1 muestra como una muestra fresca de jugo de pulpa se acidifica rápidamente convirtiéndose en AGV durante el almacenaje a 25°C, a causa de las bacterias fermentativas presentes en la pulpa.

Ijspeet, (1984) observó que aproximadamente el 40% de la DQO del aguamiel correspondía a AGV.

Cuando se produce la acidificación del aguamiel, la proporción entre los AGV producidos depende del pH de operación. La Tabla 3 muestra que, a pH bajo, la mayor parte de los AGV son C3 y C4, mientras que en condiciones de pH neutro predomina el C2.

Tabla 3. Relación C₂:C₃:C₄ (calculado como DQO) del Agua Residual de Pulpa de Café Acidificada en Condiciones de pH Acido y Neutro. (Field, datos no publicados).

pH durante la acidificación	C ₂ -----	C ₃ % AGV DQO	C ₄ -----	mg DQO _{AGV} meq AGV ⁻¹
4.0	9	35	56	128
7.4	81	17	2	74

1.3 Biodegradabilidad del agua residual de café.

El agua residual de café es biodegradable en casi su totalidad durante la digestión anaerobia. La Figura 2 ilustra la acidificación y metanogénización de jugo de pulpa de café durante una digestión anaerobia discontinua (batch) con lodo granular. Aproximadamente un 80% de la DQO es convertido rápidamente en metano. La eliminación de compuestos fenólicos durante el experimento descrito en la Figura 2, seguido por medidas de absorbancia en Ultravioleta, a 215 nm, está resumida en la Tabla 4. El lodo granular no adaptado fue capaz de eliminar alrededor del 50% de los compuestos fenólicos presentes en el jugo de pulpa de café. Esto indica que únicamente cerca del 8% (en DQO) de la afluente queda sin degradar bajo la forma de compuestos fenólicos.

La biodegradabilidad del aguamiel está expuesta en la Tabla 5. Esta agua residual es también casi completamente biodegradable.

Tabla 4. Concentración de Compuestos Fenólicos (Taninos y Acido Clorogénico) durante la Digestión Anaerobia de Jugo de Pulpa de Café Descrito en la Figura 2. La Concentración Inicial en DQO Fue 4.48 g DQO L⁻¹.

Tiempo Digestión ---- días ----	Absorbancia UV 215nm 1x, 1cm	Conc. Comp. (*) mg DQO L ⁻¹	Fenol. Elim. -- % --
0	26.36	659	
4	22.76	567	14.0
7	19.27	482	26.9
10	17.34	434	34.1
13	14.92	373	43.4

* Se asume una absorbancia de 0.040 unidades (1x, 1cm 215nm). mg⁻¹ DQO fenólica.

Tabla 5. Biodegradabilidad de Aguamiel de Café (Ijspeert, 1984)

Tiempo de Digestión (días)	Concentración inicial g DQO L ⁻¹	
	1.25	2.50
porcentaje de metanogénización		
7	61.6	42.0
14	84.4	79.5

lodo = 5 g SSV L⁻¹; volumen = 0.5 L; pH = 7.0 ; 25°C.

1.4 Toxicidad del agua residual de café.

El agua de pulpa de café contiene algunos compuestos tóxicos. Tres componentes naturales de la pulpa son toxinas potenciales: la cafeína, el ácido clorogénico y los taninos. Estudios previos descritos en la Tabla 6 muestran que la cafeína no fue tóxica en las condiciones estudiadas. La toxicidad del ácido clorogénico es apreciable, aunque la inhibición no es grave, tal como muestra la Tabla 7. La biodegradación parcial en condiciones anaerobias del ácido clorogénico por parte de lodo no adaptado indica que existe una adaptación a este producto. La toxicidad de los taninos ya fue discutida en el capítulo dedicado a la toxicidad. La concentración de taninos que inhibe el 50% de la metanogénesis ronda los 600-800 mg DQO L⁻¹. Por ello, el agua residual de pulpa debe diluirse a una concentración de DQO inferior a 7 g DQO L⁻¹ (suponiendo que los taninos contribuyan con un 10% de la DQO). En la mayoría de los casos, la concentración en DQO del agua de pulpa es inferior a este valor límite.

Tabla 6. Toxicidad Metanogénica de la Cafeína.

Conc. Probada mg L ⁻¹	% Inhibición Metanogénica	Referencia
83	0	W83
1000	0	L83

Referencias: W83 = Witkowski y Jeris, 1983
L83 = Lane, 1983

La toxicidad del jugo de pulpa de café fue comprobada a concentraciones de 4.5 g DQO L⁻¹, tal como ilustra la Figura 4, donde se observa que a dicha concentración no existe una inhibición metanogénica significativa. Con concentraciones superiores, la toxicidad ha sido evidenciada en algunos estudios. Calzada et al. (1984), investigó en un UASB y un Filtro Anaerobio la digestión de un jugo concentrado de pulpa de café (50 g DQO L⁻¹). La producción de metano resultante correspondió a una conversión del 15 al 46% de la DQO del afluente, indicando un elevado nivel de toxicidad metanogénica. Lane (1983) estudió en un reactor completamente mezclado (CSTR), la digestión de los posos de café (60 g DQO

L⁻¹). La disminución de la producción de gas durante el período de medida correspondió a una inhibición del 74%. Los compuestos solubles no biodegradables presentes en el efluente (7.3 g L⁻¹) fueron responsables de una inhibición del 56% en ensayos discontinuos.

Tabla 7. Toxicidad Metanogénica y Biodegradabilidad Anaerobia del Acido Clorogénico (Field, datos no publicados).

Conc. mg L ⁻¹	Inhibición* % control	Acidificación* % DQO	Elim.* % UV
400	14.4	25.3	51.9
600	19.4	42.6	52.5
1000	37.8	48.6	50.8

* Inhibición = inhibición de la actividad metanogénica de un lodo granular no adaptado; Acidificación = acidificación del ácido clorogénico a AGV y CH₄ (18 días); Elim. = eliminación del ácido clorogénico seguido por medida de la absorbancia a 215 nm del contenido del digestor (18 días).

1.5 Sólidos suspendidos en el afluente.

El aguamiel de café contiene sustancias pectídicas. Aproximadamente un 36% del mucílago está compuesto por pectina (Braham and Bressani, 1979). La pectina precipita en presencia de calcio por lo que, en el agua de lavado de café, el calcio da lugar a la formación de precipitados que se mantienen en solución como sólidos suspendidos. (Tabla 8).

Tabla 8. Relación SS/DQO en el agua de pulpa y agua de lavado de café.

Agua residual	Neutralizada con	SS/DQO
Agua de pulpa de café	NaOH	0.05
	Ca(OH) ₂	0.10
Agua de lavado de café	NaOH	0.18
	Ca(OH) ₂	0.48

2.0 Tratamiento en Reactores UASB del Agua Residual del Procesado de Café.

2.1 Aguamiel de café.

El comportamiento de un reactor UASB durante el arranque y un período de operación de 4 meses está resumido en la Tabla 9. Los resultados indican que el aguamiel es un residuo muy apropiado para el tratamiento en un UASB. Al final de la experimentación, cargas de 11 a 16 g DQO L⁻¹ d⁻¹ pudieron ser tratadas con unos rendimientos comprendidos entre el 81 y 89%. La productividad inicial de metano del reactor (1.1 g

DQO_{CH4} L⁻¹ d⁻¹) aumentó hasta 15 g DQO_{CH4} L⁻¹ d⁻¹ después de 95 días de operación. Además se comprobó que concentraciones del afluente de hasta 26 g DQO L⁻¹ no tuvieron un efecto inhibitorio.

Tabla 9. Comportamiento del UASB Tratando Aguamiel de Café. (Ijspeert, 1984).

Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Afluente g DQO L ⁻¹	M* -----	Elim. DQO _{filt} % Afl. DQO	Efl. SS -----
1.3	4	74.8	93.1	18.3
2.8	3	66.8	90.3	23.5
4.8	4	59.6	90.9	31.3
6.7	6	67.3	90.8	23.5
11.2	15	70.0	88.5	18.5
16.2	26	77.9	81.0	3.1

Concentración inicial del lodo = 11 g SSV L⁻¹ lodo municipal digerido procedente de un reactor UASB (Actividad específica = 0.10 g DQO_{CH4} g SSV⁻¹ d⁻¹ a 25°C)

Concentración final del lodo = 26 g SSV L⁻¹ después de 95 días (Actividad específica = 0.58 g DQO_{CH4} g SSV⁻¹ d⁻¹).

Volumen del reactor = 23 L

Control del pH = Adición de NaOH y Ca(OH)₂ al afluente hasta pH=7 (El catión Ca²⁺ produce una precipitación de DQO formándose SS).

pH del efluente = 6 a 7.5; Temperatura = 25°C

* M = metanogénización (conversión de la DQO del afluente en CH₄).

2.2 Agua residual de pulpa de café.

El comportamiento de un reactor UASB tratando jugo diluido de pulpa de café durante un experimento de 6 semanas se ha resumido en la Tabla 10. Los resultados indican que rendimientos del 80 al 90% en DQO son alcanzables aplicando cargas de 1 a 4 g DQO L⁻¹. Se probaron concentraciones del afluente de hasta 6 g DQO L⁻¹. Al final del experimento se produjo toxicidad por pH elevado, causada por la adición en exceso de bicarbonato sódico (1 g NaHCO₃ g DQO⁻¹) (la adición de alcalinidad debía haberse reducido una vez realizado el arranque).

Tabla 10. Comportamiento de un UASB Tratando Agua Residual de Pulpa de Café. Período de Experimentación = 40 días. (Schrikkema, datos no publicados).

Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Afluente g DQO L ⁻¹	Elim. DQO _{filt} % Afl. DQO
1	2.5	90
4	6	90
2	2.7	85
3	4	80

Concentración de lodo inicial = 8.5 g SSV L⁻¹ lodo granular (0.341 g DQO_{CH4} g SSV⁻¹ d⁻¹ a 21°C)

Volumen del reactor = 1.4 L; temperatura = 21°C.

Control del pH = Adición de bicarbonato sódico en la proporción 1 a 2 g NaHCO₃ g DQO⁻¹

pH del efluente = variable entre 7.8 - 8.7 (demasiada alcalinidad añadida !!!!)

3.0 Almacenamiento Intercampaña del Lodo

La producción del agua residual de café se rige por las campañas cafeteras. El lodo debe ser almacenado durante la intercampaña. Realizando un buen arranque durante la primera campaña, el lodo debe mantenerse estable durante el almacenamiento. La Tabla 11 muestra que el lodo granular puede ser almacenado hasta 2 años a 30°C de temperatura con una disminución de solamente el 63% de su actividad metanogénica inicial.

Tabla 11. Efecto del Almacenamiento de un Lodo Granular Sobre su Concentración de SSV y su Actividad Metanogénica Específica. (Lettinga y Stellingma, 1974).

