

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

01187

3

**EVALUACION DE UN REACTOR ANAEROBIO PARA
EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE
GRANJAS PORCICOLAS**

P R E S E N T E

ELIZABETH DEL ROSARIO VÁZQUEZ BORGES

T E S I S

**PRESENTADA A LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORA EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

MEXICO, D. F. 2002



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo de investigación se realizó bajo la supervisión del
Honorable Jurado formado por

Dr. Pedro Martínez Pereda

Dra. Georgina Fernández Villagómez

Dra. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

Dr. Tomás González Morán

Dr. Héctor M. Poggi Varaldo

Dra. María Teresa Orta Ledesma

Dr. Humberto Bravo Álvarez

Aquí se da fe de que el contenido de esta tesis ha sido depositado en el sistema de difusión en formato electrónico de la UNAM a disposición de mi biblioteca.

NOMBRE: Elizabeth del Rosario Vázquez Borsari

FECHA: 18-nov-02

FIRMA: pa. Palacios de la Cruz

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo de investigación se pudo realizar gracias al apoyo tanto técnico como económico de:

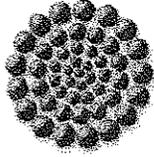


Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán



Sección de Ingeniería Ambiental, División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (DEPFI-UNAM).

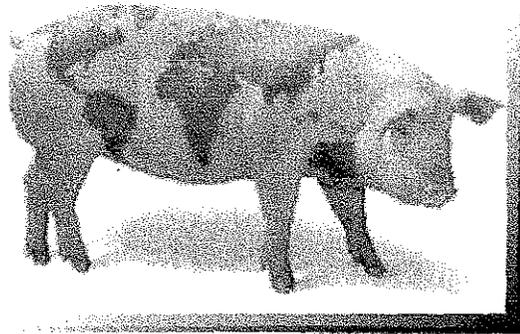
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

M É X I C O 



Granja Porcícola Santa Cruz, Conkal, Yucatán, México.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ÍNDICE

	PÁGINA
GLOSARIO DE TÉRMINOS Y ABREVIATURAS	I
LISTA DE TABLAS	II
LISTA DE FIGURAS.....	III
RESUMEN	IV
ANTECEDENTES	1
1 Aguas residuales: Generación, características y efecto sobre el ambiente.....	1
2 Generación de desechos en la porcicultura	2
3 Aplicación del proceso anaerobio para tratar las aguas residuales de la porcicultura.....	3
OBJETIVOS	6
CAPÍTULO 1 - REVISIÓN Y ANÁLISIS DE LA BIBLIOGRAFÍA	7
1.1 Descripción de la actividad porcícola	7
1.2 Producción y manejo de desechos porcícolas	10
1.3 Conceptos básicos de la degradación anaerobia de aguas residuales	15
1.4 - Comparación de los tratamientos aerobio y anaerobio para aguas residuales	23
1.5.- Tipos de reactores anaerobios para aguas residuales	31
1.5.1 - Sistemas con biomasa suspendida.....	31
1.5.2.- Sistemas con biomasa fija.....	34
1.5.3.- Sistemas múltiples.....	37
1.5.4 - Criterios de selección del tipo de reactor anaerobio	38
HIPÓTESIS	40
CAPÍTULO 2 METODOLOGÍA: MATERIALES Y MÉTODOS	
2.1 - Construcción del digestor experimental.....	41
2.2 - Caracterización de las aguas residuales	51
2.3 - Inoculación y arranque del reactor	51
2.4.- Evaluación del sistema experimental: muestreos y análisis	2
CAPÍTULO 3 - RESULTADOS: DISCUSIÓN E INTERPRETACIÓN	
3.1. Resultados experimentales: tendencias.....	56

3.2. Resultados de cada una de las condiciones de operación del sistema experimental.	71
3.3 Variaciones de la biomasa en el reactor	78
3.4. Ensayos de regresión múltiple con los resultados experimentales	82
3.5 Estimación de los modelos para DQO	87
3.6. Estimación de los modelos para carga orgánica.	92
3.7 Estimación de los modelos para la producción de biogás y metano.	96
CONCLUSIONES.....	105
REFERENCIAS.....	107
ANEXOS	
Anexo 1: Datos sobre las existencias de ganado porcino	118
Anexo 2: Técnica para la determinación de ácidos grasos volátiles	127
Anexo 3: Técnica para la determinación de metano	129
Anexo 4: Publicaciones generadas del presente trabajo de investigación	131

- 1)"Tratamiento anaerobio de aguas residuales: un desafío a los procesos aerobios" Boletín Académico de la Facultad de Ingeniería de la UADY, número 32 pp.31-36. Diciembre de 1996
- 2)"Digestión anaerobia de aguas residuales de granjas porcícolas Dinámica de los ácidos grasos volátiles en una planta piloto" Revista "Tecnología del Agua", Año XVII, número 161, pp. 67-72, Febrero 1997, Barcelona, España.
- 3)"Remoción de ácidos grasos volátiles en el tratamiento anaerobio de aguas residuales porcícolas" Revista "Tecnología del Agua", Año XVII, número 163, pp 41-45, Abril de 1997, Barcelona, España.
- 4)"Eficiencias de dos componentes de un reactor anaerobio". Revista "Tecnología del Agua", Año XVII, número 165, pp 30-36, Junio de 1997, Barcelona, España.
- 5)"Modelo predictivo para establecer la eficiencia en un reactor anaerobio". Revista "Tecnología del Agua", Año XVII, número 167, pp. 28-32, Agosto de 1997, Barcelona, España.
- 6)"Modelos de reactores anaerobios para aguas residuales". Revista Académica de

la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, Volumen 1, número 3, pp 69-76, Diciembre de 1997.

7)"Producción de biogás y metano en un reactor anaerobio". Revista "Tecnología del Agua", Año XVIII, número 174, pp 46-50 marzo 1988, Barcelona, España.

GLOSARIO DE TÉRMINOS Y ABREVIATURAS

AV: Ácidos Volátiles

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

C.O : Carga Orgánica

D E.: Desviación Estándar

DQO: Demanda Química de Oxígeno

Efic.: Eficiencia, porcentaje de remoción de la materia orgánica en el reactor

Efl. Efluente: Agua tratada, la que sale del reactor

Inf. Influyente: Sustrato suministrado al reactor

IVL: Índice Volumétrico de Lodos

Media: Promedio de los datos experimentales

N-NH₃: Nitrógeno Amoniacal

NKT: Nitrógeno Kjeldhal Total

ppm: partes por millón

Q: Gasto, velocidad de suministro del influente al reactor

RALLFA: Reactor Anaerobio de Lecho de Lodos de Flujo Ascendente

SSF: Sólidos Suspendidos Fijos

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

SF: Sólidos Fijos

ST: Sólidos Totales

SV: Sólidos Volátiles

Ton: Tonelada

TRH: Tiempo de Residencia Hidráulico

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

LISTA DE TABLAS

NOMBRE	PÁGINA
1. Inventario de ganado porcino, SAGARPA 2002.....	11
2: Existencias de ganado porcino por entidad federativa distribuidas en viviendas y unidades de producción en los Estados Unidos Mexicanos	120
3: Existencias de ganado porcino por entidad federativa distribuidas en viviendas y unidades de producción en los Estados Unidos Mexicanos	121
4: Ejemplo de la relación vientres a sementales en unidades de producción urbanas y rurales en entidades con mayor número de vientres a nivel nacional.....	22
5: Viviendas y unidades de producción con actividad porcícola en las ocho entidades federativas de mayor número de cabezas.....	123
6: Existencia de ganado porcino en las ocho entidades federativas con mayor número de cabezas en viviendas y unidades de producción	124
7: Proporción relativa de cabezas de ganado porcino en unidades de producción urbanas y rurales, según tenencia de la tierra	125
8: Relación comparativa de las características de producción porcina entre los estados de Veracruz, Sonora y Jalisco.....	126
9: Clasificación de reactores anaerobios	31
10: Condiciones de operación del sistema experimental	53
11: Análisis y muestreos efectuados	54
12: Técnicas analíticas y equipos utilizados para evaluar el sistema experimental.	54
13: Resultados promedio y desviación estándar de la caracterización de las aguas residuales de la granja porcícola.....	57
14: Resultados experimentales de la evaluación del sistema experimental	58
15: Resultados de la carga orgánica del sistema experimental	61
16. Resultados experimentales de biogás y metano	64
17. Condiciones de operación resultantes en la etapa 1 TRH= 4.4 días	71
18. Resultados obtenidos en la evaluación del reactor, etapa 1.....	72
19. Condiciones de operación resultantes en la etapa 2 TRH= 2.8 días	73

20 Resultados obtenidos en la evaluación del reactor, etapa 2..... 73

21 Condiciones de operación resultantes en la etapa 3 TRH= 1.9 días..... 74

22 Resultados obtenidos en la evaluación del reactor, etapa 3.....74

23: Condiciones de operación resultantes en la etapa 4 TRH= 1.3 días 75

24: Resultados obtenidos en la evaluación del reactor, etapa 4 75

25: Condiciones de operación resultantes en la etapa 5 TRH= 1 día 76

26: Resultados obtenidos en la evaluación del reactor, etapa 5 76

27: Resultados medios de las 5 etapas experimentales del reactor 77

28: Dinámica de los SSV en el reactor..... 79

29: Análisis de regresión para la DQO soluble..... 87

30: Análisis de varianza para el modelo de DQO soluble88

31: Análisis de regresión para la DQO total.....91

32: Análisis de varianza para el modelo de la DQO total.....91

33: Análisis de regresión para la carga orgánica determinada con la DQO soluble 94

34: Análisis de varianza para el modelo de la carga orgánica determinada con la DQO soluble.....94

35: Análisis de regresión para la producción de biogás 97

36: Análisis de varianza para el modelo de la producción de biogás 97

37: Análisis de regresión para la producción de metano 101

38: Análisis de varianza para el modelo de la producción de metano..... 101

LISTA DE FIGURAS

TÍTULO	PÁGINA
1 Sección transversal del reactor experimental	44
2 Puntos de muestreo del reactor	45
3 Esquema de disposición de placas paralelas del sedimentador	46
4 Detalle de tapa del reactor	46
5 Sistema de distribución del influente al sistema	47
6 Sistema de recolección del agua tratada	47
7 Soporte de malla de acero	48
8 Depósito de almacén de agua residual cruda	48
9 Base de madera para desplante del reactor experimental	49
10 Diagrama de equipos e instrumentos periféricos	50
11 Variaciones temporales de DQO soluble	66
12 Variaciones temporales de DQO total	67
13 Variaciones de eficiencias, DQO soluble y total	68
14 Variaciones temporales de carga orgánica DQO soluble	69
15 Variaciones temporales de carga orgánica, DQO total	70
16 Dinámica de los SSV en el reactor	81
17 Gráfico del modelo para DQO soluble	90
18 Gráfico del modelo de DQO total	93
19 Gráfico del modelo para carga orgánica soluble	95
20 Gráfico del modelo para el biogás	98
21 Gráfico de isovolúmenes de biogás	100
22 Gráfico del modelo para metano	103
23 Gráfico de isovolúmenes de metano	104

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de un reactor anaerobio híbrido en el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas, para desarrollar modelos matemáticos que permitan predecir la eficiencia de remoción de la materia orgánica en función del TRH y la concentración de DQO del influente, para este tipo de desecho. El modelo experimental tiene un volumen de 534 litros y está constituido por un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) o reactor tipo UASB, por sus siglas en inglés y un sedimentador de alta tasa en la parte superior. Todo el reactor fue forrado con fibra de vidrio. El reactor se instaló en una granja porcícola y se determinó su eficiencia para distintas condiciones de operación, considerando el tiempo de residencia hidráulico como parámetro crítico para la evaluación de las eficiencias del sistema anaerobio. Se reportan los resultados obtenidos durante el experimento para establecer los parámetros críticos de trabajo, habiéndose obtenido remociones de materia orgánica del 72% con TRH de 1 día, cuando la carga orgánica fue 3 kgDQO/m³/día. Se presentan los modelos matemáticos obtenidos, analizando la remoción de materia orgánica y la producción de biogás como variables de respuesta, y el TRH y la DQO del influente como variables independientes, para la evaluación de la eficiencia del sistema. Los modelos propuestos son significativos a niveles de confianza superiores al 95%.

Para la DQO soluble es: $Y_1 = 49.3 - (3.8 (\text{TRH})^2) + (7.8 \log (0.01 \times \text{DQOinf}))$

Para la DQO total es:

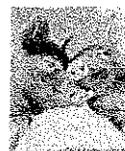
$$Y_2 = 50.84 + (0.0028 \text{DQOinf}) + (4.34 \text{TRH}) - (0.000396 \text{TRH} \times \text{DQOinf})$$

Para la carga orgánica soluble: $Y_3 = 77.73 - 4.05 (\text{C.O.s})^{-3}$

Para la producción de biogás: $Y_4 = 164.38 - (0.013 \times \text{gDQOrem}) - (11.81 \text{TRH})$

Para la producción de metano: $Y_5 = 130.16 - (0.011 \text{DQO rem}) - (12.1 \text{TRH})$

Los datos obtenidos en este experimento a nivel piloto, podrían servir de base para futuros estudios de simulación de procesos anaerobios, que utilicen modelos combinados y de flujo ascendente, alimentados con cualquier otra agua residual con características semejantes a las utilizadas en este estudio.



ANTECEDENTES

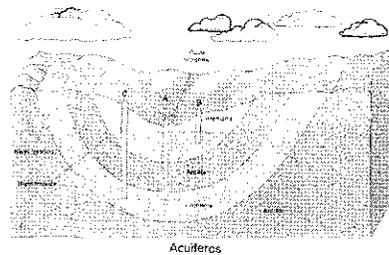
1.- Aguas residuales: Generación, características y efecto sobre el ambiente

Los más reconocidos expertos en la materia no dudan en señalar que el agua dulce poco a poco se convierte en el factor más importante del desarrollo en el mundo. Por eso mismo, será el problema ambiental y político más decisivo que deberán enfrentar millones de personas. Generalmente cuando se habla del reto que significa contar con agua en el futuro se mencionan los desajustes que ya se tienen en el Oriente Medio, en África y en Asia Meridional y Oriental. Sin embargo, también se observan para América Latina, donde no falta quien crea que el volumen de agua existente es ilimitado y suficiente para cubrir las necesidades de una población que sigue creciendo (Restrepo, 1995).