Temp. Almac. °C	Tiempo Almac. Meses :	0	7.5	12	25
Concentración del lodo g SSV L⁻¹					
Control:		30			
4			29.1	27.9	27.1
20			23.9	23.0	18.9
30			22.9	21.4	19.2
Actividad del lodo g DQO_{CH4} g SSV⁻¹ d⁻¹					
Control:		0.72			
4			0.62	0.47	0.46
20			0.71	0.56	0.64
30			0.48	0.38	0.41

ACIDIFICATION COFFEE PULP WATER
during storage 25 degrees 18 g COD / L

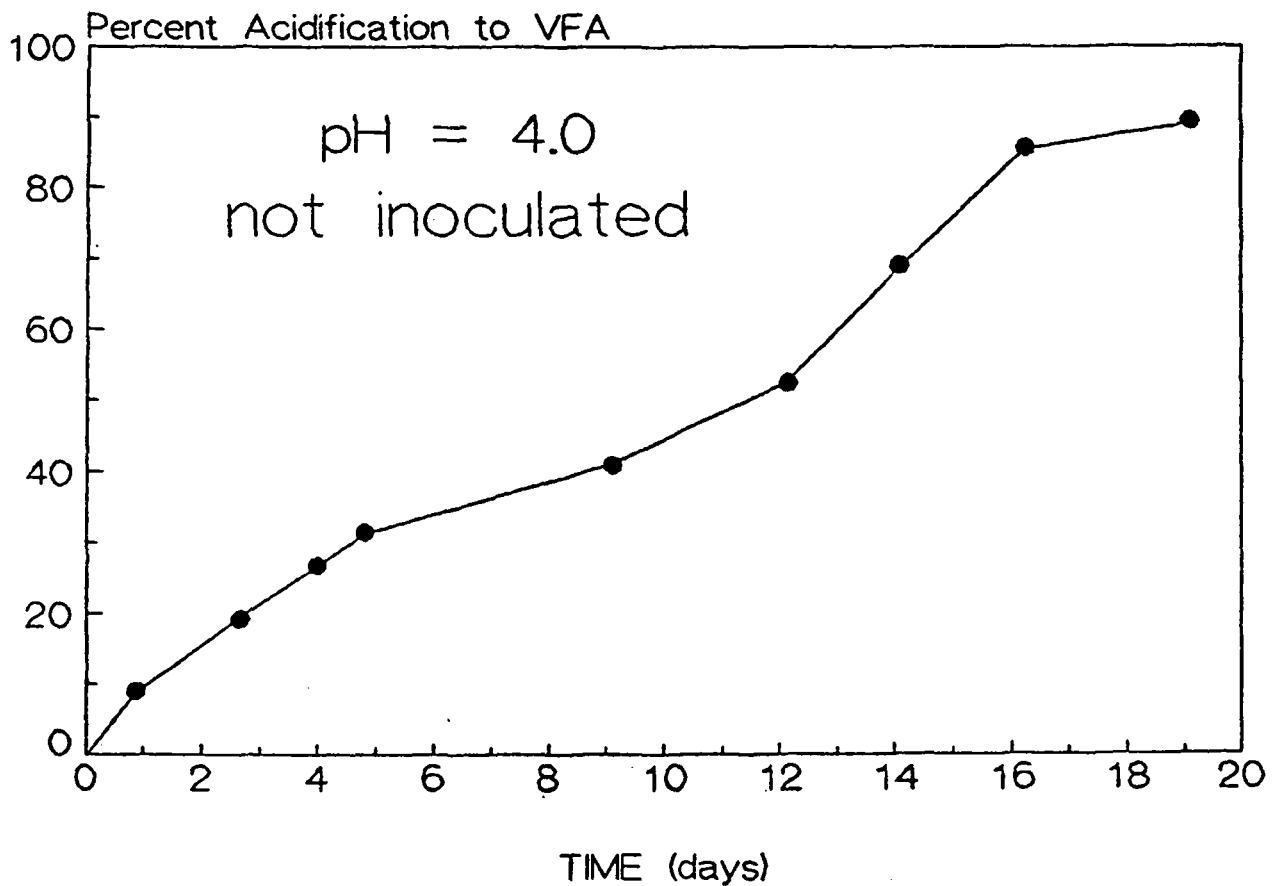


Figura 1. Transformación del agua residual de café (18 g DQO L⁻¹) en AGV -acidificación-, durante su almacenamiento a 25°C y pH = 4 (Wasser, 1986).

ANAEROBIC BIODEGRADABILITY

Coffee Pulp Juice (4.48 g COD/ L)

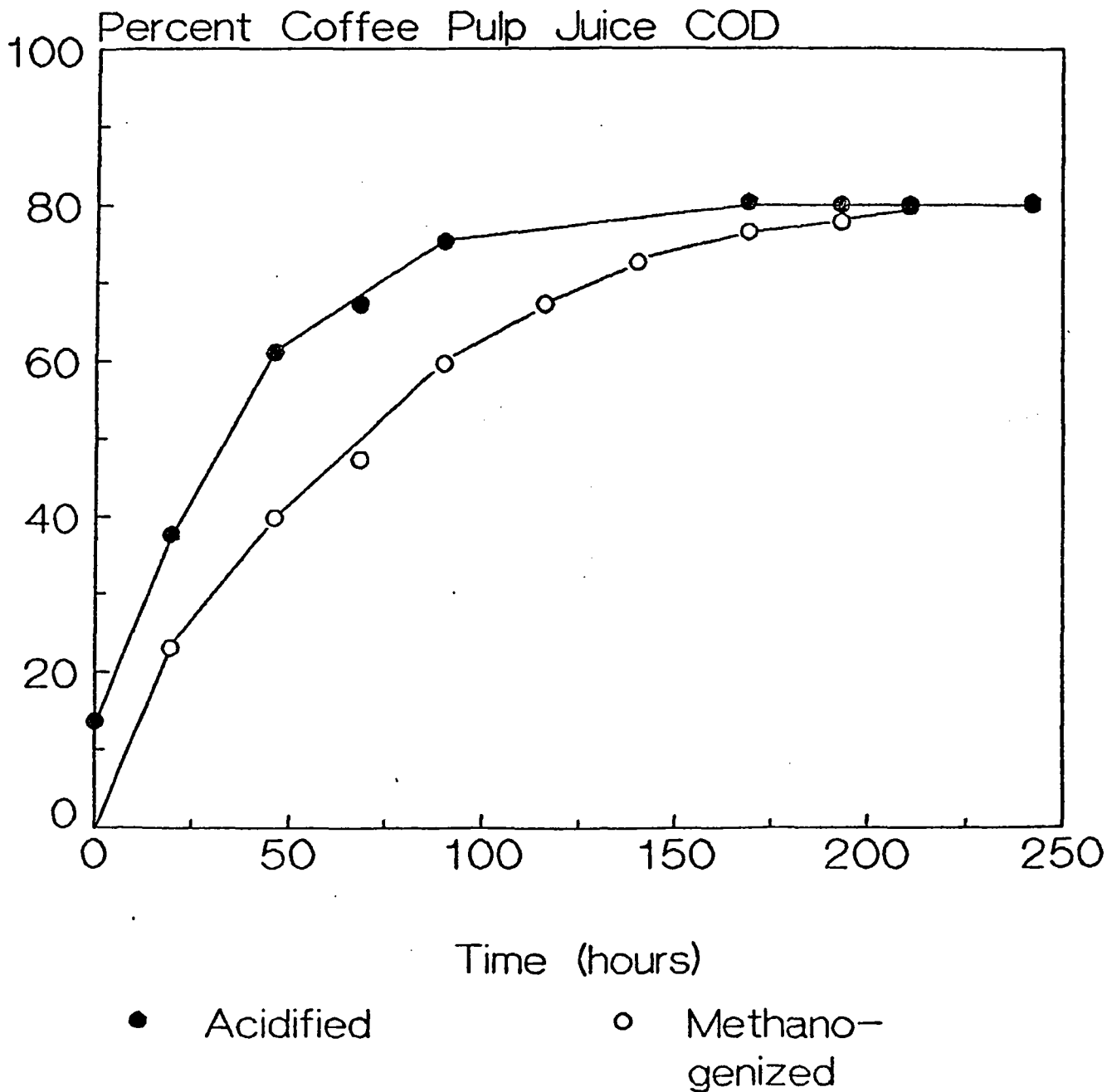
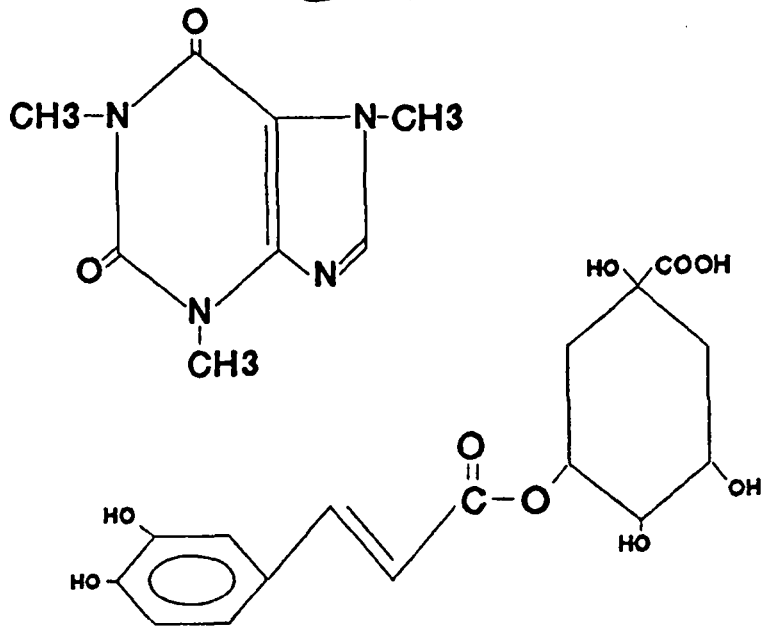


Figura 2. Biodegradabilidad del jugo de pulpa de café (4.48 g DQO L⁻¹) durante la digestión anaerobia discontinua con lodo granular (1.4 g SSV L⁻¹) a 30°C y pH = 7.4 (Field y Schrikkema, datos sin publicar).

CAFFEINE



CHLOROGENIC ACID

Figura 3. Estructura química de la cafeína y el ácido clorogénico.

METHANOGENIC TOXICITY

Coffee Pulp Juice (4.48 g COD/ L)

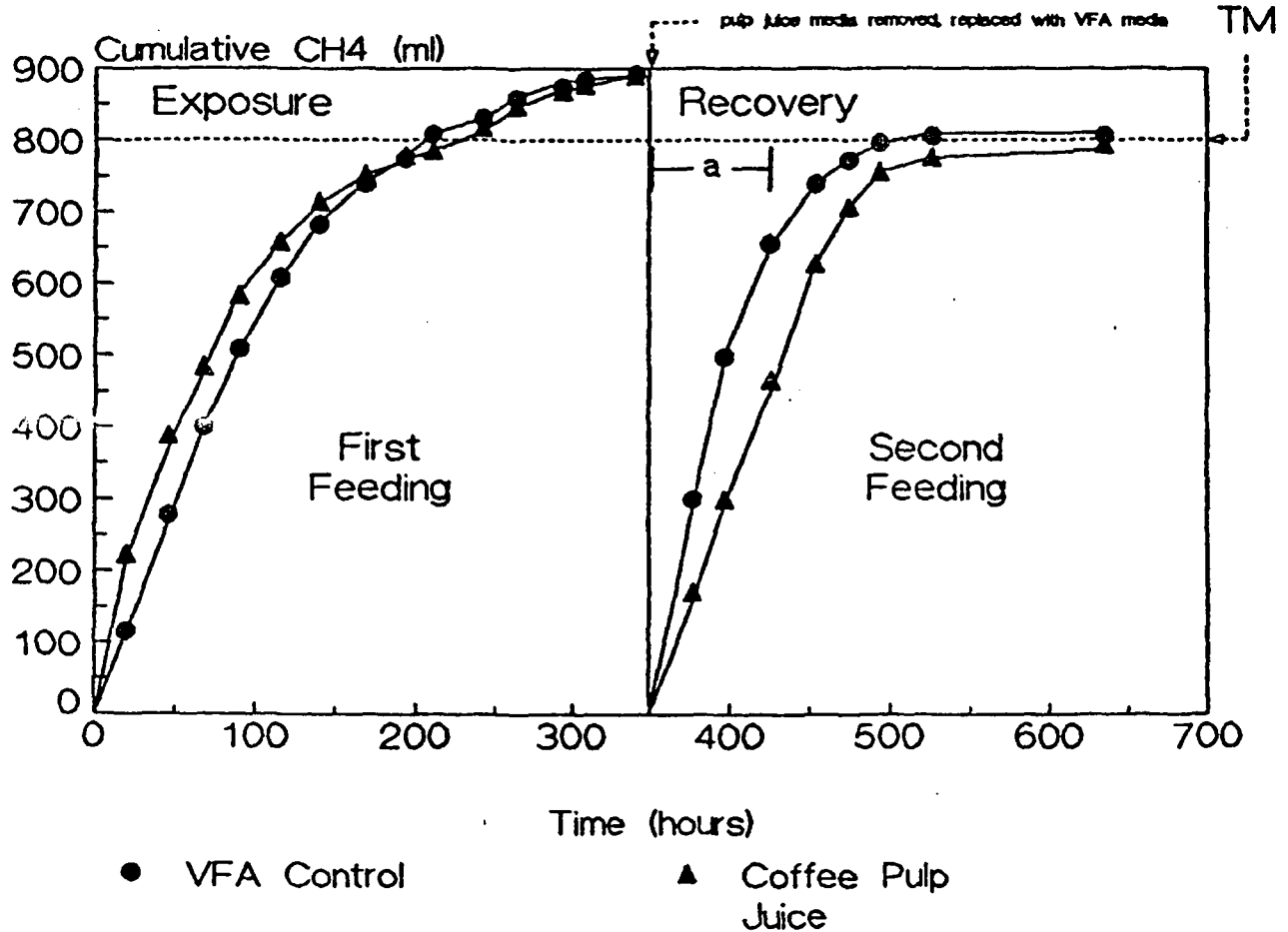


Figura 4. Ensayo de toxicidad del jugo de pulpa de café. Se ha representado la producción acumulada de metano de un lodo granular (1.4 g SSV L^{-1}) alimentado con una mezcla neutralizada de AGV (4.0 g DQO L^{-1}) (control) y con jugo de pulpa de café ($4.48 \text{ g DQO L}^{-1}$ y $4 \text{ g NaHCO}_3 \text{ L}^{-1}$) (tratamiento). La primera alimentación de sustrato supone la exposición del lodo granular al tóxico. La siguiente alimentación (de recuperación) está compuesta exclusivamente por una mezcla neutralizada de AGV, añadida después de decantar el medio de la anterior alimentación. La solución de AGV tiene una concentración en DQO con una proporción $C_2:C_3:C_4$ de 24:34:41 %, y la temperatura de operación es 30°C . (Field y Schrikkema, datos no publicados).