La contaminación de las corrientes de agua es una constante como fruto de las diversas actividades económicas y el crecimiento de los asentamientos humanos. Aún las aguas subterráneas, que tradicionalmente se les consideró libres de contaminación, hoy soportan lo mismo la infiltración de metales pesados, de diversos productos químicos utilizados en la agricultura, que de toxinas. De esta manera, no solamente los ríos y los lagos, sino también los acuíferos subterráneos, muestran una peligrosa contaminación que redundará en el deterioro de la calidad de vida de la población y en los ecosistemas (McJunkin, 1982).

Mientras la vida sobre la tierra depende del agua, su uso irracional está reduciendo la productividad agrícola, propagando las enfermedades en los medios urbano y rural y amenazando el equilibrio ecológico del planeta. Lamentablemente, la población y quienes toman las decisiones políticas y económicas a diverso nivel no siempre perciben de la importancia del ciclo del agua y la necesidad de mejorar las prácticas de manejo y uso del preciado líquido. Por lo general, se carece de métodos adecuados que permitan el uso eficiente y el ahorro del agua, lo que en buena parte

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



países en vías de desarrollo (ECO,1996). El agua se ha convertido en un bien escaso, por el que la sociedad debe pagar más, cuando nuestros antepasados consideraron que era un bien público. La escasez de agua es una realidad con la que conviven a diario los habitantes de las zonas del planeta afectadas por sequía endémica. Sin embargo, tal carencia constituye una novedad para millones de personas acostumbradas a disponer de ella en abundancia con el simple hecho de abrir una llave. Las necesidades crecientes de la población, los cambios climáticos y la alarmante contaminación de ríos y acuíferos subterráneos han hecho sonar la alarma por doquier.

2.- Generación de desechos en la porcicultura

En una granja porcina se generan dos tipos de desechos: los sólidos, que es una combinación de heces y orina, y los líquidos, producto del lavado de los cerdos y los lugares donde éstos se alojan. Los principales problemas sanitarios ocasionados por el mal manejo de las excretas son enfermedades infecciosas, tales como gastroenteritis y diarreas, principalmente en los cerdos recién nacidos, causados por el contacto directo de los cerdos con la excreta y por moscas y otros vectores que están en contacto directo con ésta.

Los problemas de contaminación que se presentan son tanto en el suelo como los causados por la infiltración de las aguas hasta alcanzar los mantos de agua subterránea, la cual recibe una gran cantidad de contaminantes, tanto de materia orgánica como de microorganismos. Esto ha sido comprobado por análisis de laboratorio de esas aguas en las que se encontraron elevadas concentraciones de organismos coliformes de origen fecal. Aún en el caso de que los sólidos (excretas) sean separadas de las aguas se tiene un efecto muy similar, ya que ellos son depositados directamente sobre el suelo, donde se descomponen permitiendo

proliferación de moscas y otros insectos (Mejía y Alonzo, 1986). La contaminación provocada por los desechos porcícolas no sólo tiene un efecto sobre el ambiente donde el aspecto de los alrededores de las granjas es realmente sucio y deplorable en muchos casos y la calidad del agua subterránea altamente degradada, también influye en la economía de la propia actividad la cual tiene que utilizar para su abasto esa misma agua contaminada, lo que da por resultado frecuentes brotes de colibacilosis generalmente en cerdos recién nacidos, con la consiguiente pérdida económica (Mejía y Magaña, 1986)

3.- Aplicación del proceso anaerobio para tratar las aguas residuales en la porcicultura

El manejo de los desechos de las granjas porcícolas está caracterizado, en general, por carencia de tecnología, utilizando únicamente pequeñas fosas sépticas sin control alguno y en algunos casos lagunas que más bien son charcas. Cualquiera de estos dos sistemas tienen prácticamente el mismo resultado y al poco tiempo de entrar en operación rebosan produciendo grandes charcos en los alrededores de las granjas. Los sistemas de tratamiento aerobio para los desechos de las granjas porcícolas son prohibitivos por los altos costos de energía necesarios para la aireación, aunado a que el lodo producido en estos sistemas es altamente contaminante. El proceso de degradación anaerobia representa una alternativa muy valiosa para tratar estos desechos líquidos ya que permite obtener altas eficiencias de remoción de materia orgánica y una muy baja producción de lodos, los cuales posteriormente pueden ser utilizados como abono de suelos de cultivo (Mejía y Alonso, 1986).

El proceso anaerobio se ha utilizado para el tratamiento de desechos porcícolas, en 1977 van Velsen (citado por Gracilazo, 1996) utilizó un lecho de lodos a nivel laboratorio y uno a nivel planta piloto sin utilizar semilla. A nivel laboratorio, la remoción de la DQO total y la DQO soluble varió de un 6.8% y 14.3%, respectivamente, con TRH de 40 días. Y con eficiencias de 31.7% de DQO total y 66.4% de DQO soluble con TRH de 20 días. Respecto a la planta piloto con TRH de 12 días se obtuvo una variación en la reducción de DQO total y DQO soluble de

40.3% y 65.5%, respectivamente; con TRH de 40 días se obtuvieron remociones de 49% en la DQO total y 61.2% en la DQO soluble. Summers y Bousfield (1986) (citado por Gracilazo, 1996) emplearon durante 7 años un digestor de lecho de lodos para tratar estiércol de cerdos y obtuvieron variaciones en la remoción de DQO con respecto al TRH: 53.2% (TRH 10 días), 47.6% (TRH 7 días), 45% (TRH 5 días) y nulas (TRH 3 días). La influencia del TRH en el funcionamiento y en la población bacteriana en el proceso anaerobio fue estudiado en 1994 por Zhang et al (citado por Gracilazo, 1996), en donde encontraron que las bacterias hidrolíticas y acetogénicas no eran afectadas, mientras que los niveles de población disminuían en los metanogénicos, homoacetogénicos y bacterias reductoras de sulfato cuando el TRH era menor de 12 horas.

La utilización de lodo doméstico digerido como semilla lo recomendó van Velsen (1979) para un lecho de lodos para el tratamiento de desechos de cerdo.

Goerecki et al (1993) (citado por Gracilazo, 1996) demostraron la eficiencia del tratamiento anaerobio para la fracción sólida de las aguas residuales de origen porcícola (de 12 a 18% de sólidos totales) en un reactor con placas con un funcionamiento satisfactorio hasta con rangos de DQO de 10 g/L con TRH de 12 días y remociones de 60% de DQO.

En 1989 Kennedy et al probaron en un reactor anaerobio mixto con lecho de lodos de flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) unido con un filtro hecho de paneles de flujo cruzado y encontraron que el ángulo y profundidad del filtro tiene un gran impacto en el TRH y una tasa de carga orgánica volumétrica y un efecto poco menor en el TRS y en la remoción de DQO. Yang (1993) obtuvo mejores resultados en un reactor anaerobio mixto para el tratamiento de aguas residuales de cerdos que un reactor que combinaba una biopelícula fija y plantas acuáticas, llegando a alcanzar remociones de 65.9% a 80% de SVT con una carga de 2.7 a 3.5 g de SVT/L/d. En un reactor semejante Lo et al (1994) encontraron que es posible no utilizar semilla si las cargas orgánicas son moderadas, obteniéndose remociones de más del 57% de DQO, además menciona que el filtro anaerobio incrementa su estabilidad en la producción de metano.

En un reactor UASB utilizando agua residual sintética de alta carga con DQO

de 12,000 ppm (DQO insoluble del 30%), se encontró que la tasa de la carga orgánica aplicada fue un importante parámetro de operación que afectó la remoción de DQO. La máxima carga orgánica fue 160 g/L/d, donde los reactores UASB utilizados removieron 94% de DQO soluble y 75% de DQO total (Herbert y Chui, 1993)

Sánchez et al (1994) encontraron las cargas orgánicas críticas para una máxima remoción de DQO soluble de aguas residuales de cerdos, bovinos y levaduras, enfatizando su importancia como parámetro de diseño y de operación (Gracilazo, 1996)

Según Monroy et al (1996) hasta abril de 1996 existían en la República Mexicana 65 reactores anaerobios, tratando residuos de la industria química, cervecera, cafetalera, alimentaria y papelera; de diferentes modelos, predominando la utilización del modelo UASB, esto probablemente como resultado de la facilidad de construcción y ausencia de material de empaque. Mencionan que en 1994 estaba en construcción en el rancho porcino San Francisco, en Teran, Nuevo León, un reactor UASB de 191 m³ para el tratamiento en un rastro porcícola (DQO 5,828 ppm, CO 4.28 KgDQO/m³/d) con TRH 1.36 días

OBJETIVOS

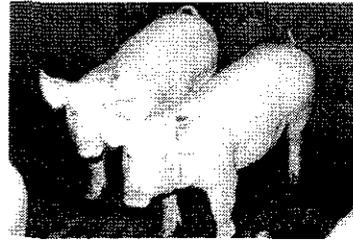
Esta investigación se propone los siguientes objetivos:

General

Evaluar el proceso de degradación anaerobia para el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas en un reactor a nivel planta piloto.

Específicos

- Evaluar el comportamiento de un reactor combinado, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la actividad porcícola, bajo diferentes condiciones de operación
- Desarrollar modelos matemáticos con los resultados experimentales obtenidos, que pueden utilizarse en el dimensionamiento de reactores anaerobios para aguas residuales de la actividad porcícola



CAPÍTULO 1.- REVISIÓN Y ANÁLISIS DE LA BIBLIOGRAFÍA

1.1.- Descripción de la actividad porcícola

La carne de cerdo constituye el cárnico que más se produce y consume en todo el mundo y representa alrededor del 40% de la producción de carnes. América Latina y el Caribe producen aproximadamente 80 millones de cerdos, que representan el 9% del inventario mundial. El cerdo ha formado parte importante en la dieta de los mexicanos desde que lo trajeron a América los españoles; al paso del tiempo se ha arraigado en el gusto de los consumidores de forma inigualable.

Existe una creencia popular en la producción porcina de las áreas tropicales, de que los cerdos pueden ser alimentados con cualquier tipo de alimento y muchas de las granjas porcinas se desarrollan alrededor de zonas donde existen, subproductos agroindustriales, residuos de cosechas, o de plantas industrializadoras de alimentos. Este tipo de alimentación puede ser efectiva en un tipo de producción artesanal o de cerdo de traspatio, pero no en la explotación porcina moderna, la cual se ha convertido en una industria productiva y competente, que tiene como objetivo maximizar los rendimientos productivos de los cerdos, obtener una mayor rentabilidad económica y una rápida recuperación del capital invertido (Trueba, 1998)

Existen varios sistemas de alojamiento para cerdos, entre ellos: (1) edificios con control ambiental, donde los animales permanecen siempre encerrados, (2) edificios con control ambiental parcial, donde los animales pueden salir del edificio y sólo se resguardan en él en caso de que se presenten condiciones climáticas extremas y (3) producción en lotes al aire libre o en el campo, en que los cerdos tienen un resguardo mínimo. El nivel de manejo y la calidad de las instalaciones de cada sistema determinarán el bienestar de los animales; una rutina de manejo diario

permite que los cerdos desarrollen su propia rutina. Los productores deben prestar una gran atención a la temperatura, equipo de ventilación, condiciones del piso, área por animal, manejo de desechos, así como también la calidad y cantidad de agua y alimentos. Durante la fase del diseño y en las operaciones diarias de toda instalación porcina deben tenerse en cuenta las preferencias de los animales para defecar y reposar, reducirse al mínimo el movimiento de desechos entre corrales y tomarse precauciones para evitar la transmisión de agentes patógenos entre corrales e instalaciones, incluso dentro del mismo local. Todos los días deben revisarse los comederos, los bebederos y los cerdos. Los dos primeros deben ser de fácil acceso para los animales y que no los lastimen, evitar el desperdicio de alimento y reducir al mínimo la contaminación por heces y orina. Los cerdos en etapas de crecimiento y finalización son aquellos que van de las 8 ó 9 semanas a una edad de peso de mercado de alrededor de 25 semanas. Estos cerdos, de mayor edad, pueden tolerar una variación más amplia de temperatura ambiental. El modelo óptimo de corral de crecimiento y finalización es uno rectangular con capacidad para aproximadamente 25 cerdos. Los materiales de los corrales para cerdos en esta etapa deben ser más resistentes que los de las unidades de crianza. Los cerdos en crecimiento y finalización deben recibir una dieta completa y equilibrada y, al igual que en la unidad de crianza, tener acceso a agua limpia. Se dará agua y alimento a los cerdos de forma ordenada, con un horario regular y de acuerdo con sus requerimientos. Se debe alimentar a los animales adultos con dietas que contengan todos los nutrimentos necesarios y en cantidades que no los haga acumular mucha grasa (Campabadal y Navarro, 1994). El excremento del cerdo consta de dos componentes: el sólido (heces) y el líquido (orina). El conocimiento de las propiedades de esas componentes y de la mezcla de ambas es necesario para desarrollar o para aplicar el método más adecuado de tratamiento y manejo de esos desechos. Las propiedades de la cerdaza (orina y heces) pueden clasificarse como físicas, químicas y biológicas. Las características físicas y químicas son afectadas por la fisiología (tamaño, sexo, edad, raza) de los animales y los alimentos (contenido de proteína y fibra) y el ambiente (temperatura y

humedad) Las características biológicas (tipo y cantidad de microorganismos presentes) pueden modificarse por la adición de antibióticos, al limitar éstos el crecimiento microbiológico

Tanto las propiedades físicas como las químicas de la cerdaza, están en función de otras variables, por lo que sólo se pueden dar datos precisos al referirse a un determinado tipo de desecho, pero en términos generales se puede decir que el promedio diario de desecho producido por 45 kilos de peso animal vivo es de 3.5 kilos y que la humedad del mismo varía entre el 70 y 90%. El valor fertilizante de las excretas del cerdo ha sido ampliamente estudiado. En promedio la cerdaza contiene 0.5% de nitrógeno, 0.35% de ácido fosfórico y 0.4% de potasio. Las características microbiológicas de la cerdaza se ven afectadas por la utilización de antibióticos en los alimentos o aplicados directamente al cerdo. Este hecho modifica en especie y cantidad a los microorganismos, situación que puede hacer poco efectivos los sistemas de tratamiento biológicos. En cualquier instalación para animales se requiere un sistema completo de manejo de desechos, el cual tiene varias funciones:

- Contar con instalaciones limpias y así mantener niveles aceptables de salud y producción.
- Manejar adecuadamente los recursos de agua, suelo y aire
- Reducir al mínimo los olores y el polvo
- Reducir al mínimo las plagas y parásitos
- Cumplir con las leyes, regulaciones y políticas locales, estatales y federales.