REFERENCIAS

Braham, J. E. and R. Bressani, 1979. Coffee Pulp: Composition Technology and Utilization. International Development Research Centre, Ottawa, Canada.

Calzada, J. F., C. Rolz and M. C. Arriola. 1984. Biogas from liquid agroindustrial wastes derived from banana and coffee processing. State of the Art on Biogas Technology Transfer and Diffusion, Cairo, Egypt.

Ijspeet, P. 1984. Anaerobic Treatment of Coffee Wastewater. Internal Report, Dept. of Chemical and Biological Processes. Universidad Del Valle. Cali, Colombia.

Lane, A. G. 1983. Anaerobic digestion of spent coffee grounds. Biomass, 3: 247-268.

Lettinga, G. and J. Stillema. 1974. H₂O 7:129

Molina, M. R., G. de la Fuente, M. A. Batten and R. Bressani. 1974. Decaffeination: A process to detoxify coffee pulp. J. Agric. Food Chem. 22:1055-1059.

Wasser, R. 1986. Anaerobic treatment of coffee wastewater at farm-level in Matagalpa, Nicaragua. Doctorate Report. Dept. of Chemical Technology, Technische Hogeschool, Twente, The Netherlands.

Witkowski, J. P. and J. S. Jeris. 1983. Anaerobic toxicity testing of several soft drink additives. In: Bell, J. M. (ed.), Proc. 38th Annual Purdue Ind. Waste Conf. pp. 839-845. Butterworth, Boston.

I. TRATAMIENTO ANAEROBICO DE LAS VINAZAS

FRANK ZEGERS
Universidad Agrícola de Wageningen
Holanda

1.0 Características del Agua Residual.

1.1 Composición

La vinaza es el subproducto líquido de la producción de alcohol. La DQO de las vinazas es muy elevada (20 a 120 g DQO L⁻¹). Las características de la vinaza dependen básicamente de la materia prima utilizada por la industria. A continuación se cita una lista de materias primas comunes:

- caña (jugo y melazas)
- remolacha azucarera (melazas)
- maíz y sorgo
- patata
- vino
- jarabes residuales de la producción de gaseosas

La composición de las vinazas está descrita en las Tablas 1 y 2. Las vinazas de remolacha y de patata contienen elevadas concentraciones de aminoácidos, precursores de amoníaco. Las vinazas de melazas de caña pueden contener sulfato en concentraciones altas (precursor de H₂S). Todas las vinazas contienen restos de azúcar y alcohol de los procesos de fermentación alcohólica y destilación. Con excepción de algunos compuestos minoritarios de las vinazas de melaza, la mayor parte de los compuestos orgánicos presentes son biodegradables en condiciones anaerobias.

Tabla 1. Compuestos Orgánicos de las Vinazas (Robertiello, 1982; Stover et al., 1984).

<u>Componentes Principales</u> Alcohol: etanol, glicerol Azúcar: glucosa Acidos orgánicos: ácido láctico, ácido acético Polisacáridos: almidón, pectina Nitrógeno orgánico: aminoácidos, proteínas
<u>Componentes minoritarios</u> Caramelo (melazas) Lignina soluble (caña)

1.2 Biodegradabilidad anaeróbica de la vinaza

La Tabla 3 muestra los resultados de diversos ensayos de digestión anaerobia discontinua (batch) de vinazas. La eliminación de DQO conseguida durante la operación estable de un reactor UASB está descrita en la Tabla 4. Estas tablas muestran que todas las vinazas son altamente biodegradables durante el tratamiento anaerobio. Las vinazas fuertemente coloreadas (provenientes de melazas y jarabes residuales procedentes de la fabricación de gaseosas) tienen generalmente una biodegradación menor que las vinazas menos coloreadas procedentes de maíz y jugo de caña.

Tabla 2. Datos de DQO, NKT, S y Contenido en Sales de Diversas Vinazas Obtenidos de Diferentes Fuentes (referencias: Robertiello, 1982; Sánchez Riera et al., 1985; Stover et al., 1984; Costa Ribeiro y Castello Branco, 1981; Dahab y Young, 1981).

Parámetro	Melazas Remolacha	Melazas Caña		Jugo Caña	Maíz	
		a*	b		a	b
DQO g L ⁻¹	81	103	85	33	65	56
	mg g ⁻¹ DQO					
NKT	90	12	21	9	12	7
S	19 (7) ⁺	29	26	6		2
Na ⁺	41	8	21			
K ⁺	104	98	172	26		
Ca ²⁺	6	35	14	12		
Mg ²⁺	59	8	11	3		

* a y b provienen de diferentes referencias
⁺ 7 mg S g⁻¹ DQO en otra muestra

Tabla 3. Biodegradabilidad de Vinaza Determinada en Ensayos de Digestión Anaerobia Discontinua (batch) (7 days, 30° C) con 5 g SSV L⁻¹ de Lodo Granular (De Vegt, Tissingier y Thin, datos no publicados).

Vinaza tipo	Conc. g DQO L ⁻¹		M*	A	Elim. DQO _{filt} % DQO
	Agua Residual	Ensayo			
Maíz	115	6.0	94	ND	94
Melazas ¹	95	5.3	92	95	94
Melazas	83	5.9	78	81	80
Agua "Coke" ²	79	5.0	82	84	85
Agua "Coke"	60	6.0	74	ND	89

* M = metanogenización de la DQO a CH₄
 A = acidificación de la DQO a AGV y CH₄
 Elim. DQO_{filt} = eliminación de DQO (efluente filtrado)
¹ Melazas de remolacha azucarera procedente de diferentes fábricas
² Vinaza del jarabe residual de la producción de Coke (gaseosa de cola)

Tabla 4. Eliminación de DQO Mediante Tratamiento en Reactores UASB. Datos Obtenidos de Diferentes Fuentes.

Vinaza Tipo	Elim.* DQO _{filt} --- % DQO ----	Referencia
Maíz	99	VUP
Jugo de caña	89 a 95	C85, R85a, C86
Melazas de caña	75	R85b
Melazas de remolacha	75	TUPa
Jarabe de "Coke"	75	TUPb

* Elim. DQO_{filt} = eliminación de DQO (efluente filtrado)

Referencias: VUP = De Vegt y Tissing, datos sin publicar; C85 = Cail y Barford, 1985; R85a = Russo et al., 1985; C86 = Craveiro et al., 1986; R85b = Sánchez Riera et al., 1985; TUPa = Thin y Tissing, datos sin publicar; TUPb = Tissing y Zegers, datos sin publicar.

2.0 Tratamiento de las Vinazas en un Reactor UASB

2.1 Comportamiento del reactor UASB

Los resultados de los experimentos de tratamiento de vinazas en reactores UASB se muestran en las figuras 1, 2 y 3, donde se han usado vinazas procedentes de melaza de remolacha, jugo de maíz y jugo de caña. Los resultados promediados de estos experimentos están descritos en la Tabla 5.

El tratamiento de las vinazas de los jugos de caña y de maíz es posible, sin diluir el agua residual. Estas vinazas pueden ser tratadas con cargas comprendidas entre 15 y 30 g DQO L⁻¹ d⁻¹ sin que se produzca acumulación alguna de AGV en el efluente. En el caso de la vinaza de maíz (115 g DQO L⁻¹), la recirculación del efluente fue esencial para prevenir la existencia de elevadas concentraciones de AGV en el reactor. El reactor no funcionó bien con un factor de recirculación bajo (4), pero se recuperó en 10 días cuando se aumentó la relación de recirculación. En el caso de la vinaza de jugo de caña, no se aplicó recirculación alguna.

El tratamiento de las vinazas procedentes de melazas fue más difícil que el de las vinazas de jugos de caña y maíz. Esto es indicativo de la presencia de sustancias tóxicas en las vinazas de melaza. La toxicidad se evidencia en los elevados valores de AGV presentes en el efluente cuando se incrementa la DQO del influente (menor dilución de la vinaza), tal como muestra la Tabla 6. La vinaza de remolacha (80 a 100 g DQO L⁻¹) fue incluso tóxica estando diluida a 36 g DQO L⁻¹. La toxicidad pudo ser debida al NH₃, ya que su concentración era superior a la considerada como concentración de inhibición 50% indicada para el lodo granular (Tabla 7). La vinaza de melaza de caña (85 g DQO L⁻¹) pudo ser tratada cuando se diluyó a 46 g DQO L⁻¹. El agua residual sin diluir fue tóxica, lo que se cree fue debido al H₂S, pues las melazas de caña contienen elevadas concentraciones de sulfato.

Tabla 5. Resumen de los Resultados del Tratamiento Anaerobio en UASB Descrito en las Figuras 1, 2 y 3.

Vinaza Tipo	Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Conc. Afl. g DQO L ⁻¹	Factor Recirc.	M* ---- % DQO afluente	E* ---- % DQO afluente	AGV* ----	pH Efl.	Adición Alcalis
Melazas de Remolacha (TUPa)	12	5	5	69	70	6	7.1	sí
	16	6	4	70	70	10	7.3	sí
	25	13	7	67	77	13	8.0	no
	30	36	16	57	55	28	8.2	no
Mafz (VUP)	20	60	6	95	99	0	7.2	no
	26	115	4	45	ND	ND	5.8	no
	24	115	12	84	99	1	7.3	no
	36	115	7	84	99	1	7.3	no
Jugo de Caña (C86)	6**	31	1	62	89	3	7.4	no
	13	31	1	64	83	2	7.3	no

* M = metanogización de la DQO a CH₄; AGV = DQO_{AGV} del efluente como porcentaje de la DQO del afluente; E = eliminación de DQO (efluente filtrado).

** Los resultados mostrados a una carga de 6 son los promedios de todo el experimento

Referencias: TUPa = Thin y Tissingier, datos sin publicar; VUP = De Vegt y Tissingier, datos sin publicar; C86 = Craveiro et al., 1986.

Tabla 6. Efecto de la Concentración de Vinaza en el Afluente Sobre la Eliminación de DQO y la Concentración de AGV en el Efluente de un Reactor UASB

Vinaza Tipo	Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Conc. Afl. g DQO L ⁻¹	Factor Recirc.	M* ---- % DQO afluente	E* ---- % DQO afluente	AGV* ----	Conc. AGV Efl. g DQO L ⁻¹
Melazas de caña (R85b)	23	46	1	51	77	7	3
	23	85	1	ND	ND	21	18
Melazas de Remolacha (TUPa)	30	11	1	67	65	15	2
	30	36	16	57	55	28	10

* M = metanogización de DQO a CH₄; AGV = DQO_{AGV} del efluente como porcentaje de la DQO de afluente; E = eliminación de DQO (efluente filtrado).

Referencias: Sánchez Riera et al., 1985; TUPa = Thin y Tissingier, datos sin publicar.

Tabla 7. Concentración de Nitrógeno Amoniacal en el Efluente de un Reactor UASB Alimentado con Vinazas de Remolacha¹ y Actividad Específica del Lodo Granular después de un Período de Dos Semanas Operando con Bajas (10 g DQO L⁻¹) y Altas (25 a 36 g DQO L⁻¹) Concentraciones de DQO en el Afluente. Las Condiciones de Operación Figuran en la Tabla 6.

Conc. Afl. g DQO L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ Efl. ----- mg N L ⁻¹	N-NH ₃ Efl. -----	Actividad	
			Primera* g DQO _{CH4} g ⁻¹	Segunda SSV d ⁻¹
10	467	13	0.520	0.574
36	1400	125	0.300	0.244

* Primera y segunda alimentación de AGV al lodo obtenido de los reactores UASB.

¹ La concentración de H₂S en el efluente fue 8 y 27 mg L⁻¹ en los reactores alimentados con 10 y 36 g DQO L⁻¹, respectivamente.

2.2 Adición de álcalis para control del pH

La adición de álcalis al afluente (NaOH o Ca(OH)₂) con el fin de controlar el pH no es necesaria generalmente durante la operación de un reactor UASB con afluentes de vinaza. Los resultados presentados fueron logrados en la mayor parte de los casos sin adición de álcalis. En el caso de las vinazas procedentes de melazas de remolacha, las elevadas concentraciones de aminoácidos, que son convertidos a N-NH₄⁺ en el reactor, permiten un buen control del pH. Las vinazas de jugos de maíz y de caña son tratadas eficazmente, por lo que al ser muy pequeña la acumulación de AGV en el reactor, la pequeña cantidad de álcali presente naturalmente en el afluente es suficiente para el control del pH.

2.3 Primer arranque

Varios reactores a escala piloto y uno a escala industrial han sido arrancados con éxito en el Brasil (Craveiro et al., 1986) utilizando estiércol de vaca digerido como inóculo. Cargas de 8 g DQO L⁻¹ d⁻¹ fueron alcanzadas después de 100 días de operación, durante la primera campaña. En la segunda campaña se alcanzaron cargas de 8 y 16 g DQO L⁻¹ d⁻¹ después de 40 y 130 días. En estos experimentos se observó la granulación del lodo.

UASB Treatment Corn Vinasse
column 2 (effluent recycle)

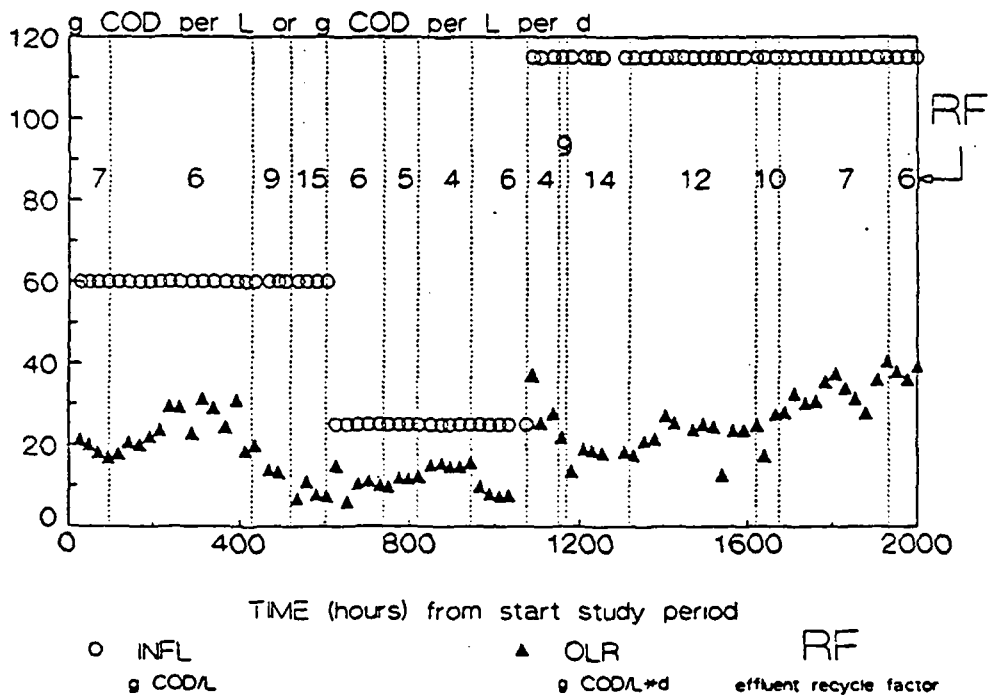
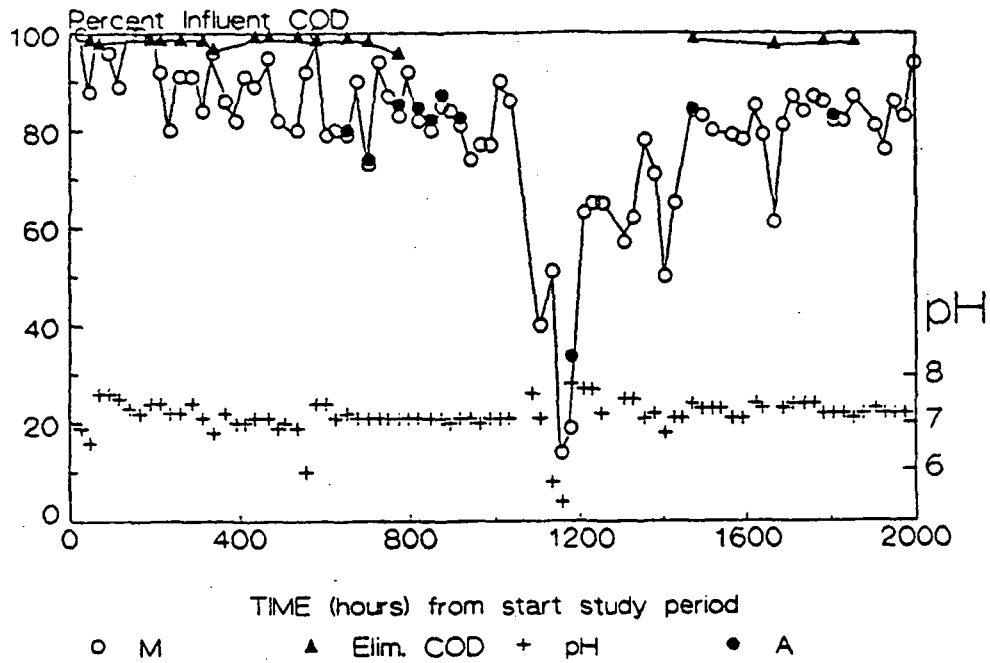


Figura 1. El gráfico superior muestra la metanogenización (M), acidificación (A) y eliminación de DQO filtrada (ELIM) de vinaza de maíz, durante el tratamiento en UASB. El pH del efluente también está indicado. La figura inferior muestra la concentración en DQO del afluente (vinaza sin diluir), la velocidad de carga orgánica (OLR) y el factor de recirculación del efluente:

(afluente + efluente)/(afluente).

Los datos mostrados comienzan un mes después del arranque con lodo granular. El reactor UASB utilizado tenía un volumen de 1 L. Referencia: De Vegt y Tissingier, datos sin publicar.

UASB Vinasse
column 2 (effluent recycle)

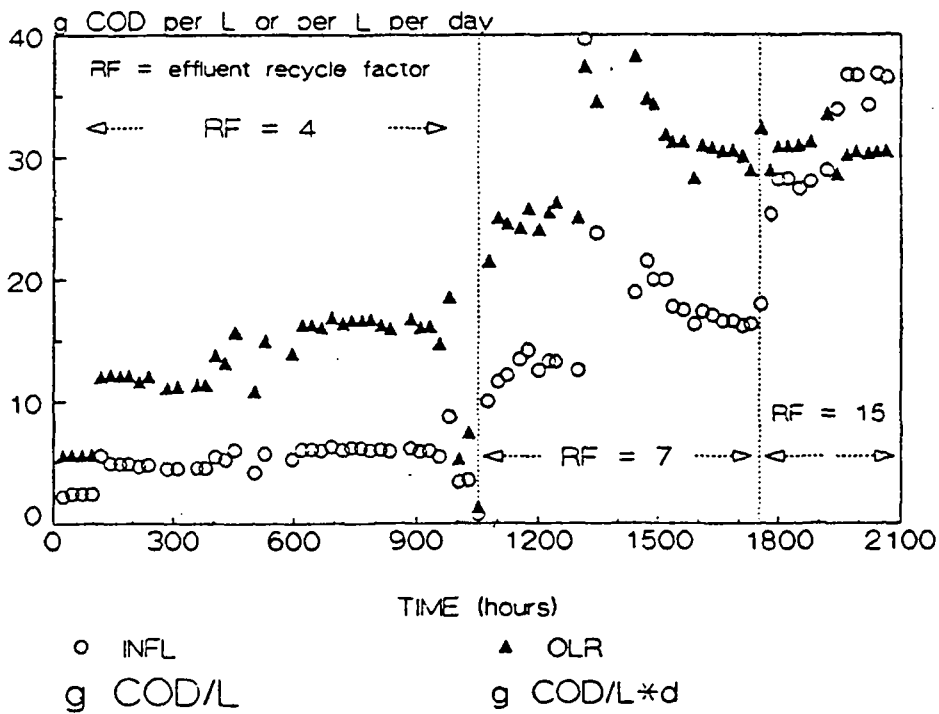
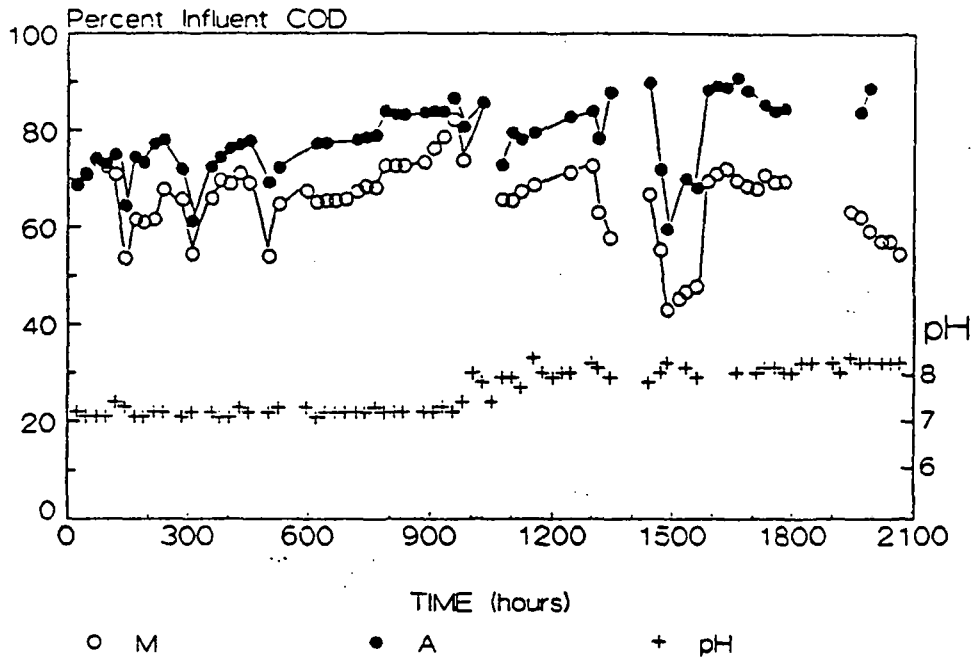


Figura 2. El gráfico superior muestra la metanogenización (M) y la acidificación (A) de una vinaza de melaza de remolacha durante el tratamiento en UASB, así como el pH del efluente. El gráfico inferior muestra la concentración en DQO del afluente (INFL) de la vinaza diluida (vinaza sin diluir = 80 a 95 g DQO L⁻¹), la velocidad de carga orgánica (OLR) y el factor de recirculación del efluente:

(afluente + efluente)/(afluente).

Los datos mostrados comienzan desde el momento del arranque con lodo granular. El reactor UASB utilizado tenía un volumen de 10 L. Referencia: Thin, datos sin publicar.