Debe seguirse un plan que garantice que los cerdos se mantengan relativamente secos y limpios en un ambiente cómodo y saludable, los productores deben observar los principios de sanidad (ASA, 1993)



1.2 Producción y manejo de deschos porcícolas

Las cinco principales regiones productoras de puerco a nivel mundial son: China, la Comunidad Europea, la ex Unión Soviética, Europa Oriental y Estados Unidos. Estas cinco regiones producen casi el 90% del total mundial. México ocupa el 13° lugar a nivel internacional en cuanto a existencias de ganado porcino. De la piara mundial, a México le corresponde el 1.2%. Con respecto a la porcicultura en México existe un consenso en considerar que el 30% de la porcicultura mexicana se efectúa en condiciones de tecnificación, 30% con sistemas semitecnificados y el 40% forma parte de la porcicultura rural, familiar o de traspatio. La disponibilidad per cápita de carne en canal de porcino se ha ubicado en un promedio de 12 kg por habitante al año. Las exportaciones de carne de cerdo han mantenido una expansión constante en la presente década, pasando de 658 ton en 1990 a 22,840 en 1997, teniendo como destino principal el mercado japonés.

En la Tabla 1 se muestra el inventario de ganado porcino en el país.

El desarrollo de la actividad porcícola trae como consecuencia grandes problemas ambientales por la proliferación excesiva de moscas y otros insectos transmisores de enfermedades, olores desagradables, contaminación de aguas superficiales e insalubridad general que provoca diversos trastornos sanitarios a los grupos humanos establecidos en la cercanía de estas zonas (Vázquez y Manjarrez, 1993). En el Estado de Yucatán, el auge henequenero abarcó el período de 1870 a 1945, tiempo en el cual se inicia el decaimiento de la industria henequenera y como consecuencia la falta de trabajo de gran parte de la población campesina ubicada en esa zona. Ante este hecho, se buscan otras alternativas de producción en el área henequenera. Una de las más importantes ha sido y es, la de fomentar la cría de cerdos a nivel de agrupaciones ejidales y particulares.

**TABLA 1: INVENTARIO DE GANADO PORCINO
(NÚMERO DE CABEZAS)**

Fuente: Centro de Estadística Agropecuaria (CEA), con información de las Delegaciones, SAGARPA (2002)

ESTADO	1997	1998	1999 *
Aguascalientes	47,800	47,800	47,800
Baja California	25,789	24,414	24,414
Baja California Sur	23,105	21,908	23,141
Campeche	150,653	136,910	137,478
Coahuila	67,674	46,281	57,244
Colima	18,590	21,987	20,673
Chiapas	615,840	635,210	670,643
Chihuahua	212,000	208,185	217,620
Distrito Federal	20,110	36,627	35,910
Durango	217,678	209,919	191,443
Guanajuato	870,000	1,068,638	1,057,200
Guerrero	1,009,887	835,134	1,113,773
Hidalgo	418,016	413,208	414,253
Jalisco	3,010,002	2,234,659	2,289,912
México	480,000	698,365	706,745
Michoacán	905,950	794,711	862,874
Morelos	78,682	78,702	82,431
Nayarit	51,320	49,870	48,254
Nuevo León	244,000	278,395	263,637
Oaxaca	815,360	823,514	830,926
Puebla	1,134,032	1,217,199	1,227,545
Querétaro	177,050	177,050	218,130
Quintana Roo	131,200	166,172	188,130
San Luis Potosí	184,500	158,913	160,843
Sinaloa	416,000	423,594	403,307
Sonora	1,321,520	1,151,525	1,255,000
Tabasco	271,308	257,056	282,476
Tamaulipas	178,014	148,057	199,762
Tlaxcala	129,837	135,500	120,511
Veracruz	1,071,287	1,040,007	1,153,432
Yucatán	1,129,780	1,135,640	1,185,650
Zacatecas	307,879	296,382	256,676
Total Nacional	15,734,863	14,971,532	15,747,833

* Cifras Preliminares

Según la Unión de porcicultores ejidales del gobierno del estado de Yucatán, en éste, se registran alrededor de 250,000 cerdos. Este número se encuentra manejado por agrupaciones de ejidatarios y por particulares, manejando los primeros 130,000 y los segundos 120,000 cerdos, aproximadamente (Vázquez y Mejía, 1988). Si se toma como base que 45 kilos de peso vivo de cerdo generan 3.5 kilos de cerdaza, en forma aproximada se puede decir que en el estado de Yucatán se generan 87 toneladas diarias de excretas, que representan 31,000 toneladas anuales, las cuales son dispuestas sin ningún tratamiento sobre el suelo o directamente al subsuelo con las consecuentes pérdidas económicas y daños a los ecosistemas.

En el Anexo 1 se encuentran las Tablas 2,3,4,5,6,7 y 8, que contienen la información analizada en este tema. Toda ésta proviene del VII Censo Agropecuario del INEGI y se encuentran en INEGI, 1995. Los contenidos de estas tablas se describen a continuación:

TABLA 2: Existencias de ganado porcino por entidad federativa distribuidas en viviendas y unidades de producción en los Estados Unidos Mexicanos

TABLA 3: Existencias de ganado porcino por entidad federativa distribuidas en viviendas y unidades de producción en los Estados Unidos Mexicanos.

TABLA 4: Ejemplo de la relación vientres a sementales en unidades de producción urbanas y rurales en entidades con mayor número de vientres a nivel nacional

TABLA 5: Viviendas y unidades de producción con actividad porcícola en las ocho entidades federativas de mayor número de cabezas.

TABLA 6: Existencia de ganado porcino en las ocho entidades federativas con mayor número de cabezas en viviendas y unidades de producción.

TABLA 7: Proporción relativa de cabezas de ganado porcino en unidades de producción urbanas y rurales, según tenencia de la tierra.

TABLA 8: Relación comparativa de las características de producción porcina entre los estados de Veracruz, Sonora y Jalisco

La producción de cerdo ha ocupado, en diferentes décadas, los primeros sitios en el abastecimiento de carne en México al aportar entre el 20 y el 49% de las

carnes producidas. La alta tecnificación de la porcicultura se dio en los años 70s y 80s, principalmente en Sonora, Sinaloa y el noreste del país. La industria porcícola ha tenido ajustes en su desarrollo económico y en la actualidad se han desarrollado empresas de 100 vientres hasta complejos y agroasociaciones de hasta 30,000 vientres en producción. La porcicultura aporta actualmente el 26.5% de las carnes producidas en México.

En 1991 existían 1'963,000 unidades, de éstas, 99% disponían de menos de 20 cabezas, mientras el 1% restante (19,613 unidades) tenía más de 20 cabezas en explotación. Más del 70% de la producción nacional se genera en ocho estados del país: Jalisco, Sonora, Chiapas, Guanajuato, Puebla, Yucatán, Veracruz y Michoacán. Si bien el clima guarda una relación importante en la producción porcina, la estacionalidad de las épocas de mayor producción es provocada por efectos de mercado, de poder adquisitivo, hábitos de consumo y celebraciones populares tradicionales (Trueba, 1998).

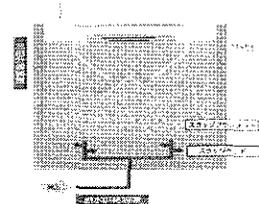
Situación actual y perspectiva de la producción de carne de porcino 1990-1998. En los últimos años la producción de carne de porcino ha jugado un papel fundamental dentro del abasto de carnes en México y si bien es cierto que su participación en el consumo ha disminuido en forma significativa en los últimos 15 años, también lo es que mantienen una posición importante en el gusto del consumidor. Esta rama de la producción ganadera ha enfrentado problemas relacionados con el encarecimiento de los insumos, cambios en los hábitos de consumo de la población y campañas de descrédito, que han conllevado al crecimiento de la demanda por carnes blancas y su sustitución en la elaboración de carnes frías y embutidos. De 1990 a 1997, el volumen ofertado por la planta porcícola nacional creció a una tasa anual de 3.1% para ubicarse en este último año en 939,245 ton, con lo cual se establece como el tercer cárnico en importancia en México, aportando casi una cuarta parte al consumo doméstico de carnes. La relevancia de la porcicultura no sólo radica en su cooperación a la producción de alimentos de calidad, sino en la generación económica,

absorbiendo una tercera parte del valor bruto de la producción de carnes en nuestro país y generando una gran cantidad de empleos directos e indirectos en granjas y en los procesos industriales ulteriores que abarcan el sacrificio, el despiece y la industrialización en carnes frías, entre otros. De igual forma, la porcicultura se ubica como la principal actividad ganadera demandante de granos forrajeros, con aproximadamente 3.7 millones de toneladas, en sí el 29% de la demanda pecuaria en el año 1997, así como 708,600 ton de pastas oleaginosas. En México coexisten tres grandes estratos de producción, el Tecnificado, el Semitecnificado y el de Traspatio, dentro de los cuales, el primero ha cobrado relevancia al incrementar paulatinamente su participación en el mercado doméstico, misma que es del 50% de la producción. El Semitecnificado ha venido decreciendo ante las presiones económicas y la falta de competitividad, de ahí que solamente aporte el 20% de la producción, con una tendencia clara hacia su desaparición, en tanto que el Traspatio, se ha mantenido gracias a su concurrencia a mercados locales difícilmente cubiertos por algunos de los estratos anteriores, aportando el 30% de la producción nacional.

La crianza de cerdos se ha convertido en una verdadera fuente de ingresos para muchas regiones; a la par del beneficio económico y social que representa el desarrollo de la crianza de cerdos se encuentra su efecto sobre el ambiente, ya que esta actividad es una gran productora de desechos. Algunos estudios han llegado a definir que cada cerdo, en su etapa de engorde, produce el cinco por ciento de su peso al día de excreta, lo cual resulta ser una cantidad muy importante que evidentemente requiere de un manejo adecuado. El hecho de que la porcicultura se realice en corrales, hace que se requiera de extensiones relativamente pequeñas de terreno, lo que contribuye a la localización precisa de los centros de generación de contaminantes; éste es un problema de gran magnitud que pone en peligro la salud de amplios grupos de población. Una granja de engorda de tamaño medio (1000 cerdos) produce aproximadamente 5000 kg de excretas diariamente, las cuales son lavadas de las porquerizas formando una solución muy concentrada de desecho líquido. La producción intensiva de cerdos trae como consecuencia la generación de

grandes cantidades de excretas. Si estos productos no son manejados adecuadamente, se pueden presentar problemas de contaminación, principalmente del suelo y reservorios de agua y problemas de salud relacionados con la ingestión de aguas contaminadas y enfermedades transmitidas por moscas u otros vectores que están en contacto con los desechos.

La producción porcícola es una actividad sumamente importante a nivel mundial y nacional, sin embargo, también constituye una de las fuentes principales de aguas residuales. Estos desechos compuestos principalmente por materia orgánica representa un grave riesgo de contaminación en el manto freático del Estado de Yucatán, debido a la naturaleza carstica del suelo y a su cercanía a la superficie. Debido a que constituye la única fuente posible de agua, es importante establecer medidas para el tratamiento de este tipo de desechos. La generación de desechos en las granjas porcícolas se traduce en pérdidas económicas y en daños para el ecosistema que pueden minimizarse y aun transformarse en beneficio de la sociedad si los desechos son tratados y manejados adecuadamente.



1.3.- Conceptos básicos de la degradación anaerobia de aguas residuales

La degradación anaerobia es el proceso biológico en el cual la materia orgánica, susceptible de ser biodegradada, es transformada por la actividad microbiana en ausencia de oxígeno libre, en una mezcla de gases, conocida como biogás, compuesto básicamente de metano y dióxido de carbono (De Souza, 1984; Dinopoulou y col, 1988; Fernández y García, 1993; Iza y Urueña, 1992).

La digestión de la materia orgánica no es un fenómeno limitado a los reactores anaerobios. El hombre utilizó las capacidades de la naturaleza para fines propios: Depuración de aguas residuales, estabilización de desechos sólidos, producción de metano. El proceso es también llamado metanogénesis, porque se

trata de la transformación de la materia orgánica en metano (Calzada, 1992; Chamy y Alkalay, 1990; Ghosh y col., 1975) La metanogénesis ocurre en ecosistemas muy diversos tales como pantanos, sedimentos marinos o lacustres, en ambientes extremos como en lugares hipertermofílicos y en los tractos de animales. Por ejemplo, el rumen de los rumiantes se puede comparar a un verdadero reactor anaerobio metanogénico. Sin embargo, cada uno de estos ecosistemas tiene características propias, lo que hace que puedan cambiar los mecanismos metanogénicos.

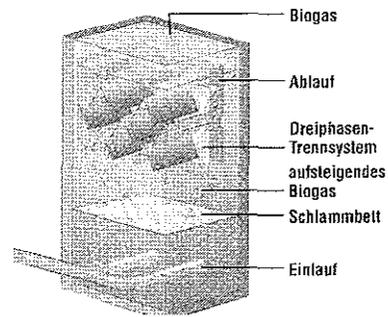
Se requieren tres condiciones básicas para tener una metanogénesis adecuada:- anaerobiosis estricta, esto es, condiciones reductoras rigurosas (< -330 mv) y ausencia de aceptores minerales finales que favorezcan otras vías en competencia con la metanogénesis

Una vez reunidas estas condiciones habrá que respetar las exigencias específicas de cada grupo de bacterias involucradas: Ausencia de inhibidores, condiciones de temperatura y pH, presencia de oligoelementos (Borja, 1992). El proceso anaerobio empezó a recibir mayor atención como un tratamiento de agua residual a principio de la década de los sesentas ya que anteriormente su utilización estaba enfocada principalmente a la obtención del metano generado para su posterior utilización a nivel doméstico; los intentos para transferir la tecnología de digestión de lodos, sin modificación, al tratamiento de aguas residuales no tuvieron mucho éxito (Anderson y Donnelly, 1978; Bolle y col., 1986).