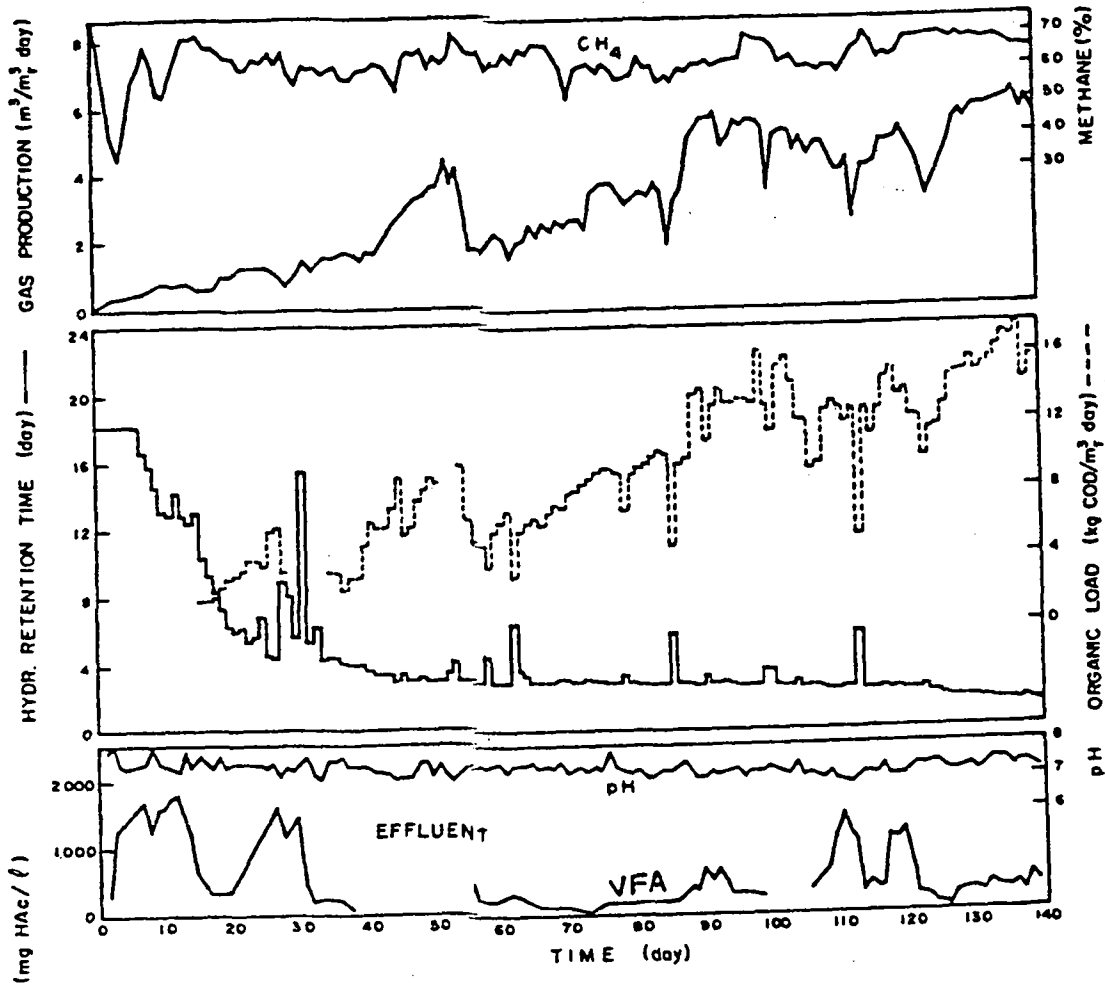


FIGURE 3 - ANAEROBIC DIGESTION OF VINASSE, 1981/82 CAMPAIGN

Figura 3. Los dos gráficos superiores muestran la producción específica de biogás ($\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$), el contenido en metano del biogás (%), el tiempo de retención hidráulico (HRT) en días y la velocidad de carga orgánica ($\text{g DQO L}^{-1} \text{d}^{-1}$) durante el tratamiento en UASB de vinaza de jugo de caña no diluida (31 g DQO^{-1}). El gráfico inferior muestra el pH y la concentración de AGV del efluente (expresada en $\text{mg L}^{-1} \text{C}_2$). Los datos mostrados comienzan desde el momento del arranque con lodo granular obtenido el año anterior a partir de estiércol de vaca digerido. El reactor UASB utilizado tenía un volumen de 11 m^3 . Referencia: Craveiro et al., 1986.

REFERENCIAS

Cail, R. G. and J. P. Barford, 1985. A comparison of an upflow floc (tower) digester and UASB system treating cane juice stillage. Agricultural Wastes 14:291-299.

Costa Ribeiro, C. and J. R. Castello Branco, 1981. Stillage: a resource disguised as a nuisance. Process Biochemistry April/May pp 8-13.

Craveiro, A. M. and B. B. M. Rocha 1986. Anaerobic digestion of vinasse in high-rate reactors. Anaerobic Treatment: A Grown-Up Technology. Wastewater Treatment Conference, Amsterdam. pp. 307-320. Industrial Presentations, Schiedam, the Netherlands.

Dahab, M. F. and J. C. Young, 1981. Energy recovery from alcohol stillage using anaerobic filters. Biotechnology and Bioengineering Symposium 11:381-397

Robertiello, A. 1982. Upgrading of agricultural and agron-industrial wastes: the treatment of distillery effluents (vinasses) in Italy. Agricultural Wastes 4:387-395.

Russo, C., G. L. Sant'Anna Jr and S. E. de Carvalho Pereira. 1985. An anaerobic filter applied to the treatment of distillery wastewaters. Agricultural Wastes 14:301-313.

Sánchez-Riera, F., P. Córdoba and F. Sifneriz. 1985. Use of the UASB reactor for the anaerobic treatment of stillage from sugar cane molasses. Biotechnology and Bioengineering. 27:1710-1716.

Stover, E. L., G. Gomathinayagam and R. Gonzalez. 1984. Use of methane gas from anaerobic treatment of stillage for fuel alcohol production. Proc. 39th Annual Purdue Ind. Waste Conf. pp. 57-63. Butterworth, Boston.

**J. OPERACION Y MANTENIMIENTO DE UNA PLANTA UASB PARA
AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS**

**LOUW WILDSCHUT
Haskoning
Holanda**

OPERACION Y MANTENIMIENTO DE UNA PLANTA UASB PARA AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS

1 INTRODUCCION

El sistema UASB fue adaptado para el tratamiento de aguas residuales domésticas con la idea que podría ser una solución relativamente sencilla, económica y eficiente para el tratamiento de estas aguas en zonas subtropicales. En el proyecto de planta piloto en Cali se han investigado los criterios de diseño y evaluado la factibilidad de aplicación del sistema en condiciones tropicales. En la planta piloto y mediante visitas a plantas existentes en el país se ha reunido información sobre operación y mantenimiento. A continuación se discutirán los puntos más importantes encontrados en la evaluación del estado actual de las plantas UASB en Colombia.

2 DISEÑO

El diseño de una planta de tratamiento es la fase en la que se define en gran parte la forma y la facilidad de la operación de ésta. Por lo tanto el ingeniero de diseño debe contemplar la función de la planta, la forma en la cual se va a operar y las implicaciones de los detalles del diseño para su operación.

Puntos de importancia son :

- . Escoger la ubicación de la planta
- . Evaluar los compuestos de que la planta debe consistir
- . Utilización de máquinas y equipos.

- . Criterios de diseño relevantes para operación y mantenimiento.

2.1 ESCOGER LA UBICACION DE LA PLANTA

La planta debe tener acceso para el equipo previsto para la operación y mantenimiento, como por ejemplo volquetas para la llevada de los lodos y gruas.

2.2 EVALUAR LOS COMPONENTES DE QUE LA PLANTA DEBE CONSISTIR :

- . Caja de Separación

Esto puede omitirse en el caso de un colector estrictamente alimentado por aguas negras. La caja puede servir también para ubicar el by-pass que siempre se requiere, para poder aislar la planta para mantenimiento.

- . Rejillas

Si la planta tiene bombas para elevar el afluente, las rejillas sirven para protegerlas. La segunda función de las rejillas es la de retener material que puede obstruir el paso de agua en vertederos y así perjudicar el buen funcionamiento de la planta.

Si el terreno se presta, es preferible diseñar el sistema con alimentación a gravedad, sin embargo teniendo en cuenta criterios para la facilidad de operación que se mencionarán mas adelante. Cuando el bombeo es inevitable se prefiere utilizar el montaje de bombas en pozo seco, por su seguridad de operación, facilidad de acceso y la economía de tal montaje en el tiempo.

- . Desarenadores

Desarenadores son indispensables para evitar la acumulación de arena y demás material inerte en el reactor. La eficiencia del desarenador determina la frecuencia de una vaciada completa y tediosa de los reactores UASB. También de la eficiencia del desarenador depende la calidad y el factor de crecimiento del lodo.

Es buena práctica construir un desarenador extra para facilitar la limpieza y mantenimiento de los demás. Los desarenadores solo pueden omitirse en el caso de absoluta ausencia de arena.

- . Reactores UASB

Según el tamaño requerido se debe diseñar uno o más reactores. La razón para construir dos módulos o más es poder continuar operando la planta en capacidad parcial, cuando se está efectuando mantenimiento a un módulo. Además en caso del vaciado de un módulo este puede ser inoculado con lodo del otro módulo para agilizar el re-arranque.

- . Sistema de disposición de lodo en exceso

El sistema más económico es el del secado de lodo en lechos de arena, operados manualmente. De acuerdo con el tamaño de la planta y la cantidad de lodos en exceso se debe implementar cierto grado de mecanización hasta aplicar otros métodos, cuando la disponibilidad de terreno es limitante o reducción de mano de obra sea requerido.

- . Sistema de postratamiento

En el caso de requerirse por exigencias de la entidad controladora

se debe contemplar un sistema de postratamiento que tenga un mismo nivel de tecnificación que el resto de la planta y que esté de acuerdo con el tratamiento adicional requerido.

2.3 UTILIZACION DE MAQUINAS Y EQUIPOS

En lo posible se debe limitar la utilización de equipos a lo más mínimo posible, para reducir costos de inversión, de mantenimiento y de personal. El equipo se debe escoger de acuerdo con la capacidad de los técnicos en la región. Sin embargo, la simplificación de la planta nunca se puede hacer a costo del control de proceso o facilidad de operación del mismo.

2.4 CRITERIOS DE DISEÑO RELEVANTES PARA OPERACION Y MANTENIMIENTO

. Escogencia de materiales de construcción

La calidad de los materiales utilizados para la construcción de una planta determina la frecuencia e intensidad del mantenimiento. Por lo tanto se debe evaluar el costo de la inversión contra costos de mantenimiento y reemplazo de materiales.

Materiales que son considerados aceptables son : fibra de vidrio, acero inoxidable, eternit, PVC, PE y hierro fundido. Sin embargo se debe estar consciente de los límites de los materiales en cada aplicación.

. Espaciamiento de las rejillas y su ubicación

El espacio entre las barras de la rejilla determina la cantidad y

el tipo de material que pasa por ella y la frecuencia de su taponamiento. Se debe evaluar el tamaño del material permisible en la planta para garantizar su funcionamiento hidráulico adecuado, sin perder de vista la operación de la rejilla. La rejilla preferiblemente se debe ubicar de tal forma que el acceso sea fácil. De no ser posible, se construye un sistema de doble rejilla que minimice el trabajo donde el acceso es difícil, como en el caso de la planta de demostración de Emcali en la cual se utilizarán dos rejillas :

- Rejilla gruesa de 7 cm. de separación para protección de las bombas, colocadas en la entrada del pozo de succión a una profundidad de 4 metros, que remueven solamente el material grueso, como protección para las bombas.
- Rejilla fina de 2 cm. de separación en la salida de los desarenadores para protección del sistema de distribución del afluente en un sitio donde el acceso es fácil, ya que se colmata con mayor frecuencia.

. Desarenadores

Para el diseño se debe tomar en cuenta el tipo de material sedimentable que aporta el colector y la influencia de su entrada al reactor UASB para el funcionamiento de este. El desarenador de la planta piloto de Cali es muy deficiente. Se encontró después de 4 años de funcionamiento del reactor que el 15 - 20% del volumen ocupado por el lodo consistía de material arenoso. Además el lodo activo consiste de un 65% de sólidos no-volátiles, compuestos por arcilla y arena fina que están atrapadas en el lodo. La arena gruesa fácilmente se remueve en un desarenador, bajando así la frecuencia de la vaciada del reactor.

El material fino se debe remover en el caso de desear un lodo de mayor actividad.

El desarenador de la planta de demostración fue diseñado con una carga superficial de 25 m/h .