En los pasados veinte años, se han realizado considerables esfuerzos para alcanzar un entendimiento mayor de la microbiología del proceso, los cuales continúan evolucionando para mejorar la operatividad y economía de los reactores anaerobios, ya que, como cualquier tratamiento biológico, debe tomar en cuenta las exigencias y limitaciones de los microorganismos responsables del proceso

El proceso anaerobio ocurre en tres etapas consecutivas genéricas, conocidas con los nombres de hidrólisis, acetogénesis y metanogénesis. Cada una de ellas se describe a continuación:

Hidrólisis: Los compuestos orgánicos se hidrolizan por exoenzimas de las bacterias acidificadoras. Los polímeros naturales tales como la celulosa, la pectina,



las proteínas, compuestos de bajo peso molecular como aminoácidos, sacáridos, lípidos, compuestos aromáticos, etc. son transformados, por fermentación ácida, en materiales solubles como acetatos, formatos, lactatos, propionatos y butiratos, con desprendimiento de pequeñas cantidades de bióxido de carbono e hidrógeno

2 Acetogénesis: Los compuestos hidrolizados se convierten, por acción de un grupo heterogéneo de bacterias fermentativas, en ácidos orgánicos tales como el ácido láctico, el ácido butírico, el ácido propiónico y el ácido acético, también se convierten a alcohol, hidrógeno y dióxido de carbono. Las sustancias orgánicas de los pasos anteriores se convierten a ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, por bacterias productoras de hidrógeno.

4 Metanogénesis: Los microorganismos que participan en esta etapa transforman los productos finales de las bacterias acidogénicas a metano y bióxido de carbono, como sigue:



Las metanobacterias forman aproximadamente el 70% del total del metano a partir del ácido acético (McCarty, 1964) Habría mucho que decir sobre este grupo de bacterias que tienen particularidades fisiológicas y metabólicas muy características, tales como la composición particular de su pared, sus coenzimas y metabolismo, estas particularidades hicieron que fuera clasificado en un nuevo reino, diferente de las Eubacterias, el de las Archaeobacterias. A este mismo reino pertenecen también bacterias extremadamente termófilas y extremadamente halófilas (Parkin y Owen, 1986).

El amplio espectro y diferentes tiempos de generación de los

microorganismos involucrados, así como de las complicadas interacciones entre formaciones ácidas fermentativas y metanogénesis, también se deben considerar el papel regulador del hidrógeno sobre la formación del ácido acético, por medio de los microorganismos acetogénicos, si el hidrógeno no se utiliza suficientemente rápido por la bacteria formadora de metano entonces ocurre una acumulación de ácidos butírico y especialmente propiónico, induciendo altas concentraciones para una inhibición marcada de la formación de metano (Beccari y col., 1996).

Un reactor anaerobio debe ser considerado como un sistema bioquímico trifásico, compuesto por una fase sólida (microorganismos, sólidos orgánicos y precipitados inorgánicos), una fase líquida (agua y solutos), y una fase gaseosa (principalmente, metano y bióxido de carbono)

Se pueden considerar tres grupos de factores que influyen el proceso anaerobio: los relativos a las características del digestor, las características del residuo que va a ser digerido y la forma de operación del digestor (Do Nascimento y Barbosa, 1992).

1.3.1.- Parámetros que influyen en la digestión anaerobia

A continuación se analizan los parámetros que influyen directamente en el desarrollo del proceso y se explican las condiciones favorables y desfavorables para cada uno de los parámetros establecidos. Todos estos factores están interrelacionados y forman la base de la interesante área del dimensionamiento de reactores anaerobios (McCarty y Mosey, 1991; Metzner y Temper, 1990; Rico y Páramo, 1990)

1.3.2. Características de la fase sólida:

El lodo está compuesto principalmente por biomasa, con una cantidad variable de sólidos orgánicos inertes y precipitados inorgánicos. Aunque pueden determinarse algunas propiedades físicas, como densidad, viscosidad (en lodos floculentos) o resistencia a la compresión (en lodos granulares), las magnitudes más interesantes son la velocidad de sedimentación de los lodos granulares y el índice volumétrico de lodos (IVL)

Una de las características importantes del agua residual en lo que respecta a la elección del tipo de reactor es la presencia del material refractario (no biodegradable). En muchas aguas residuales, especialmente agroindustriales y pecuarias, los sólidos orgánicos son en su mayor parte biodegradables.

Si el material refractario es soluble y no tóxico, o tóxico pero presente en concentración subinhibitoria, éste no afecta al reactor ya que pasa por el mismo sin ser alterado; sin embargo, la presencia de tal material reduce la calidad del efluente; el material refractario particulado, puede permanecer dentro del reactor y conducir a una acumulación de sólidos, ocupando volumen útil del mismo

Estas razones son las que definen la importancia de la determinación de la naturaleza y la composición de los sólidos suspendidos de un agua residual. Esta caracterización puede permitir la definición de un criterio de velocidad de carga máxima del sistema, cuando se equilibra la velocidad de acumulación de los sólidos con la velocidad de producción neta de biomasa

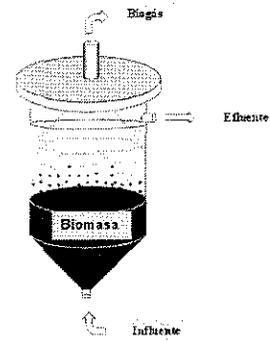
La determinación de sólidos totales y volátiles es de uso general en los laboratorios de las plantas de tratamiento de aguas. Además de su utilidad para el cálculo de la cantidad total del lodo presente en el reactor, es interesante apreciar el valor del contenido en cenizas, ya que es un indicador del grado de mineralización (Sugrue y col , 1992).

1.3.3. Cantidad de lodos

La obtención de un perfil de lodo (medida de la concentración de ST y SV a lo largo del reactor) y la utilización de un sistema sencillo de integración permite el cálculo de la cantidad absoluta de lodo en el reactor. Este valor, junto con el de la actividad metanogénica específica del lodo, delimitan la carga máxima (kg DQO por m^3 por día) aplicable al sistema, por lo que su conocimiento es tanto más deseable cuanto más forzada es la operación (Viniestra, 1986)

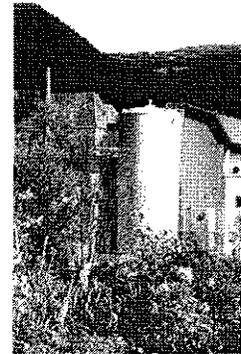
1.3.4. Características del agua residual

El caudal es una de las variables a medir en todo tratamiento anaerobio. Por un lado, esta magnitud está involucrada en gran parte de las definiciones de



parámetros tan importantes durante la operación del reactor como la velocidad de carga orgánica o la carga del lodo. Por otro lado, tiene un significado físico importante, ya que define la velocidad superficial del líquido en el interior del reactor, que condiciona la sedimentación y, por tanto, la retención de la biomasa en el sistema. El aumento de caudal, especialmente en aguas residuales industriales concentradas -no tanto en aguas urbanas-, conlleva un aumento de la carga orgánica aplicada, un aumento en la producción de gas (con el consiguiente aumento en la velocidad superficial del fluido) y un mayor lavado de biomasa (Alkan y col., 1996; Boardman y col., 1995; Fang y Chui, 1993) La homogeneidad del agua residual debe tenerse en cuenta a la hora de juzgar o evaluar el comportamiento de una instalación, como una de las cualidades más importantes del agua residual. La ausencia de picos en las concentraciones de materia orgánica y en los valores de pH (tanto ácidos como básicos) así como el correcto balance de alcalinidad y temperatura, aseguran una operación regular y estable. En los casos anteriores y en los que se prevean caudales variables, descargas intermitentes o situaciones de emergencia, la presencia de un tanque "igualador" de dimensiones adecuadas es altamente recomendable (Castro y Hernández, 1992; Cuervo, 1990).

1.3.5. Materia orgánica: La demanda química de oxígeno (DQO), por su reproducibilidad y relativa rapidez, es la variable más utilizada en el control y gestión de un reactor anaerobio. Dada la posibilidad de separar por filtración los diversos componentes del agua residual, la DQO de los filtrados permite cuantificar la presencia de diferentes fracciones: - total (sin filtración alguna, que incluye SSV en el influente, y biomasa y SSV en el efluente), - soluble, utilizando membranas de 0.45 micrómetros de poro (Maragno y Campos, 1992; Lettinga y col., 1980)



1.3.6. Ácidos volátiles (AV)

La mayor parte de los fallos en las plantas anaerobias reseñados en la bibliografía se han debido a problemas de acidificación del reactor, causados por una falta de alcalinidad en el sistema, especialmente durante las etapas de arranque. Esta acidez se produce con relativa rapidez por la acción de bacterias hidrolíticas y acidogénicas, formándose ácidos de cadena corta. Las concentraciones de AV varían de manera muy sensible a los cambios de los parámetros del proceso (Kus y Wiesmann, 1995; Negri y col., 1993). Considerando el caso simplificado de una sobrecarga orgánica, puede observarse secuencialmente en el reactor anaerobio los siguientes efectos: 1) Un aumento en la concentración de hidrógeno en el gas y un aumento en la concentración de otros gases traza (como el monóxido de carbono) 2) El aumento consecuente en la producción de gas.

En el caso en que se sobrepasara la capacidad máxima de las bacterias metanogénicas, podría existir: 3) una acumulación de AV, 4) consumo de alcalinidad de bicarbonato; variación de los valores de las relaciones de alcalinidad; pequeña variación de la alcalinidad global; aumento en la relación AGV/alcalinidad. 5) síntesis de AGV de cadena larga, incluso sus isómeros. Si la cantidad de AGV sigue aumentando: 6) agotamiento de la reserva alcalina (alcalinidad del bicarbonato), 7) aumento apreciable del porcentaje de monóxido de carbono en el gas, 8) disminución del pH, 9) aumento de la concentración de AGV no disociados, 10) inhibición parcial de las bacterias metanogénicas por efecto de los AGV no disociados, 11) cierre del ciclo de inhibición-acumulación,

- 12) cese de la metanogénesis,
- 13) disminución de la alcalinidad,
- 14) disminución posterior del pH,
- 15) reactor ácido

El fenómeno es muy gradual y permite el uso de armas defensivas como: Adición de neutralizantes o bicarbonato, reinoculación parcial del lodo, etc, pero es necesario disponer de los indicadores o parámetros adecuados y a su debido tiempo

Los AV pueden acumularse en los digestores por diversos motivos:

- a) sobrecarga orgánica: aumentos súbitos en la carga orgánica aplicada
- b) sobrecarga hidráulica: aumentos repentinos en la velocidad de alimentación a niveles que arrastren a las bacterias metanogénicas
- c) sobrecarga tóxica: aumentos repentinos en las concentraciones de compuestos potencialmente tóxicos

Otros factores como variaciones bruscas de temperatura, pH, etc

La concentración de AV en el agua residual puede servir como indicador de desequilibrios en el sistema ya que en condiciones normales de operación, la concentración de AV en el efluente debe ser muy baja o inapreciable, la aparición de éstos en el efluente, o el incremento brusco de su concentración se debe considerar una señal de alarma. Algunos autores han dado indicaciones sobre niveles máximos de ciertos AV, pasados los cuales es necesaria una acción correctora, estas indicaciones son específicas en el que se opere en las mismas condiciones y con el mismo tipo de agua residual (Novak y Carlson, 1970).

Es importante considerar que la mayor parte de las reacciones bioquímicas son reversibles. La acetogénesis a partir de ácidos grasos de cadena larga produce elevada cantidad de hidrógeno. Cuando se produce un desequilibrio en la metanogénesis hidrogenoclastica, el aumento en la concentración de hidrógeno en el medio provoca el desplazamiento de la reacción en sentido inverso -punto de vista termodinámico-. También puede verse el fenómeno desde un punto de vista estrictamente fisiológico: La presencia conjunta de hidrógeno y de grandes concentraciones de AV de cadena corta (que aumentan la acidez del medio)

promueven la polimerización de estos ácidos, formándose AV de cadena larga: butírico, valérico y siguientes. Esta es una forma sencilla de almacenar reservas energéticas y amortiguar las condiciones ambientales (Stadlbauer y col , 1992).

La cromatografía de gases es el sistema más usado y el que permite el conocimiento no sólo de la cantidad sino de la concentración de cada uno de los ácidos existentes. El método es rápido pero requiere cierta manipulación de la muestra (centrifugación o filtrado), por lo que no es muy sencilla su automatización.

1.4.- Comparación de los tratamientos aerobio y anaerobio para aguas residuales

La principal diferencia entre los procesos aerobios y anaerobios radica en la energía disponible por la célula. Si se considera el metabolismo del ácido acético en ambas condiciones, la energía aprovechable por los microorganismos anaerobios es aproximadamente 1/30 de la que obtienen los aerobios, de ahí que la síntesis celular (producción neta de biomasa) sea tan reducida en condiciones anaerobias. La existencia de consorcios bacterianos sintróficos hace que la poca energía disponible para mantenimiento y síntesis celular deba ser compartida, lo cual supone energías muy pequeñas. Actualmente se están estudiando los mecanismos, considerando el transporte de intermediarios y la termodinámica de las reacciones (Noyola, 1990).

Otro de los aspectos a considerar es la existencia de varias reacciones consecutivas, siendo los microorganismos responsables de cada uno de los pasos de esta secuencia susceptible de inhibición o toxicidad y debe considerarse que no sólo existe una vía degradativa. Generalmente se ha considerado como etapa limitante la metanogénesis pero, según se va avanzando en el conocimiento del proceso y se va aplicando a sustratos cada vez más complejos, se están encontrando cada vez más restricciones en la hidrólisis y en la acidificación.

También debe tenerse en cuenta que ciertos compuestos tóxicos pueden afectar, de diferente manera, a partes muy separadas de la cadena degradativa. Los productos intermedios que se acumulan en cada uno de los casos pueden ser los mismos, pero de diferente procedencia (Feijoo y col., 1995).

Inicialmente, la degradación anaerobia fue utilizada para la gasificación de suspensiones espesas de partículas, con concentraciones relativamente grandes de materia orgánica. Estos lodos pueden ser producto de los sistemas de tratamiento aerobio de las aguas residuales domésticas, los residuos agrícolas y las excretas de animales. A pesar de que su utilización para la estabilización de esos productos, había sido muy difundida, fue hasta la década de los años 70 cuando la crisis mundial de energéticos, hizo ver en el proceso anaerobio una alternativa a través de la recuperación del metano generado en la fermentación, lo que dio lugar a un gran desarrollo de tecnología para lograr su aplicación de modo más eficiente (Andreadakis, 1992)

Las aguas residuales generadas por la industria fueron las primeras en ser sometidas al tratamiento anaerobio, ya que su característica de contener grandes cantidades de materia orgánica, hace difícil su tratamiento por medio de los sistemas aerobios que han sido desarrollados más ampliamente, por lo que el sistema anaerobio representaba un atractivo para la operación, por razones económicas.