. Reactor UASB

En el reactor UASB existen diferentes criterios que determinan su operación y mantenimiento :

- La altura de la estructura sobre el terreno determina la facilidad de acceso a las partes que necesitan control, más importante aún cuando el control es diario. Se debe contemplar el acceso de maquinaria para limpieza general del reactor y la seguridad del personal operativo. Por lo tanto se sugiere colocar el borde del reactor a 0.5 - 1 m. sobre el nivel de terreno.
- Altura cajas de distribución (Figura 1). La altura de las cajas de distribución sobre el nivel de agua en el reactor determina la capacidad de auto-destaponamiento de la tubería y el margen en las pérdidas dentro de la tubería de alimentación antes de alterar el buen funcionamiento de la tubería. Se recomienda un nivel mínimo de 50 cm. entre el fondo de las cajas de distribución y la superficie del agua.
- Campanas abiertas o cerradas (Figura 2). Si se quiere evitar el máximo la proliferación de malos olores de la planta o, utilizar el biogás, este último se debe recoger.

Una campana cerrada debe estar provista de cajas de acceso para la remoción de la capa flotante que se forma dentro de la campana en el tiempo y para el acceso en el caso de una limpieza general o reparaciones.

Campanas abiertas permiten un acceso fácil al interior del reactor y permiten remover fácilmente la capa flotante.

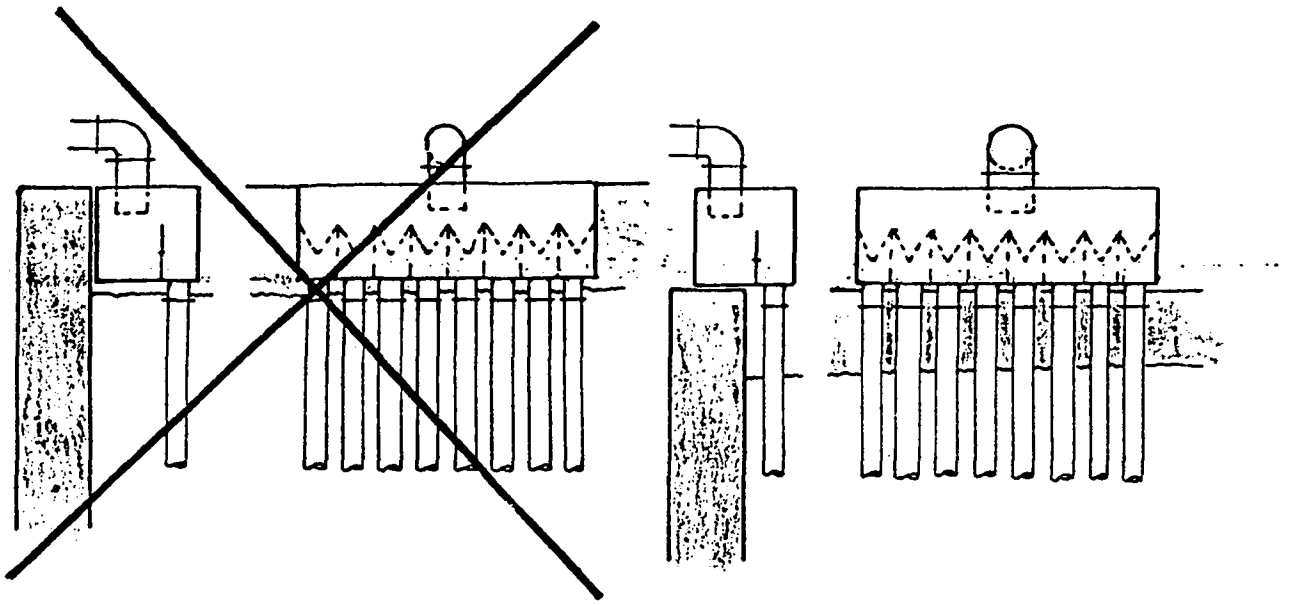


Figura 1: La colocación de la caja de distribución.

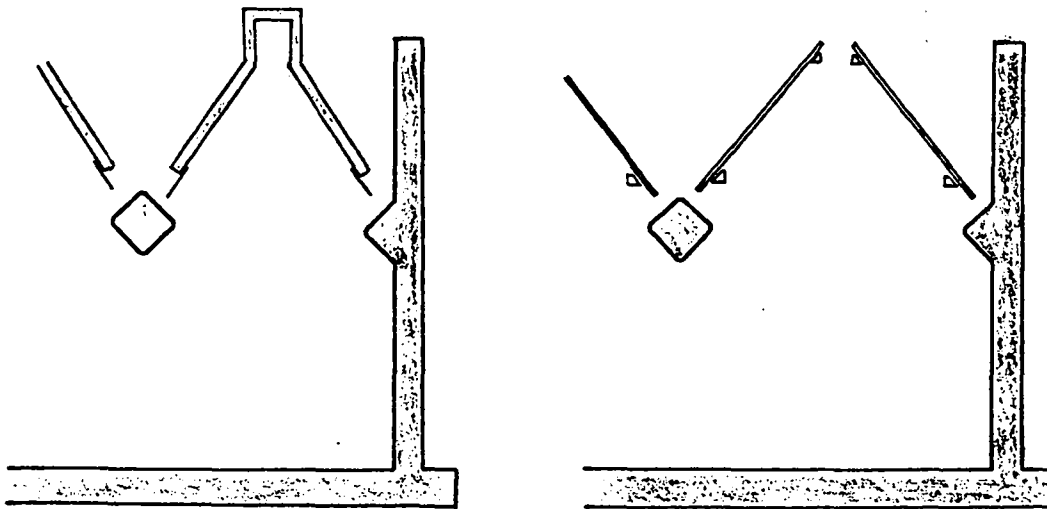
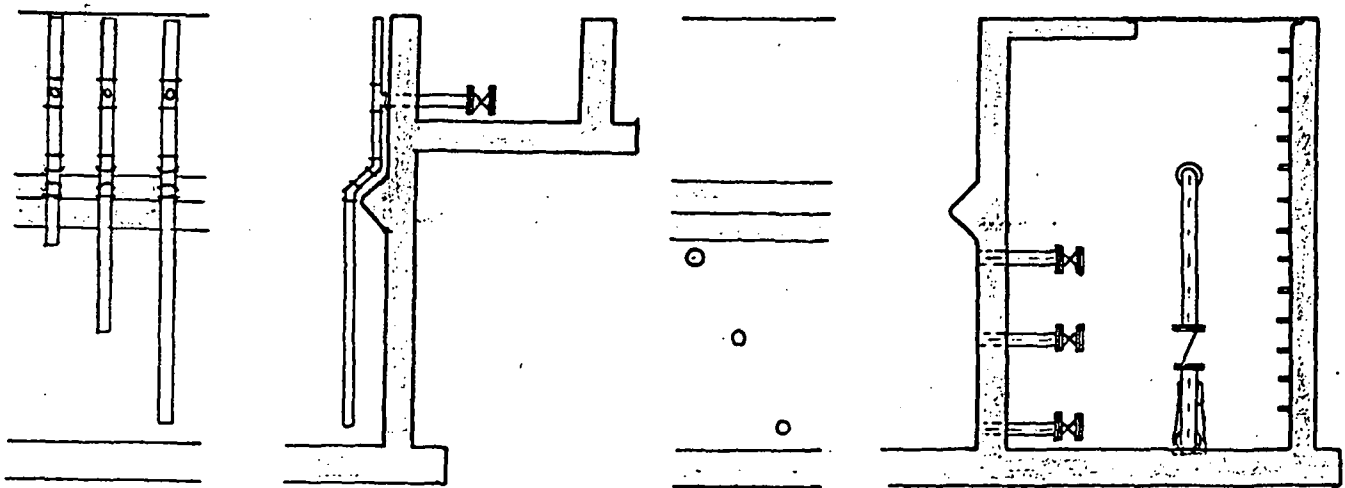


Figura 2: Ejemplo de campanas abiertas y cerradas

- Colocar baffles frente a las canaletas de efluente. Su colocación protege los vertederos de las canaletas de taponamiento por material flotante, y por lo tanto facilita la operación de la planta. El material retenido por los baffles causará la formación de una capa flotante, creando la necesidad de limpieza periódica. La capa flotante sobre la superficie del reactor funciona como una tapa y ayuda a impedir la cría de insectos en el agua y posiblemente limita la proliferación de olores.
- Puntos de purga de lodo (Figura 3). Para el monitoreo y la operación de la planta es necesario poder muestrear el lodo del reactor por lo menos a tres diferentes alturas. Así mismo es necesario poder purgar una fracción del lodo para mantener la cantidad de lodo en el reactor constante. Al escoger la forma de muestrear y purgar lodo se debe tener en cuenta como se va a vaciar la planta. Si la diferencia en nivel de terreno lo permite o cuando el bombeo



SISTEMA DE FLAUTA

SISTEMA DE POZO

Figura 3: Dos sistemas para el muestreo y la purga de lodo de un reactor UASB

de lodo está previsto, se puede considerar colocar un pozo hasta el fondo del reactor, al lado de este , en el cual se colocan las válvulas de muestreo. En el caso de menores diferencias de nivel se puede implementar el llamado sistema de "flautas". Para la facilidad de operación este debe ser diseñado con una cabeza estática suficiente (1 metro) y deben de tener la posibilidad de destapamiento. Con este sistema de muestreo de lodos la vaciada del reactor puede ser mas complicada, ya que se debe trabajar desde el interior del reactor.

3 OPERACION

Por operación se entienden las acciones que garantizan el funcionamiento adecuado del sistema hidráulico y del proceso biológico de una planta.

La operación de una planta contempla un trabajo rutinario con frecuencia diaria o semanal y trabajo ocasional.

En general el trabajo diario consiste de la limpieza de las estructuras que determinan el funcionamiento hidráulico de la planta, y de los muestreos y observaciones al afluente y efluente necesarios para la evaluación del funcionamiento biológico del reactor.

El trabajo ocasional mas que todo se refiere a la evaluación del comportamiento del lodo.

3.1 OPERACION FUNCIONAMIENTO HIDRAULICO

• Rejillas

Las rejillas deben limpiarse cuando su colmatación causa represamiento

del agua. La frecuencia de la limpieza depende de diferentes factores como :

- La procedencia de las aguas negras; aguas negras solas o con aportes de agua lluvia.
- Estado del tiempo; la lluvia causa arrastre de material grueso.
- Tamaño de la rejilla. La frecuencia de la limpieza será entonces a juicio del operador, pero por lo menos debe ser diaria.

. Bombas

Diariamente se debe controlar el funcionamiento de las bombas mediante : control del tiempo de funcionamiento; amperaje en la línea para detectar sobrecarga. En tal caso se debe efectuar limpieza de la bomba. Mediante observación visual se debe controlar el caudal de bombeo. En el caso de obstrucciones en la bocatoma de la bomba o en el impulsor, el caudal disminuirá.

. Desarenador

De acuerdo con la cantidad de arena acumulada y los límites estipulados en el diseño hidráulico de la estructura se debe efectuar la limpieza del desarenador. Normalmente la frecuencia será cada 2 a 3 días. En tiempo de lluvia un colector combinado aportará más arena y por lo tanto la frecuencia de limpieza será entonces mayor.

. Estructuras de repartición de caudal

La repartición del caudal se hace normalmente sobre vertederos en V. El caudal del agua que pasa sobre un vertedero "V" es muy sensible a obstrucciones y más aún para la repartición de un caudal,

donde la obstrucción de un vertedero resulta en mayor caudal en los demás vertederos. Ya que el buen funcionamiento de un reactor UASB depende de una distribución igual sobre el fondo del reactor, el mantener limpio los vertederos en las cajas de división de caudal y de distribución es de vital importancia. Esta limpieza debe efectuarse por lo menos una vez al día.

. Tubería de alimentación

Estas tuberías llevan el afluente desde las cajas de distribución al fondo del reactor. Los puntos de entrega cubren uniformemente el área del fondo del reactor. En el tiempo se pueden formar obstrucciones en estos tubos, lo que se puede observar en la cabeza estática entre la columna de agua en el tubo y el nivel del agua en el reactor. En el caso de obstrucción completa el vertedero correspondiente al tubo de alimentación estará ahogado.