El tratamiento anaerobio de aguas residuales es una tecnología que se está utilizando cada vez más, en particular para efluentes industriales (Lettinga y col., 1991). Las principales razones para el avance definitivo esperado pueden ser:

a) Las ventajas más significativas de la tecnología para el tratamiento anaerobio, sobre los métodos aerobios convencionales.

b) En el estado actual del poco desarrollo tecnológico, cualquiera de las desventajas son despreciables

c) La disponibilidad de la tecnología simple y próspera y el bajo costo de los procesos de tratamiento anaerobio de alta velocidad.

d) La cantidad creciente de información que se obtiene con respecto al funcionamiento de los sistemas de tratamiento anaerobio para los diversos tipos de residuos industriales;

e) La mejor comprensión de los fundamentos de los procesos de degradación anaerobia, particularmente con la factibilidad de los organismos anaerobios para eliminar los compuestos tóxicos y/o inhibitorios;

f) El mejor entendimiento en los procesos biológicos de casos específicos que ocurren simultáneamente con la metanogénesis (Mata, 1987).

A continuación se describen los beneficios y desventajas de la utilización del proceso anaerobio respecto al aerobio (Mejía, 1996; Sterling y Mora, 1992)

VENTAJAS:

- Muy poca producción de lodos
- Recuperación de biogás
- Capacidad de la biomasa para permanecer inactiva durante períodos relativamente prolongados y entrar en operación nuevamente con relativa facilidad
- Bajo requerimiento de nutrimentos.
- Operación a concentraciones de materia orgánica muy elevada
- Recipientes totalmente cerrados, por lo que no se les asocian problemas de aerosoles o moscas

DESVENTAJAS:

- Las bacterias metanogénicas son muy susceptibles de inhibición por un gran número de compuestos.
- Tiempo requerido para el arranque de los sistemas muy largo
- Requiere generalmente un postratamiento.
- Problemas potenciales de olor

Los requerimientos de energía para el tratamiento aerobio se incrementan rápidamente conforme la concentración del agua residual es más alta. Para los sistemas anaerobios, el consumo de electricidad es mucho más bajo y virtualmente constante, ya que solamente se incluye el costo de bombeo. En general, se puede decir que el tratamiento anaerobio es más económico que el tratamiento aerobio (Borja y col, 1995)

La aplicación de la degradación anaerobia en los sistemas de producción pecuaria, es factible prácticamente en cualquier nivel o clase de actividad. Así, se han realizado ensayos para el tratamiento de desechos de aves, cerdos, ganado vacuno y de todo tipo de animal criado de forma controlada. Muchos de dichos ensayos han llegado a ser al nivel de gran escala y son aplicables en sitios en los

que la crianza de animales es una actividad sistematizada y tecnificada

La tecnología anaerobia ofrece tratamiento para aguas residuales con producción de energía, creando un potencial para recuperación económica. El tratamiento anaerobio de los residuos de la actividad porcícola se utiliza actualmente en plantas piloto y en algunos países a escala completa, como una alternativa del tratamiento aerobio

Las tecnologías anaerobias no pueden reemplazar completamente al tratamiento aerobio. Una planta de tratamiento combinando los procesos aerobio y anaerobio, es más recomendable y rentable que un tratamiento aerobio solo. La remoción de sustancias tóxicas se mejora considerablemente. La experiencia también ha mostrado que es posible llevar al doble la capacidad del tratamiento a través de un sistema combinado sin un incremento en los costos de operación.

Entre los desechos de origen animal, los procedentes de las granjas porcícolas son altamente putrescibles, contienen una baja cantidad de material celulósico y son de fácil fermentación; adicionalmente, la necesidad de emplear volúmenes grandes de agua para el lavado de los corrales, provoca que los desechos sólidos sean parcialmente solubilizados y la cantidad de material suspendido disminuya; este hecho favorece la aplicación del proceso. No obstante, siempre es recomendable reducir previamente la cantidad de material sólido suspendido, para la aplicación de algún reactor diferente a las lagunas o los de mezcla completa (Collazos, 1990).

Las características de dichas aguas favorecen el desarrollo del proceso, especialmente cuando en la operación de las granjas se evita la mezcla de las excretas con las aguas de lavado. Un hecho que puede representar dificultades para el proceso anaerobio, como para cualquier otro sistema biológico, es la adición de antibióticos a los alimentos de los animales, lo cual es una práctica común en muchos sistemas productivos pecuarios.

El empleo del proceso anaerobio en las zonas rurales, dedicadas a las actividades agrícolas y pecuarias, representa no sólo el beneficio de la protección ecológica, al reducir la carga de contaminantes enviados al ambiente, sino también conlleva el beneficio del aprovechamiento de los subproductos obtenidos del mismo

proceso

Entre las características de las aguas usadas por la industria, que son importantes para tratamiento mediante sistemas biológicos, destaca la cantidad de materia orgánica que arrastran, siendo precisamente ésta una de las mejores razones para la utilización de los sistemas anaerobios para su tratamiento, basado en la cualidad del proceso de soportar cargas muy elevadas y poder degradarlas con escasos suministros de energía (Hashemian y James, 1988).

El concepto de los reactores anaerobios de alta tasa se basa en tres pilares fundamentales:

1) Acumulación de la biomasa dentro del reactor, por medio de sedimentación, adhesión a sólidos (fijos o móviles) o por recirculación. Esto permite la retención de los microorganismos de lento crecimiento asegurando que el tiempo de retención medio de los sólidos sea muy superior al tiempo de residencia hidráulico.

2) Contacto mejorado entre la biomasa y el agua residual, superando los problemas de difusión de los sustratos y productos entre el líquido y las biopelículas o gránulos.

3) Actividad mejorada de la biomasa, por adaptación al sustrato y por crecimiento

Los diseños de los reactores de alta tasa retienen la biomasa, bien por almacenamiento de la biomasa suspendida, bien por la formación de biopelículas o por una combinación de ambas. En todos estos reactores, el factor determinante de una correcta operación es la capacidad para retener una elevada concentración de biomasa dentro del reactor mediante la adecuada separación de ésta y de la fase líquida.

La caracterización de la biomasa y el análisis de su actividad son aspectos importantes tanto en la investigación básica como en la aplicación práctica de los procesos anaerobios. A diferencia de los procesos aerobios, donde una variable global (consumo de oxígeno) puede servir como un indicador de la actividad de los microorganismos, no existe un indicador de este tipo para todas las bacterias anaerobias, dado que el proceso anaerobio se lleva a cabo por varios grupos

tróficos con sus respectivas rutas metabólicas

Los ensayos de biodegradabilidad de los sustratos son el complemento de los ensayos de actividad de la biomasa. Dado que los análisis de DQO no reflejan necesariamente hasta qué extremos es biodegradable la materia orgánica, la evaluación de la biodegradabilidad es un factor importante, primero de los que deben tenerse en cuenta para la aplicación de un tratamiento biológico (anaerobio o aerobio). La determinación de la biodegradabilidad es particularmente importante en el contexto de las aguas residuales industriales, ya que pueden contener compuestos biológicamente recalcitrantes.

Dada la pluralidad de reacciones interrelacionadas que ocurren durante la degradación anaerobia y la variedad de grupos tróficos involucrados, los ensayos de biodegradabilidad anaerobia son complicados y susceptibles a problemas de reproducibilidad (Caballero, 1999). Los datos obtenidos en los ensayos, especialmente cuando se trata de aguas residuales conteniendo compuestos sintéticos y posiblemente inhibitorios reflejan la composición microbiana del lodo utilizado como inóculo así como las condiciones de ensayo (Han y Levenspiel, 1988)

Dado que dos inóculos diferentes no contienen poblaciones microbianas exactas, las comparaciones entre los resultados de los ensayos de biodegradabilidad de diferentes laboratorios es difícil, si no imposible. Sin embargo, es posible obtener una información muy valiosa realizando el ensayo de biodegradabilidad con diferentes fracciones de la misma agua residual, en condiciones experimentales estrictamente controladas y utilizando un inóculo proveniente de un reactor tratando aguas residuales con características semejantes.

A pesar de la comprobada factibilidad técnica y económica de la aplicación de tecnologías anaerobias para el tratamiento de residuos líquidos, en Latinoamérica esta tecnología no ha logrado posicionarse, debido a varios factores, entre ellos el largo período de arranque que generalmente está ligado a la calidad del inóculo utilizado.

Existen algunas experiencias de arranque de reactores anaerobios sin inóculo, en sistemas que tratan aguas residuales domésticas. Por regla general, se

requiere de inóculo para realizar el arranque de reactores que tratan aguas residuales industriales, convirtiéndose la obtención del inóculo en una actividad crítica. La identificación y utilización de un inóculo adecuado o mezcla de inóculos puede disminuir el período de arranque y aumentar el desempeño de un reactor anaerobio, logrando así mayor competitividad de la tecnología anaerobia frente a otras opciones.

Durante la degradación anaerobia de la materia orgánica una parte es transformada en biogás y sólo una porción pequeña es convertida a células nuevas, las cuales contribuyen con la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y éstos son conocidos como lodos activados o fangos activos o biomasa activa.

La caracterización de lodos anaerobios como potenciales inóculos, debe cubrir las principales variables de comportamiento del lodo, como son: Características físicas, bioquímicas, hidrodinámicas y microbiológicas, permitiendo así un diagnóstico más real del estado del lodo y de sus potencialidades.

El contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV) de un lodo se utiliza como indicador del contenido de biomasa activa presente en el lodo. La determinación de la relación SSV/SST es una prueba sencilla y de bajo costo, lo cual hace atractivo su uso en la caracterización de lodos anaerobios.

Las plantas de biogás en las granjas familiares podrían ser económicas pero rara vez lo son, ya sea porque los costos de inversión son muy altos o porque no se puede mantener por largos períodos de tiempo el funcionamiento satisfactorio del reactor. Las plantas de biogás para los residuos de agroindustrias, por el contrario se reconocen cada día más, como biotecnologías ambientales bien establecidas.

Los principales problemas para la implementación de las plantas de biogás se pueden desglosar en las siguientes categorías: Problemas técnicos, institucionales, socio-económicos y financieros; la iniciativa privada se involucra cada vez más tanto en la adaptación de equipo como en estudios de mercado.

En contraste al muestreo de la fase líquida, el análisis de gases está sujeto a la generación de datos de tiempo reales. Desde 1985, los estudios se han dirigido a evaluar la eficiencia del monóxido de carbono y del hidrógeno como un medio para controlar al sistema anaerobio (Vieira, 1990)

La medida del caudal de biogás tiene gran importancia, ya que, al ser un producto final de la degradación anaerobia, indica el rendimiento del sistema. El mantenimiento y perfecta calibración de los medidores de caudal es uno de los puntos básicos en la operación del sistema. Gran parte de los balances utilizan este caudal como magnitud básica (Chung Po, 1980).

Generalmente, el análisis de la composición del biogás se centra en la concentración de metano. La concentración de metano puede ser medida de forma continua por medio de detectores catalíticos de los utilizados comúnmente en los detectores de fugas de gases o por medio de medidores, de los utilizados en minería.

También es posible el uso de la cromatografía de gases, pudiéndose determinar la composición del gas y la concentración de cada uno de sus componentes. Generalmente se utilizan detectores de conductividad térmica, aunque pueden utilizarse detectores de ionización de flama cuando se analizan gases con muy bajo contenido en metano (ciertos ensayos de actividad metanogénica).

Una vez conocidos el caudal de gas y su composición, el cálculo de la producción de metano es directo. Su utilidad viene dada por su relación con la materia orgánica degradada en el sistema, que puede ser evaluada utilizando como parámetro la DQO del influente y del efluente.

En los resultados de un reactor anaerobio en planta piloto, alimentado con agua residual procedente del lavado de remolacha se pudo comprobar el valor de la bibliografía de aproximadamente 0.4 m^3 de biogás por kg de DQO degradado, que corresponde a aproximadamente 0.3 m^3 de metano por Kg de DQO degradado. Se han reportado producciones elevadas de gas durante el funcionamiento de este reactor, debidas a anomalías del proceso, por ejemplo una temperatura demasiado alta o una sobrecarga del digestor. Se observaron producciones de gas muy elevadas a corto plazo, que luego descienden rápidamente (Hasenboehler y Alvarez, 1987; Lapp y col., 1978; Lawrence y McCarty, 1969; Leiva y col., 1992; Mazzota y

col., 1992)

1.5.- Tipos de reactores anaerobios para aguas residuales

La aplicación del proceso anaerobio en el tratamiento de las aguas usadas en diversas actividades ha dado por resultado el desarrollo de diferentes tipos de reactores, con la finalidad de que se obtengan los mejores resultados de remoción del material orgánico contenido en dichas aguas. Para el desarrollo de los diferentes tipos de reactores utilizados en el proceso se ha buscado, fundamentalmente, que el tiempo para que las transformaciones ocurran sea el menor posible, para que los volúmenes de agua residual tratados por unidad de tiempo sean máximos; desde luego sin menoscabo de la eficiencia de remoción de materia orgánica (Draaijer y col., 1992). Las características metabólicas de los sistemas anaerobios, tienen que ser tomadas en cuenta para la operación de los digestores, por lo que una de las primeras cosas a considerar es la cantidad de biomasa activa en el sistema; por lo que la retención de sólidos dentro del reactor, es un factor importante para la operación del sistema y es fundamentalmente este parámetro, el que ha sido la base del desarrollo de los diferentes modelos de digestores (Hawkes y col., 1995).

Teniendo en cuenta las características de funcionamiento de los diferentes sistemas de degradación anaerobia, se pueden clasificar los digestores como se indica en la tabla 9 (Mueller y Mancini, 1988):

TABLA 9: CLASIFICACION DE REACTORES ANAEROBIOS

Fuente: Mueller y Mancini, 1988

BIOMASA SUSPENDIDA	BIOMASA FIJA	SISTEMAS MÚLTIPLES
Proceso por carga Digestión seca Monoetapa Flujo pistón Contacto	Filtro Lecho con biopelícula Lecho fluidificado Lecho de lodos	Dos fases Dos etapas Mixtos

1.5.1.- Sistemas con biomasa suspendida

PROCESO POR CARGA: El material que se va a digerir se coloca dentro del reactor y se deja hasta el final del proceso (proceso por carga o discontinuo) Si

dicho material no contiene una flora microbiana adecuada o suficiente, puede añadirse un inóculo procedente de otro reactor anaerobio. Si la concentración de sólidos suspendidos es demasiado elevada, puede añadirse una cierta cantidad de agua, sin que sea necesario alcanzar el grado de dilución requerido en los sistemas continuos.

Debido a la sencillez de operación, fue un procedimiento muy utilizado durante la segunda guerra mundial. En la actualidad se aplica al tratamiento de residuos con alto contenido en sólidos, como las excretas de ganado vacuno.

DIGESTIÓN SECA: Se puede considerar como una variante del anterior, difiriendo en la cantidad de agua que se añade al residuo sólido, que aquí es significativamente menor. Este tipo de proceso es interesante dada la importancia que ha cobrado actualmente la gestión de los residuos sólidos (urbanos, agrícolas o forestales). De esta forma, se simplifica la necesidad de recolectar y pretratar los residuos y el diseño y operación del digestor es muy simple y la economía del proceso es alentadora. Su principal desventaja es que se necesita un digestor de grandes dimensiones, estando muy poco definidas aún las limitaciones del proceso.

DIGESTOR MONOETAPA: Consiste, esencialmente, en un reactor continuo de tanque agitado; puede funcionar en forma continua o semicontinua y ha sido el procedimiento más utilizado durante los últimos años para la degradación anaerobia de los lodos generados en otros sistemas de tratamiento de aguas residuales. Su principal inconveniente es que el tiempo de residencia hidráulico es teóricamente igual al tiempo de retención de la biomasa, la que a su vez debe estar estrechamente relacionada con la rapidez de reproducción de los microorganismos. Por ello, si las corrientes a tratar son diluidas, se producirá fácilmente el arrastre de las bacterias del interior del digestor.

La homogeneización del medio está asegurada por medios mecánicos, aunque también es posible agitar por recirculación de gas. Esta alternativa, necesaria para el caso de digestores muy grandes (del orden de varias veces mil metros cúbicos), no suele ser recomendable para equipos pequeños, ya que exige

la compresión del gas, lo cual puede ser económicamente desfavorable.

DIGESTOR DE FLUJO PISTÓN: Es un digestor de funcionamiento continuo donde la circulación de los materiales por desplazamiento horizontal es forzada. Estos sistemas suelen constar de agitación mecánica y calefacción por resistencias eléctricas o inyección de vapor. Son útiles para corrientes con un elevado porcentaje de sólidos (como residuos animales o domésticos). Frente a las muchas ventajas que presentan para este tipo de residuos, presenta la desventaja de la limitación del volumen del digestor (100 a 500 metros cúbicos como máximo) y el encarecimiento que supone el hecho de que sea un poco más sofisticado, desde el punto de vista técnico, que el modelo monoetapa convencional.

PROCESO DE CONTACTO ANAEROBIO: Es un digestor monoetapa al que se ha añadido un decantador, que permita la recirculación de los lodos, aumentando la concentración de biomasa en el digestor, por lo cual el tiempo de retención de los sólidos biológicos en el reactor es mayor al tiempo de residencia hidráulico, con lo que se puede aumentar la carga orgánica, superando a la máxima permitida por el modelo monoetapa.

La eficacia de este sistema está altamente relacionada con la de los sistemas de decantación y reciclaje de los lodos. Por ello es adecuado para tratar cargas medias o altas, admitiendo una concentración importante de sólidos en suspensión en el agua a tratar. Con el fin de mejorar la eficacia de la decantación se han propuesto diversas alternativas, como la desgasificación del efluente, antes de su entrada en el decantador, someterlo a un choque térmico, adicionarle cenizas con el fin de aumentar la densidad de los lodos o incluso, realizar una desorción con aire. Sin embargo, estas medidas han sido muy discutidas por las repercusiones que puedan tener sobre la misma dinámica microbiana; de cualquier forma, el hecho es que este proceso se aplica con éxito a la depuración de aguas residuales de todo tipo.

En particular, es significativo citar la planta construida en el norte de Francia, que consta de dos digestores de 2,500 metros cúbicos cada uno y un decantador

de 1,000 metros cúbicos y trata 800 m³/día de las aguas de una industria conservadora de legumbres, de forma que tratan una carga de 4.5 kgDQO/m³/día, consiguiendo una depuración del 95% de la DQO y produciendo 0.8 m³ de gas por m³ de digestor y día (Montalvo y Sánchez, 1990; Martínez-V.A. y col, 1995)

1.5.2.- Sistemas con biomasa fija

FILTRO ANAEROBIO: Este sistema fue desarrollado por Young y McCarty en 1963, consta de un recipiente, relleno de un material inerte sobre cuya superficie se adhieren los microorganismos. Al aumentar el espesor de esta película biológica o cuando mueren las bacterias se desprenden del soporte y abandonan el filtro como lodos.

Como material de relleno o empaque se han utilizado desde piedras o similares hasta rellenos comerciales convencionales, como plásticos o cerámicos. Los inconvenientes que presenta son los típicos de un reactor de lecho fijo: La formación de caminos preferentes por el agua, la obturación de los distribuidores y la saturación por sólidos

Aunque en principio está previsto para tratar corrientes diluidas, puede trabajar a altas cargas, recirculando el efluente; además es de destacar la resistencia a las perturbaciones en la carga, la posibilidad de trabajar intermitentemente (muy útil cuando se trata de depurar residuos procedentes de industrias estacionales) y su estabilidad frente a las sustancias tóxicas y a repentinas variaciones en el pH. Otra ventaja adicional que presenta este sistema es que mantiene el valor del pH constante a lo largo de todo el lecho, con lo que se elimina la necesidad de adicionar costosas soluciones amortiguadoras. Se ha aplicado con éxito a todo tipo de efluentes, si bien son pocas las realizaciones a escala industrial de que se tiene noticia. En concreto, se puede citar la aplicación del filtro a la depuración de los efluentes de una fábrica de almidón de arroz. Fernández-Villagómez (1992), presenta una tabla con el resumen de 60 trabajos revisados para analizar los resultados experimentales obtenidos utilizando reactores anaerobios de lecho empacado

DIGESTOR DE LECHO EN PELÍCULA: En este caso la alimentación se realiza por la parte superior del reactor con lo que se eliminan algunos de los problemas presentados por el filtro. El soporte sobre el que se fijan las bacterias puede ser de formas diferentes y utilizando diversos materiales, observándose para cada uno de ellos diferentes eficiencias de depuración; se ha aplicado a todo tipo de residuos industriales, urbanos o animales, aunque siempre a escala de laboratorio o piloto, no conociéndose hasta la fecha realizaciones industriales

DIGESTOR DE LECHO FLUIDIFICADO: En este caso la película bacteriana se forma sobre un soporte inerte, normalmente partículas de arena u otros materiales, que son fluidificadas por recirculación del efluente del digestor o de éste con parte del biogás producido. Con este sistema se consigue que la totalidad de la película bacteriana esté en contacto con el agua a tratar, aumentando enormemente la eficacia del sistema, lo que se traduce en: a) tener problemas mínimos de difusión, b) evitar la formación de canales y retención de gas en el lecho, c) poder controlar el espesor de la película biológica, y d) poder utilizar un soporte tan pequeño como se quiera aumentando enormemente la superficie específica disponible.

Otra ventaja adicional es que se puede trabajar con concentraciones de biomasa en órdenes de magnitud superior a los sistemas convencionales (8,000 a 40,000 mg SSV/L); con ello se obtiene una reducción notable del tamaño del reactor y el tiempo de residencia necesario para una determinada depuración

Dada la gran concentración de biomasa que se logra con estos digestores, se puede trabajar con concentraciones muy bajas del alimento, así como a temperatura ambiente; asimismo, y como ocurre en las configuraciones con fijación de biomasa, la elevada edad de los sólidos permite afrontar sobrecargas o variaciones de temperatura o caudal sin mayores consecuencias, cuando se trabaja con efluentes industriales.

El lecho fluidificado asegura un buen control de la película microbiana y una adecuada transferencia de materia; sin embargo, posee el inconveniente de algunos gastos mayores, asociados con el mantenimiento de las partes mecánicas del

sistema, consecuencia de la elevada tasa de recirculación necesaria para la expansión del lecho.

Se ha tratado todo tipo de efluentes, aunque todos a escala de laboratorio o planta piloto, si bien los resultados obtenidos hasta el momento son muy prometedores.

REACTOR DE LECHO DE LODOS: Este proceso, desarrollado en Holanda por Lettinga y colaboradores, con el nombre original de USB (Upflow Sludge Blanket), cuyo nombre fue después modificado a UASB (A por anaerobio), ha tenido un desarrollo espectacular en los últimos tiempos. En este caso, no se requiere de medio inerte para retener a los microorganismos en el digestor, ya que consiste en un lecho de biomasa activa en forma de lodo que está depositado en el fondo del digestor y a través del cual, en flujo ascendente, se hace pasar el substrato a tratar, lo cual se consigue favoreciendo la floculación de los lodos, manteniendo las condiciones adecuadas. Con un dispositivo original se separan los lodos tanto del gas como de la corriente líquida, con lo que se favorece su retorno al compartimento de digestión, situado debajo del sistema de separación.

Fundamentales para este diseño son las características de sedimentabilidad de la materia suspendida. Cuando la biomasa se desarrolla en forma de gránulos, la sedimentabilidad es excelente y la biomasa es retenida en el reactor por largos períodos de tiempo. Para conseguir un fango granular se debe poner especial cuidado en la puesta en marcha. Por otra parte, y para evitar riesgo de canalizaciones entre los gránulos es de suma importancia el diseño de las bocas de entrada del alimento al reactor, en especial cuando se opera con bajas cargas, circunstancia que se presenta en la operación a temperaturas inferiores a la mesofílica, como es el caso de la depuración de aguas residuales urbanas.

El mecanismo que regula la formación de estos flóculos no es conocido con certeza, si bien parece que está relacionado con la existencia de almidones o azúcares; así, se ha aplicado a efluentes de industrias azucareras en reactores de 6 a 800 metros cúbicos. Ultimamente se está aplicando, con buenos resultados, al tratamiento de aguas residuales urbanas (Paris, 1992)

En el caso del "UASB" de lodo granular, es preferible que la concentración de sólidos suspendidos sea baja, pudiendo eliminarse los sólidos suspendidos (SS), en caso de ser biodegradables. Sin embargo, concentraciones elevadas de SS han causado, en algunos casos, deterioro del lodo granular. Los reactores UASB de lodo floculento pueden soportar concentraciones más elevadas de SS aunque, consecuentemente, la actividad específica del lodo queda reducida (Oleszkiewicz, 1984).

Los puntos débiles de este modelo de reactor son los siguientes: a) sistemas de separación gas-líquido-sólido, b) distribución del influente, c) estabilidad de los gránulos y d) hidrodinámica del lecho (mezclado por gas, altura máxima del lecho de gránulos) (Pauss y Nyns, 1993)

1.5.3.- Sistemas múltiples

Se trata de combinaciones de los anteriores sistemas, que intentan aprovechar las ventajas que éstos presentan por separado o tratar efluentes tales que no podrían serlo en un sistema único. Los más conocidos son los siguientes:

DIGESTIÓN EN DOS FASES: Este proceso se basa en el supuesto de que la degradación de los compuestos orgánicos complejos se realiza por dos grupos diferentes de microorganismos, que poseen características metabólicas también distintas. Consiste en dos reactores en serie en los que se desarrollan las fases acidogénica y metanogénica, respectivamente. Esto se consigue a través del control cinético de cada fase, de forma que en el primer reactor se logra la conversión total del substrato inicial en ácidos volátiles, mientras que, en el segundo, se utilizan éstos para la producción de metano. Esto es posible si la velocidad de la fase acidogénica es superior a la metanogénica, ya que en caso contrario se desarrollan bacterias metanogénicas en el primer reactor, convirtiéndose el sistema en uno en dos etapas.

Se ha argumentado en contra de este proceso que la actividad coordinada de estos dos grupos de microorganismos es esencial para la estabilidad del proceso y que la separación de las fases modificaría la concentración de intermediarios, de tal forma que se podría crear situaciones desfavorables para el crecimiento de las

bacterias. A pesar de lo anterior, algunos autores han estudiado la posibilidad del tratamiento en dos fases de diferentes sustratos y concluyen que este sistema permite mejorar la calidad del efluente y reducir el tamaño global del sistema, aumentando su estabilidad.

DIGESTIÓN EN DOS ETAPAS: Es aplicable, principalmente, a residuos sólidos o semisólidos. Su configuración es similar a la anterior, la diferencia reside en que en el primer reactor tiene lugar la hidrólisis de los sólidos a compuestos sencillos, mientras que en el segundo se realiza simultáneamente la acidificación y la metanización.

SISTEMAS MIXTOS: Dadas las características de estos sistemas de tratamiento de residuos en que cada uno es apropiado a un efluente diferente, se ha propuesto trabajar con sistemas mixtos, formados por dos reactores: el primero sería para tratar el efluente bruto, mientras que el segundo acabaría la depuración, tratando el efluente del primero. Este sistema se ha utilizado para tratar aguas de industrias papeleras con un sistema formado por un reactor anaerobio de lecho fluidificado seguido de un filtro, donde tiene lugar la reducción final de la DQO (Rojas, 1992).

1.5.4.- Criterios de selección del tipo de reactor anaerobio

En todos estos reactores, el factor determinante para una correcta operación es la capacidad para retener una elevada concentración de biomasa dentro del reactor mediante la adecuada separación de ésta y de la fase líquida (Skowlund y Kirmse, 1989).

Todos los reactores descritos, excepto el de contacto anaerobio, retienen la biomasa por separación dentro del mismo reactor. El contacto anaerobio consigue la retención mediante un separador externo.