Diariamente se debe observar el funcionamiento de los tubos de alimentación. Cuando la cabeza estática en un tubo aumenta se debe limpiar el tubo. Esto se realiza con un chorro de agua, introduciendo una manguera de \emptyset 3/4" por la tubería, hasta que el tubo funciona normalmente. Bajo ninguna circunstancia se pueden introducir varillas, palos o elementos rígidos.

. Canaletas de recolección

La recolección uniforme del efluente es de igual importancia que la distribución del afluente sobre el fondo. Para lograr una recolección uniforme es importante que todos los vertederos de las canaletas tengan un flujo libre. Esto puede ser impedido por obstrucción de vertederos o por cambios en el comportamiento hidráulico de las canaletas por acumulación de sólidos en ellos. Para garantizar el buen funcionamiento se deben limpiar los vertederos de las

canaletas mínimo diariamente. Cada semana o más frecuente según la situación se deben barrer las canaletas.

- . Sistema de muestreo y purga de lodo

El sistema de flauta tiene una tendencia a taparse después de un tiempo de no utilizarlo, mas que todo en el punto mas bajo. Esto se debe a la longitud de la tubería y la densidad del lodo, que hacen que se forme un tapón de lodo espeso en el final de la tubería. En este caso se debe limpiar la tubería desde arriba con una manguera, en la misma forma que la tubería de alimentación.

- . Tubería de conducción de lodo

La tubería que conduce el lodo del pozo de purga de lodo hacia los lechos de secado u otro sistema de disposición de lodo debe ser la vada con agua después de cada utilización, ya que esta está propensa a obstruirse debido a la sedimentación de lodo en la tubería.

3.2 OPERACION PROCESO BIOLÓGICO

- . Medición de caudal

Para garantizar un funcionamiento apropiado el caudal con la cual la planta está funcionando debe ser de acuerdo con los criterios con los cuales la planta fue diseñada. Como medida de control el aforo del caudal se emplea ocasionalmente, durante diferentes horas del día para determinar el tiempo de retención hidráulico (TRH) promedio, mínimo y pico.

. Muestreo de afluente y efluente

El muestreo de afluente y efluente es la única forma para establecer las eficiencias de remoción y el funcionamiento biológico del reactor UASB.

En el transcurso de un día grandes variaciones en caudal y carga contaminante ocurren en un colector. Por lo tanto un dato confiable del funcionamiento de un reactor solamente puede ser obtenido con base en muestras compuestas y en ningún caso de muestras puntuales. Esto se puede ilustrar por el hecho que el efluente saliendo del reactor en cierto momento corresponde a un afluente que entró en promedio hace un tiempo igual al TRH. Entonces la muestra tomada del afluente no tiene relación con la muestra del efluente del mismo momento. Este efecto se disminuirá con la toma de muestras compuestas.

La frecuencia de los muestreos de afluente y efluente depende del fin que tenga el muestreo. En la planta piloto, por ser una planta de investigación, el monitoreo de los principales parámetros, DQO, SST y SSV se hace diariamente con muestras compuestas de 24 horas. Para plantas en escala real estos muestreos se pueden realizar semanalmente o mensualmente, complementados con observaciones visuales.

Parámetros que son de importancia para la evaluación del comportamiento del reactor son los siguientes :

DQO, DBO, SST, SSV, Temperatura, Alcalinidad, pH, Nitrógeno, Fósforo.

. Medición de la producción de gas

Para un control óptimo es aconsejable colocar un medidor de gas en

la tubería de gas para tomar una lectura diariamente. En el caso de tener un reactor con campanas abiertas, se puede evaluar la producción de gas a ojo (intensidad de burbujeo), y por experiencia evaluar un comportamiento normal. Una baja considerable en la producción de gas significa en general la presencia de condiciones no favorables al ambiente óptimo para las bacterias metanogénicas, como pH alto o bajo o la presencia de tóxicos en el afluente. Aunque la probabilidad que tal circunstancia se presente con plantas operadas con aguas residuales domésticas es muy baja, la observación de la producción de gas debe ser considerada fundamental en la operación de la planta, ya que es un indicador del funcionamiento del corazón del reactor: el lodo metanogénico.

. Observación del efluente

La observación visual de la calidad del efluente da una indicación del funcionamiento de la planta. En una situación normal el efluente debe tener un aspecto claro y debe contener muy poco lodo. Una sobrecarga del reactor se manifiesta en una alta turbiedad del efluente y la presencia de sólidos sin digerir (gris) en el efluente. Esta situación se presenta en el arranque del reactor y debe ser considerado como normal para esta fase. A medida que se desarrolla el lodo, la calidad del efluente mejorará. Cuando se observa los síntomas de sobrecarga en un reactor en pleno funcionamiento, la producción de gas, aforos de caudal y muestreos de afluente y efluente deben aclarar la razón para la sobrecarga.

La presencia de altas concentraciones de lodo en el efluente indica arrastre del lodo. Esta situación se presenta cuando el reactor contiene demasiado lodo, en cuyo caso se debe purgar lodo, o cuando la carga hidráulica es demasiado grande. Ya que ambas situaciones pueden ocurrir solamente durante parte del día, la observación de la calidad del efluente se debe efectuar a diferentes horas del día.

- Muestreo y purga de lodo

El muestreo de lodo se realiza para estimar la cantidad de lodo en el reactor y para evaluar su calidad.

La calidad se expresa como actividad metanogénica, estabilidad y sedimentabilidad que son pruebas de laboratorio y se observa mediante la forma del lecho de lodo.

Las pruebas de laboratorio aquí mencionadas son fáciles de realizar y deben ser ejecutadas en forma rutinaria mensualmente.

La forma del lecho de lodo en condiciones normales será así : en el fondo el lodo tiene una concentración de alrededor de 100 g/l. En la mitad del comportamiento de digestión la concentración está alrededor de 50 mg/l y justamente debajo de las campanas la concentración es muy baja. En el caso que la concentración de lodo sea parecida a diferentes niveles en el reactor, significa que el lodo es de mala calidad.

La purga de lodo se debe hacer cuando el lodo alcanza el nivel inferior de las campanas. Normalmente la purga se realiza por el punto de muestreo en la mitad del reactor. Se recomienda establecer una rutina semanal o quincenal de tal forma que se mantenga la cantidad de lodo en el reactor mas o menos constante. En la práctica la forma de operar los lechos de secado determinará la frecuencia de la purga de lodo.

- Capa flotante

Cuando las canaletas de efluente están provistas de baffles, siempre se formará una capa flotante en la superficie. Esta capa alcanzará un espesor de unos centímetros y no causará molestias.

Bajo ciertas condiciones, por ejemplo sobrecarga o presencia de altas concentraciones de grasa la capa flotante tiene una tendencia de crecer. En este caso se debe remover la capa periódicamente para evitar que cause daños en los baffles. Se debe remover la capa del reactor y disponer el material como desechos sólidos. Bajo ninguna circunstancia se debe devolver el material al reactor vía el sistema de distribución o dejarlo arrastrar con el efluente. Lo primero porque la capa flotante consiste de un material que ya fue rechazado por el lodo y lo más probable es que el mismo material forma una nueva capa flotante. Lo segundo porque el material flotante tiene una alta carga orgánica.

4 MANTENIMIENTO

Al mantenimiento corresponden los actos dedicados al sostenimiento de las estructuras y equipos de la planta. El mantenimiento de una planta es muy diverso y depende en gran parte de la calidad y cantidad de materiales y equipos que comprenden la planta.

El mantenimiento de los equipos generalmente está prescrito por el fabricante de estos. En cuanto a las estructuras el sentido común proveerá la guía para efectuar el mantenimiento necesario para maximizar el tiempo de servicio de estas.

El mantenimiento asociado con el proceso de tratamiento se reduce a remover el material sólido del fondo del reactor, cuando este está obstruyendo las salidas de la tubería de alimentación. Este hecho se observa en un taponamiento frecuente de estos tubos, localizado en la salida de la tubería. El mantenimiento consiste en vaciar el reactor y remover el material sólido. La frecuencia se estima en una vez en 5 a 10 años, dependiendo de la eficiencia del desarenador y el aporte de arena del colector.

Cuando la planta está provista de lechos de secado, el mantenimiento periódico consiste en reemplazar la arena pérdida por arena nueva.

En el caso que el lecho muestre una tendencia a colmatarse, toda la capa de arena debe ser reemplazada.

K. AGUAS RESIDUALES DE MATADERO

JIM FIELD
Universidad Agricola de Wageningen
Holanda

1.0 Características del agua residual

Las aguas residuales de matadero tienen un contenido en materia orgánica comprendido entre 1.5 y 2.2 g DQO L⁻¹ y nitrógeno en concentraciones que van de 120 a 180 mg L⁻¹. En su composición predominan las proteínas y las grasas (Tabla 1). La fracción insoluble del agua residual (SS y coloides) forman el grueso de la DQO, siendo únicamente el 25% de la DQO materia soluble (Figura 1).

Tabla 1. Composición de las fracciones soluble e insoluble del agua residual de matadero. Referencias: Sayed et al., 1987; Sayed, 1987.

Constituyente	% Fracción DQO
<u>Fracción Insoluble</u>	
Grasas	67.5
Proteínas	18.4
Indeterminado	14.1
<u>Fracción Soluble</u>	
Grasas	1.0
Proteínas	38.0
AGV	54.0
Indeterminado	7.0

2.0 Biodegradabilidad anaerobia

La biodegradabilidad de las diferentes fracciones del agua residual de matadero fueron estudiadas en experimentos discontinuos (batch) (Tabla 2). De acuerdo con los resultados, la fracción soluble es altamente biodegradable, lo que era de esperar dada la presencia de, principalmente, AGV y proteínas solubles. Contrastando con estos resultados, los sólidos suspendidos disminuyen únicamente en un 50%, indicando una degradación incompleta de las grasas. La fracción coloidal es degradada en último lugar. Basándose en los resultados experimentales descritos en la Tabla 1 y la Figura 2, podemos calcular que esta fracción es degradada en un 47%.

La eliminación de DQO total (no filtrada) de la fracción que contenía sólidos suspendidos fue equivalente a la producción de metano (expresada en DQO). Esto indica que los sólidos suspendidos no degradados no se acumularon en el reactor (fueron arrastrados fuera de éste). Sin embargo, la eliminación de DQO de los sólidos coloidales fue doble de la producción de metano (en DQO). Esto indica que la fracción coloidal no degradada fue adsorbida en el lodo (eliminación de DQO no-biológica)

Durante el tratamiento anaerobio del agua residual de matadero, una parte mayoritaria de las proteínas es degradada y la fracción grasa es degradada parcialmente. La degradación de las grasas es el paso limitante de la velocidad del proceso de digestión. Generalmente la mitad de la grasa puede ser degradada mediante tratamiento en UASB.

Tabla 2. Conversión de las diferentes fracciones del agua residual de matadero a metano y Eliminación de DQO no-filtrada, durante la Digestión anaerobia en un reactor con lodo granular con recirculación total del elfuente. (30° C; Duración del ensayo = 72 h; Tiempo de contacto directo con el lodo = 17 h). Referencia: Sayed, 1987.

Fracción	<u>Metaniz.</u> ----- % DQO	<u>Elim. DQO No-filt.</u> Infl. -----
Filtrado en membrana (soluble)	75	75
Filtrado en papel (soluble + coloidal)	61	86
Sólidos suspendidos	50	50
Sólidos Coloidales*	47	97

* calculado de los resultados experimentales

Tabla 3. Porcentaje de degradación de Grasas y Proteínas durante el tratamiento en UASB de Agua residual de matadero (Sayed, 1987).

<u>Componentes Agua Res.</u>	<u>(%) Eliminación</u> 100 * (afl. - efl.) / (afl.)
Grasas	45.5
Proteínas	87.0

3.0 Tratamiento UASB de las Aguas Residuales de Matadero

3.1 Comportamiento del reactor UASB

El tratamiento UASB en aguas residuales de matadero (arrancado con inóculo de lodo granular) fue estudiado en un reactor a escala laboratorio. Resultados óptimos fueron obtenidos después de 2 meses de operación (Tabla 4). Aproximadamente la mitad de la DQO fue convertida a CH₄. La mitad de sólidos suspendidos (aproximadamente el 25% de la DQO total del afluente) fue arrastrada fuera del reactor acompañando al efluente. Alrededor del 10% de la DQO total del afluente queda retenida en el reactor. La eliminación de DQO total ronda el 55%.