Hay tres importantes factores que afectan negativamente el contacto entre biomasa y agua residual, éstos son: 1) canalización-formación de caminos preferenciales a través del reactor, 2) formación de zonas muertas, causadas por la

compactación del lodo o por "colmatación" de la zona intersticial de la matriz de soporte por sólidos, y 3) "colmatación" de sistemas de distribución pobremente diseñados (u operados)

La canalización ocurre especialmente cuando se producen grandes burbujas de biogás en reactores muy altos. Estas burbujas atraviesan el lecho de lodo de un reactor de lecho de lodos (UASB) o un filtro anaerobio híbrido provocando una estela en la cual un gran "cilindro" de líquido pasa a lo largo del reactor sin entrar en contacto con la biomasa y sin ser tratado (Porres y Calzada, 1990)

Desde un punto de vista operacional, conviene trabajar con un reactor con un elevado tiempo de retención celular y un pequeño tiempo de residencia hidráulico, que permitan trabajar con elevadas cargas orgánicas. Como se ha visto, ello se consigue operando en continuo con un sistema con recirculación de lodos (contacto anaerobio) o manteniendo la biomasa en el digestor (sistemas con biomasa fija) (Soto y Lema, 1992; Soubes y Muxi, 1990).

Un punto de controversia que no parece totalmente resuelto es la distinción entre conversión y eliminación de sólidos, esta última pudiendo tener lugar por fenómenos puramente físicos, por ejemplo, atrapamiento y no degradación, de partículas sólidas, así pues, se deben establecer claramente los mecanismos de desaparición de las partículas de las aguas residuales (Souza y col , 1992).

Para elegir con toda seguridad el sistema más adecuado, conviene siempre recurrir a los estudios de laboratorio que permitan identificar completamente el agua residual, así como obtener información sobre su tratabilidad. A este respecto, se ha propuesto un organigrama de decisión basado en la naturaleza del residuo (líquido, semilíquido o semisólido) y en la de su perfil de fermentación natural, es decir, a su tendencia natural a ser fermentado en condiciones sépticas

Tras el análisis bibliográfico efectuado, parece claro que los sistemas con mayor futuro son el de lecho de lodos de flujo ascendente y el lecho fluidificado. Un objetivo básico para progresar en el tema debe ser profundizar en el conocimiento de ambos sistemas para el tratamiento de las aguas residuales poco concentradas como es el caso del agua residual urbana. De esta forma se debería estudiar con mayor detenimiento la influencia de las variables del sistema (carga orgánica,

recirculación del efluente, etc) sobre la degradación alcanzada, extendiendo el conocimiento sobre la degradación de tipos de compuestos químicos a fin de mejorar el conocimiento sobre el proceso, en vistas al diseño y operación del sistema.

El rigor de los estudios es imprescindible puesto que, dado el lento crecimiento de los microorganismos anaerobios, es posible que el estado estacionario no se alcance y se acepten resultados sin la base precisa. Asimismo se hace necesaria una labor analítica extensa, para caracterizar los compuestos que se degradan, así como cuantificar la porción de partículas eliminadas por simple "filtración" y no por degradación biológica, mediante los oportunos análisis del líquido contenido en distintos puntos del reactor (Díaz, 1990).

La tecnología anaerobia aplicada al tratamiento de aguas residuales, tiene amplias perspectivas de ser adoptada, en especial en climas templados (Vázquez, 1984).

HIPÓTESIS:

Con base en lo anterior, la hipótesis de este trabajo es la siguiente:

- 1) El proceso de degradación anaerobia es útil para el tratamiento de aguas residuales porcícolas.
- 2) En el Estado de Yucatán, el proceso de degradación anaerobia es eficiente a temperatura ambiente

CAPÍTULO 2.- METODOLOGÍA: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 CONSTRUCCIÓN DEL DIGESTOR EXPERIMENTAL

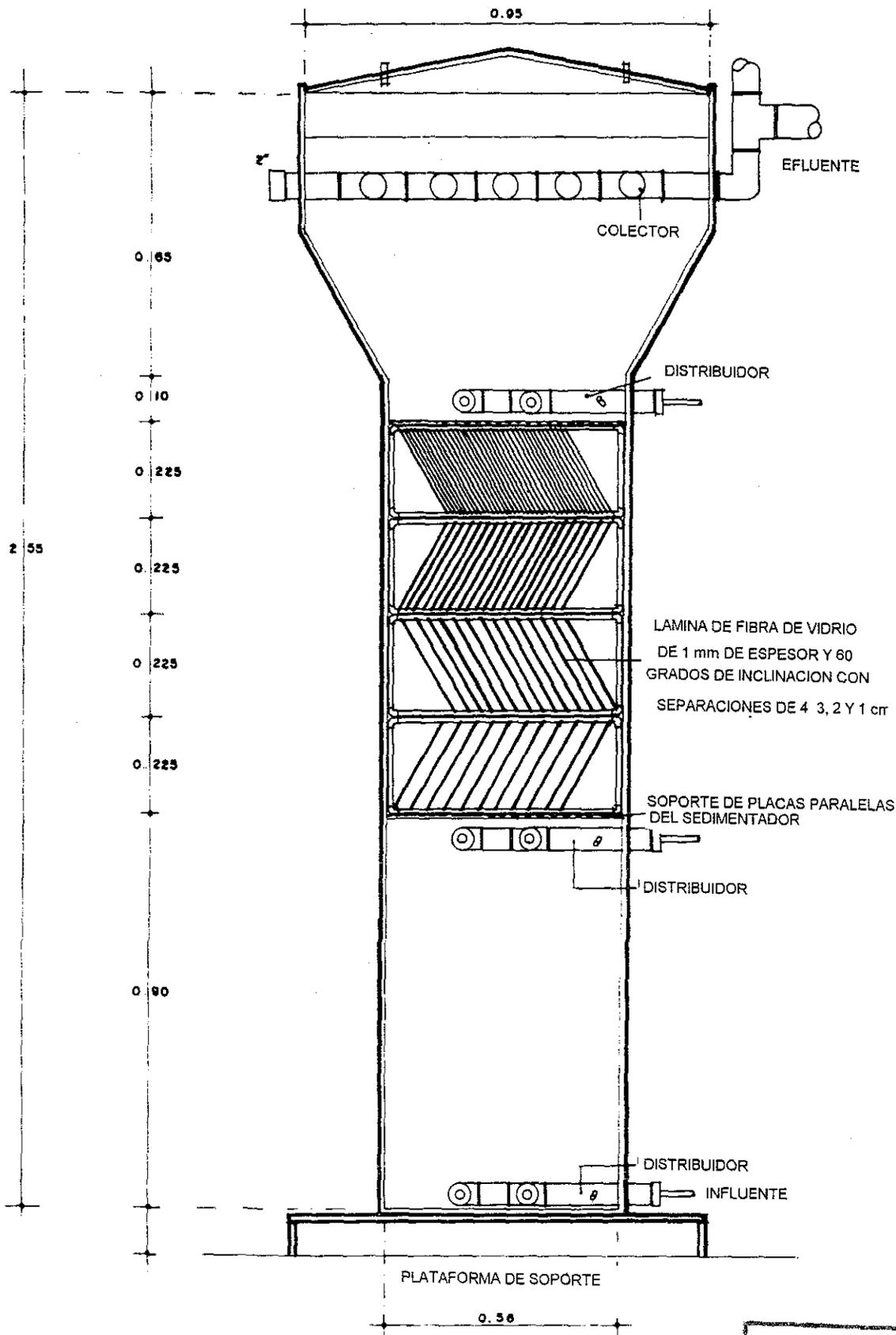
En una granja porcícola del municipio de Conkal, Yucatán se construyó un reactor mixto tipo planta piloto de dos fases unidas: una de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB) y otra de crecimiento fijo (placas de fibra de vidrio). En su parte superior el reactor constó de una cámara para la recolección del agua tratada y de una salida para el biogás producido. El modelo experimental, de 534 litros, se construyó uniendo dos cilindros metálicos (tambores) de 56 cm de diámetro y 90 cm de altura cada uno, con lo que se obtuvieron volúmenes útiles de 208 litros en el UASB y de 195 litros en el reactor con placas (figuras 1 y 2). La cámara superior se construyó con un cono de lámina galvanizada de 95 cm de ancho y 65 cm de altura, con un volumen útil de 131 litros. El reactor está constituido de la siguiente manera: la parte inferior (un cilindro metálico) es un digestor anaerobio de lecho expandido de lodos con flujo ascendente, este modelo fue propuesto por Lettinga y es conocido como "Reactor Anaerobio de Lecho de Lodos de Flujo Ascendente" (RALLFA) o reactor tipo UASB, por sus siglas en inglés. Este modelo de digestor anaerobio es uno de los más empleados actualmente en el tratamiento de las aguas residuales con elevados contenidos de material orgánico, habiéndose obtenido resultados muy satisfactorios con su utilización. La fase de crecimiento fijo consistió en cinco secciones de placas de fibra de vidrio de 0.40 m x 0.10 m, inclinadas 70° contenidas en otro tambor de las mismas dimensiones que el UASB. La separación de las placas en las secciones, en orden ascendente, fueron las siguientes: la primera 3.5 cm, la segunda y la tercera 2.5 cm y las dos últimas 1.5 cm. (figura 3). Estas placas sirven para retener los sólidos de los lodos, así como actuar como sedimentadores de las partículas que alcancen a ser arrastradas por las aguas que salen del reactor. El fenómeno anterior es para procurar mayor retención de la biomasa activa del reactor. El dispositivo de recolección del agua tratada se localizó en la parte superior (volumen útil 131 litros) a una altura de 2.17 m de la base del reactor, el cual dio lugar al puerto muestreador del efluente. (figura 4). En la parte superior de esta tapa se instaló una salida para el biogás que se produce durante la

digestión, para ello se instaló un tubo de acero galvanizado de 1/2" y en éste se instaló el medidor de gas (flujómetro) Todo el digestor fue forrado con fibra de vidrio (por dentro y por fuera), para procurar un mejor control de la temperatura, esto es, para favorecer que la temperatura del interior del reactor se mantenga en un intervalo mesofílico y no tenga tantas variaciones bruscas respecto a la temperatura ambiente. Esto podía ocurrir frecuentemente porque el desecho era suministrado al reactor, tal como se generaba en la granja. En tres lugares diferentes del interior del reactor se instalaron sistemas de distribución de las aguas que son alimentadas al reactor (lo cual se realiza por la parte inferior). Estos distribuidores se construyeron con tubos de PVC de diferentes diámetros, con orificios para asegurar una distribución uniforme del flujo suministrado. El sistema de distribución del influente se observa en la figura 5 y se instaló a 5 cm de la parte inferior del reactor. En la parte media (donde se separan los dos modelos) se instaló un distribuidor de flujo. En la parte superior del digestor que contiene las placas (donde se une con la cámara) se instaló el sistema de recolección del agua tratada, antes de ser vertida al exterior del reactor. El modelo del distribuidor es igual al del sistema de recolección del agua tratada y se muestran en la figura 6. En la parte media del reactor se instaló un soporte para sostener las placas de láminas de fibra de vidrio, a 2 cm del sistema de distribución del flujo. Este soporte se construyó con malla de acero, como se muestra en la figura 7. Las aguas residuales de la granja eran colectadas a la hora del lavado de los corrales y se almacenaban en un tanque de lámina galvanizada de 800 litros, provisto en la parte superior de una malla galvanizada de 4 mm, para cribar los sólidos del agua residual. En la figura 8 se encuentra el tanque de almacenamiento de las aguas residuales. En el interior del tanque de almacenamiento se instaló una bomba sumergible para suministrar la alimentación al reactor, la cual se realizaba por la parte inferior, a 5 cm del fondo del reactor. Esta característica del sentido del flujo en el reactor es un factor determinante para el buen funcionamiento de este modelo experimental. El reactor se instaló sobre una base construida con madera forrada con fibra de vidrio y tornillos niveladores, con lo cual se ajustó la verticalidad del reactor. Esta base se observa en la figura 9. En la figura 10 se observa el diagrama del sistema

experimental, conteniendo la descripción de los lugares en los que se instalaron las bombas utilizadas, así como el reactor, el tanque de almacenamiento, el medidor de biogas y el registrador gráfico de éste

La seguridad del reactor respecto a la confiabilidad de ausencia de fugas se probó varias veces con agua de pozo y cada vez que se detectaba una fuga, se procedía a vaciar el contenido del reactor, se sellaba la fuga y hasta que el pegamento utilizado se secara, se llenaba nuevamente el reactor. Todo lo anterior para asegurar que en el digestor prevaleciera la anaerobiosis, requerimiento indispensable para este sistema de tratamiento. Se verificaron tanto la confiabilidad de las instalaciones, como el suministro de energía eléctrica en el sistema experimental. El reactor se alimentó con el agua residual de lavado de corrales de cerdo en la etapa de engorda, todos los días en forma continua; con el objeto de eliminar sólidos (principalmente alimento no digerido) el agua recibió un pretratamiento de cribado en el tanque de almacenamiento. El cribado consistió en el paso del agua residual a través de mallas de 1 mm. Se empleó una bomba Cole Parmer ($Q_{\text{máx}}=536$ ml/min) para suministrar el sustrato al reactor.

Todo el experimento se desarrolló a las condiciones ambientales de temperatura, debido a que en el Estado de Yucatán, prevalece el clima cálido casi todo el año. La temperatura ambiental anual media es de 27°C . Este es un factor muy importante para la obtención de altas eficiencias en este sistema de tratamiento, porque la temperatura es uno de los requerimientos para incrementar la actividad de degradación de parte de los microorganismos anaerobios (Vázquez, 1984).