Con velocidades de carga superiores a 14 y 10 g DQO L⁻¹ d⁻¹ a 30 y 20°C respectivamente, se observó una disminución de la velocidad de producción de metano (Figura 2). Posiblemente el exceso de acumulación de grasa pudo causar este efecto negativo.

El tratamiento UASB fue también comprobado en una planta piloto de (30 m³) utilizando un inóculo de lodo municipal

digerido. En estos experimentos, el 65% de la DQO total fue eliminado, trabajando con velocidades de carga de 2 a 3 g DQO L⁻¹ d⁻¹. La conversión de DQO a CH₄ fue también cercana al 50%. La superior eliminación de DQO total del lodo municipal digerido respecto al lodo granular se debe a una mayor acumulación de sólidos suspendidos en el lecho de lodo.

3.2 Degradación de los sólidos acumulados en el lodo

El caudal de agua residual producido en un matadero nunca es continuo. En muchos casos no hay agua residual durante los fines de semana. Los sólidos acumulados en el lodo del reactor pueden ser degradados durante estos periodos. La Figura 3 muestra la producción de metano durante la digestión de los lodos del digestos durante una interrupción de la alimentación.

Tabla 4. Comportamiento de dos reactores UASB tratando Aguas residuales de matadero. Ambos reactores fueron arrancados con lodo granular. Referencia: Sayed et al., 1987.

Período semanas	T °C	Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Eliminación*		Recuperación*	
			DQO _{tot} ----- porcentaje	CH ₄	Lodo DQO afl.	SS Efl
4/8	30	11	58	48	10	26
4/8	20	7	54	45	9	28

*Eliminación = (afl. - efl.)/afl. expresado en DQO total
 Recuperación CH₄ = metanogenización de DQO afluyente a CH₄
 Recuperación lodo = acumulación de DQO afl. en el lodo
 Recuperación SS efl.= recuperación de DQO total del afluyente en los SS del efluente

Tabla 5. Comportamiento de un reactor UASB tratando aguas residuales de matadero. El reactor fue arrancado con lodo municipal digerido. Referencia: Sayed et al., 1984.

Período semanas	T °C	Carga g DQO L ⁻¹ d ⁻¹	Eliminación*	
			DQO _{tot} --- porcentaje	CH ₄ DQO afl.---
1/20	30	1.5	65	48
23/41	20	2.0	63	56
43/46	30	2.8	65	54

*Eliminación = (afl. - efl.)/afl. expresado en DQO total
 Recuperación CH₄ = metanogenización DQO afl. a CH₄

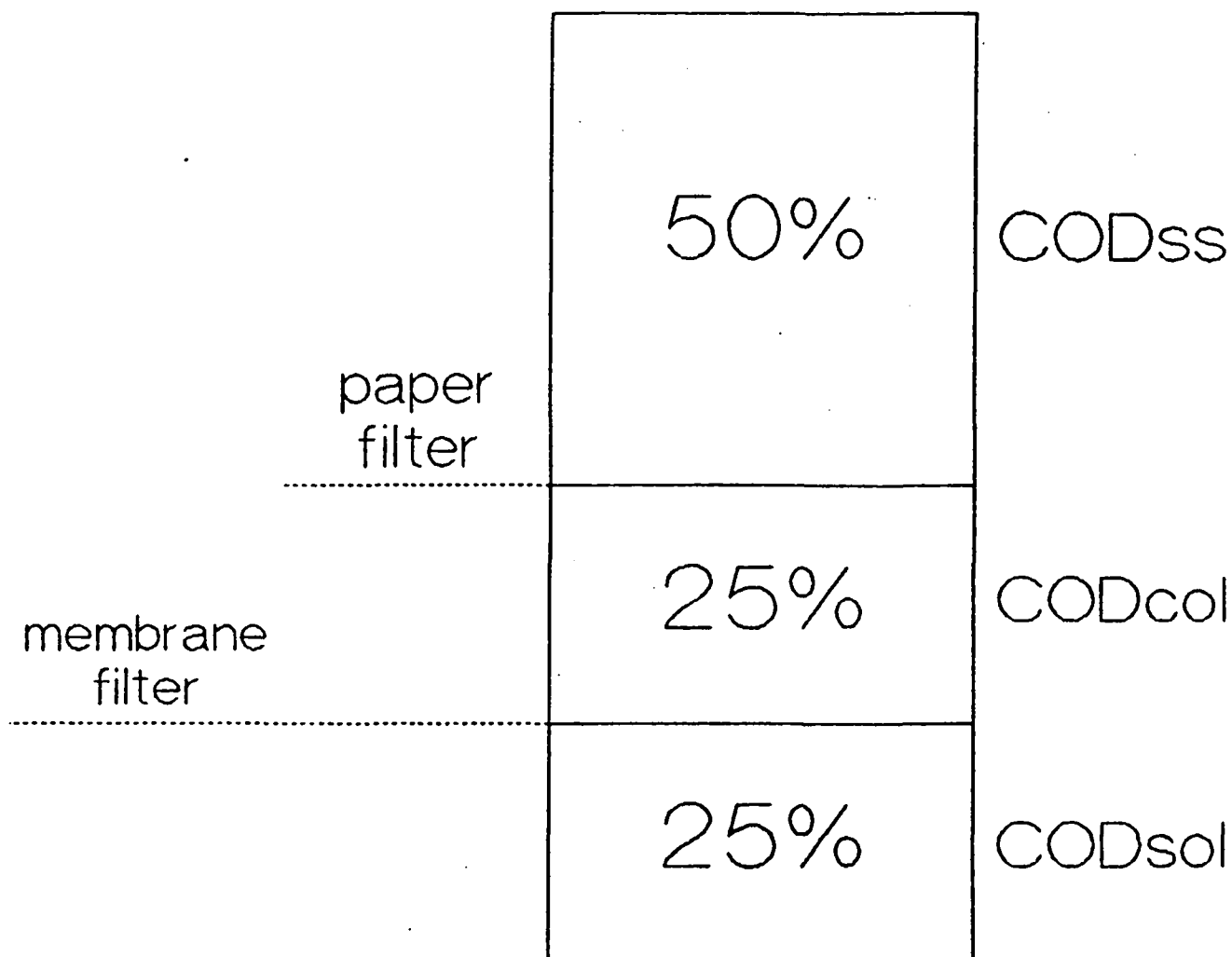


Figura 1. Proporción de sólidos suspendidos (DQO_{ss}), sólidos coloidales (DQO_{col}) y sólidos solubles (DQO_{sol}) en agua residual de matadero.

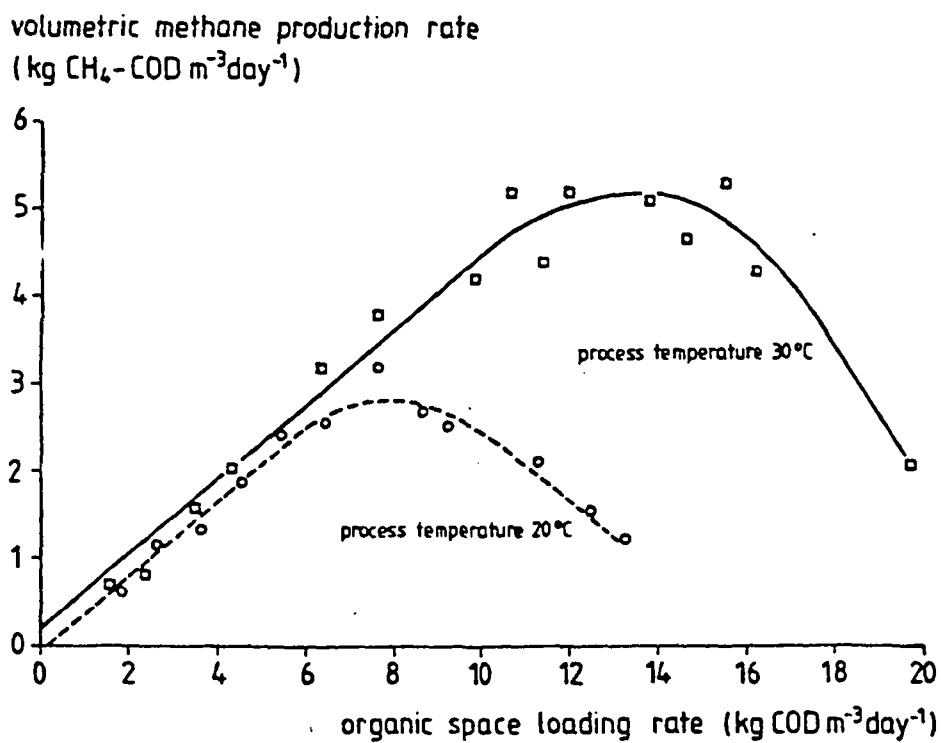


Figura 2. Efecto de la carga (DQO) del afluente en la velocidad de producción volumétrica de metano durante el tratamiento de agua residual de matadero en un reactor UASB con lodo granular (Sayed et al., 1987).

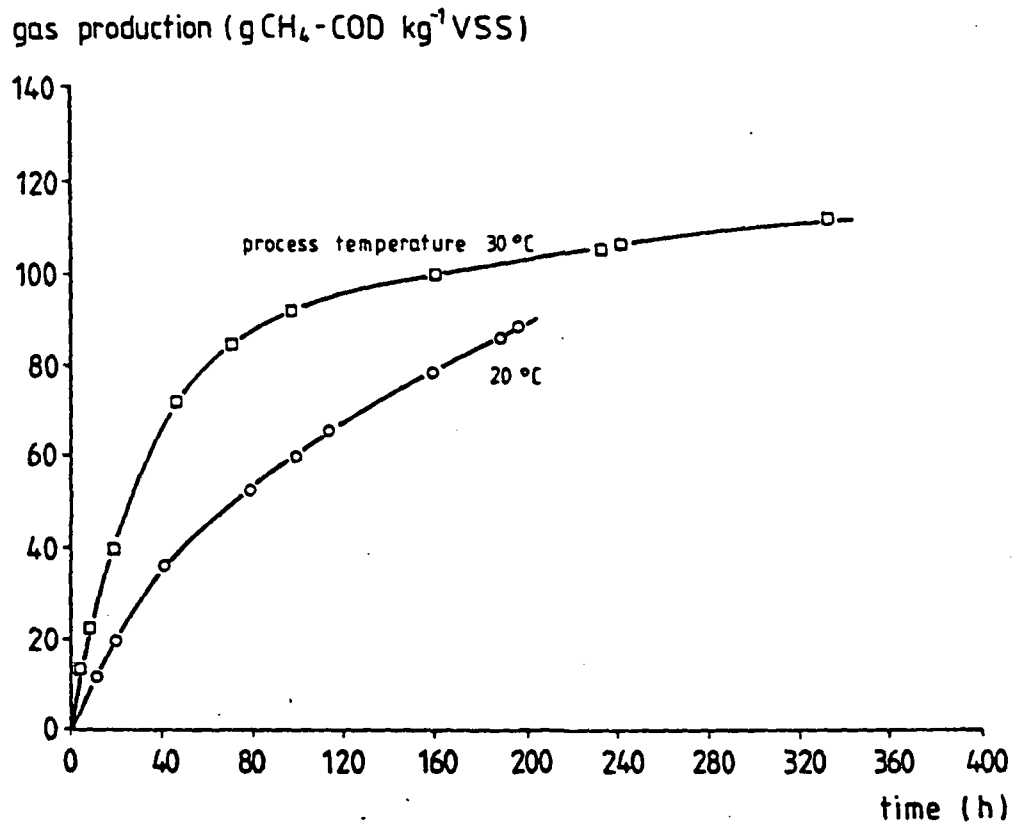


Figura 3. Producción acumulada de gas de un reactor UASB tratando aguas residuales de matadero durante una interrupción prolongada de la alimentación (Sayed et al., 1987).

REFERENCIAS

Sayed, S., L. Van Campen and G. Lettinga. 1987. Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a granular sludge UASB reactor. Biological Wastes, 21:11-28

Sayed, S., W. De Zeeuw and G. Lettinga. 1984. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater using a flocculant sludge UASB reactor. Agricultural Wastes, 11:197-226.

Sayed, S. 1987. Ph.D. Thesis. Dept. Water Pollution Control. Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.