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

FIG. 1 SECCION TRANSVERSAL DEL REACTOR ANAEROBIO HIBRIDO

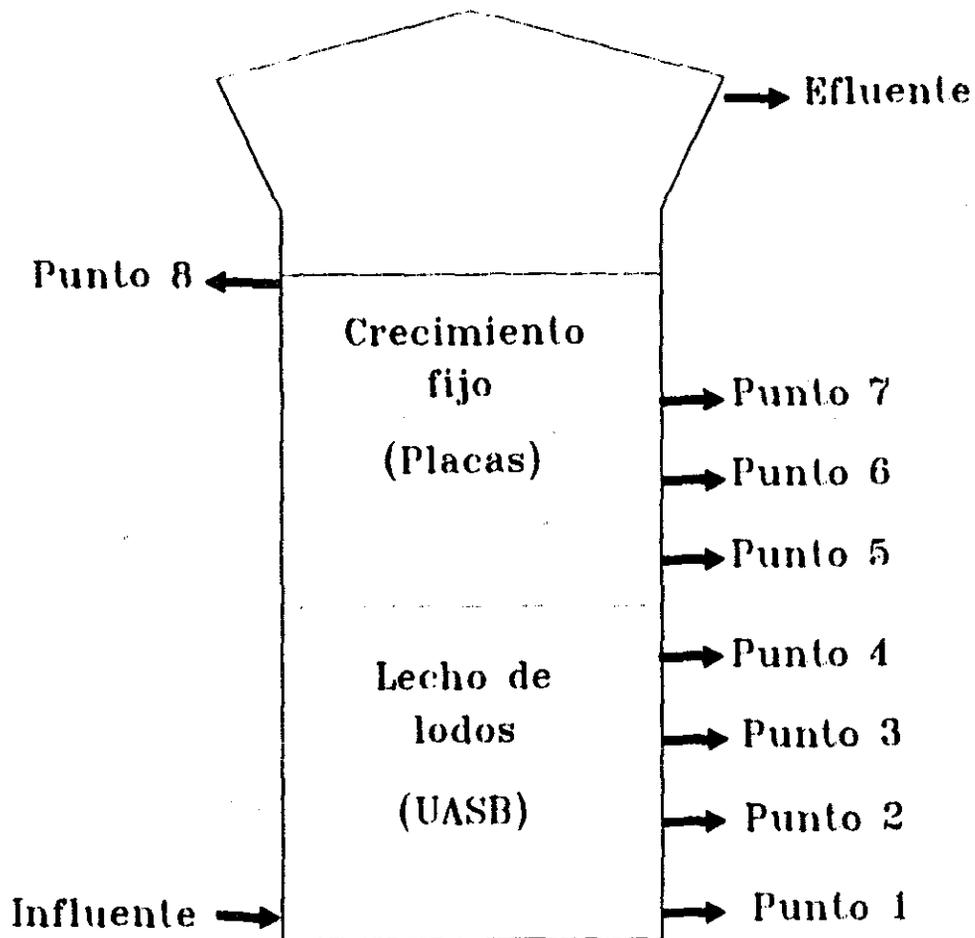
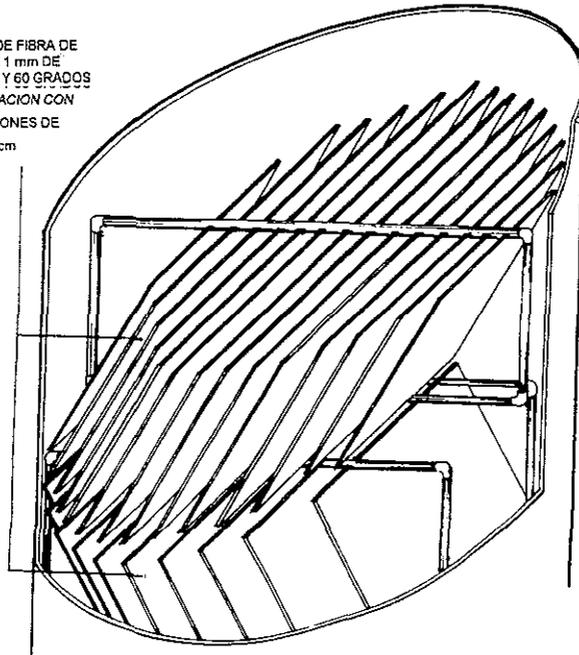


FIG.2 PUNTOS DE MUESTREO DEL REACTOR

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

LAMINAS DE FIBRA DE
 VIDRIO DE 1 mm DE
 ESPESOR Y 60 GRADOS
 DE INCLINACION CON
 SEPARACIONES DE
 4.3.2 Y 1 cm



**FIG. 3 ESQUEMA DE DISPOSICION DE PLACAS
 PARALELAS DEL SEDIMENTADOR**

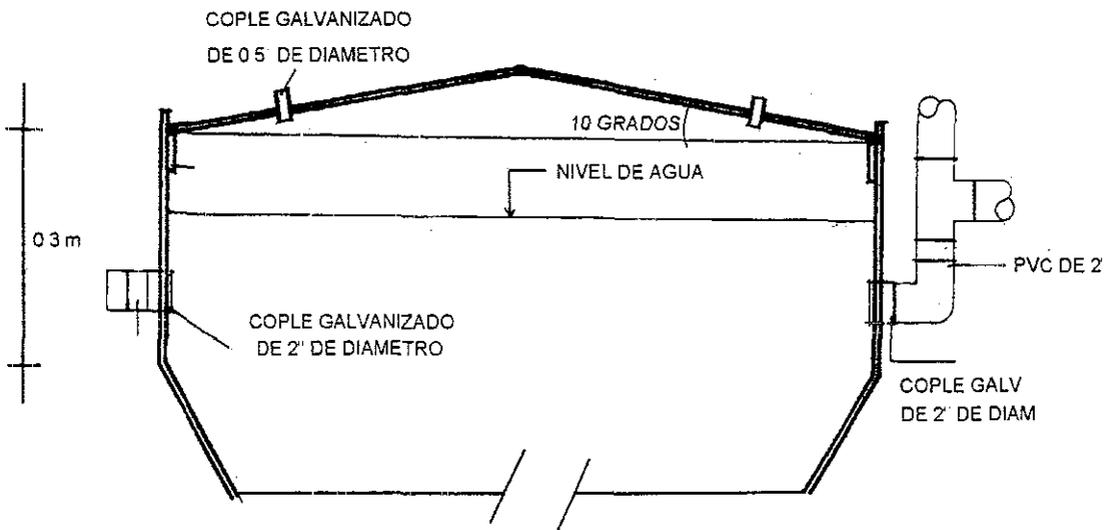


FIG. 4 DETALLE DE TAPA DEL REACTOR

**TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN**

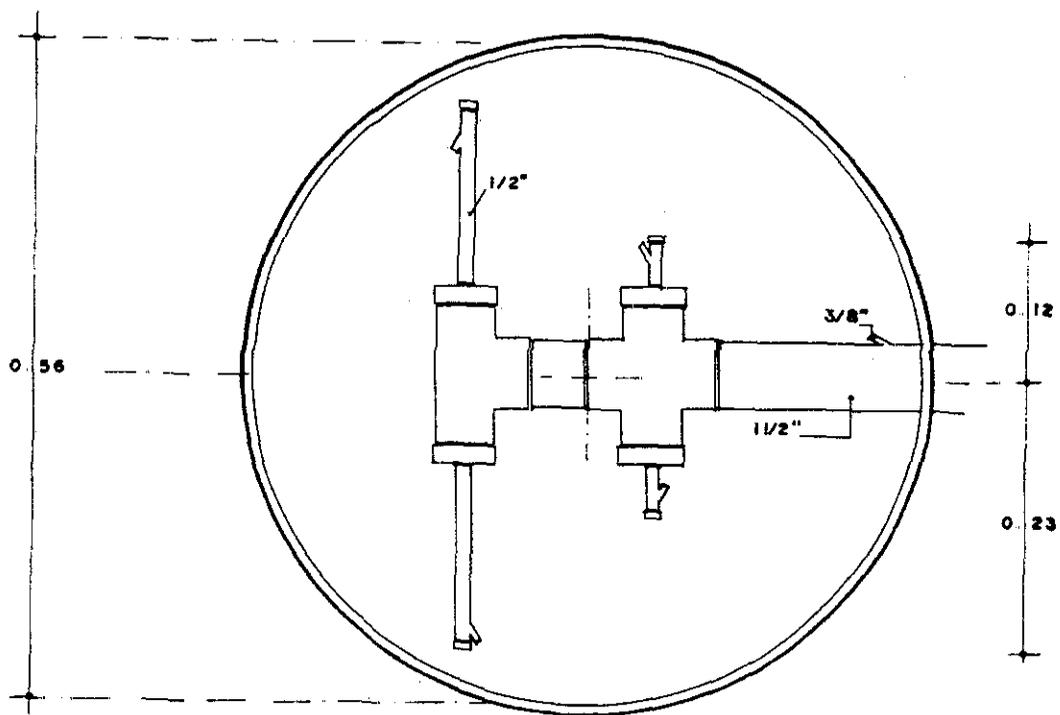


FIG. 5 SISTEMA DE DISTRIBUCION DEL INFLUENTE AL SISTEMA

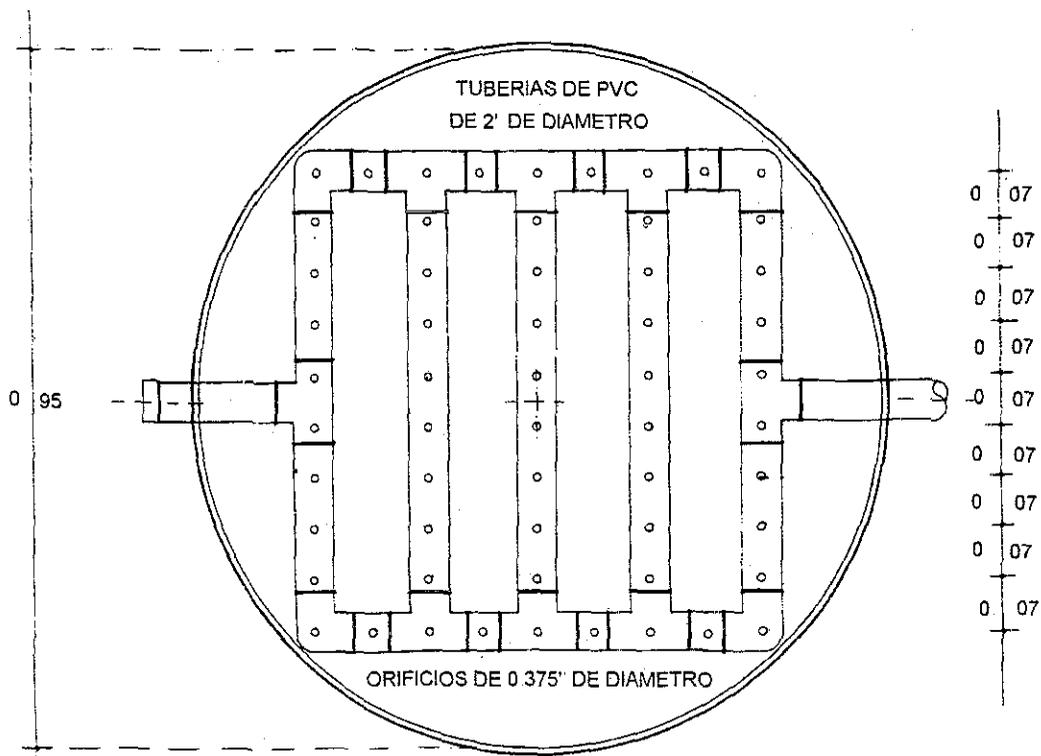


FIG. 6 SISTEMA DE RECOLECCION DEL AGUA TRATADA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

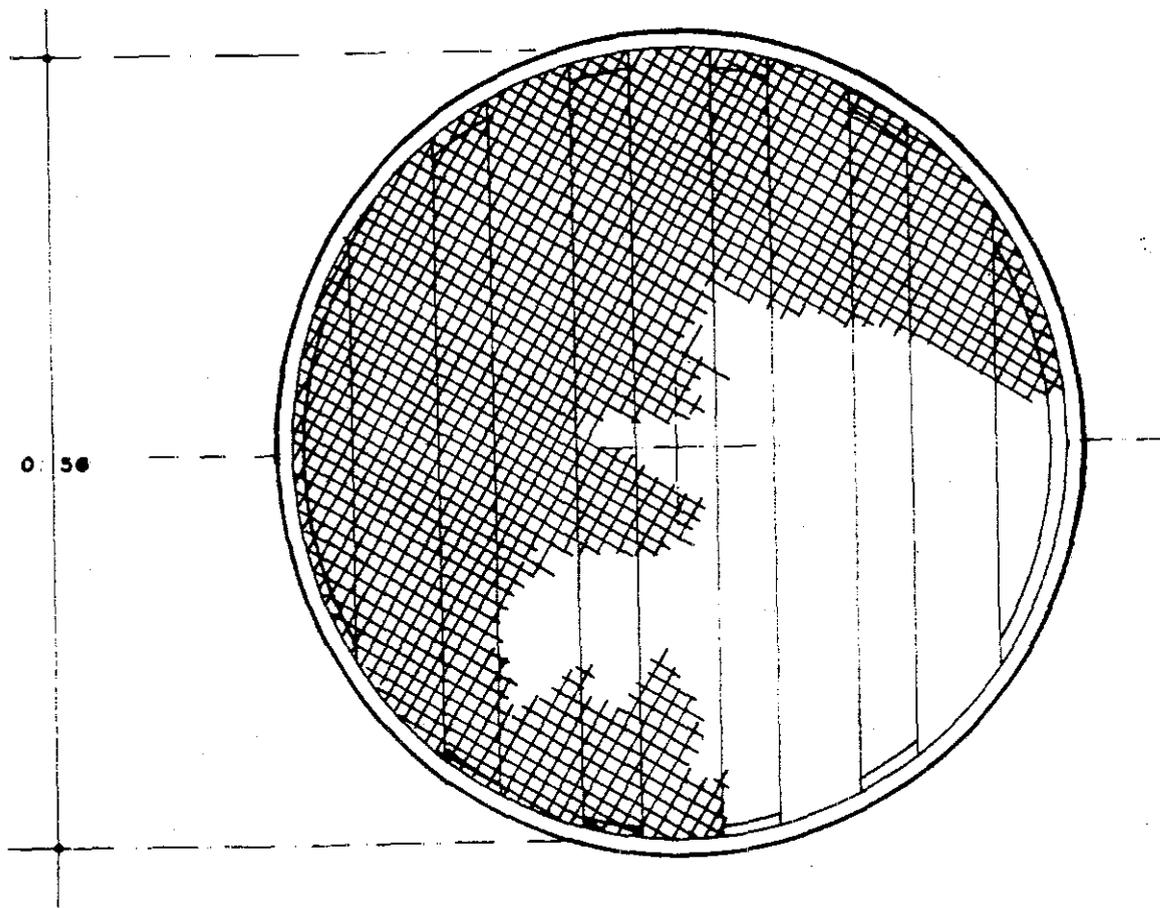


FIG. 7 SOPORTE DE MALLA DE ACERO ELECTROSOLDADA DE 1.2 cm DE LADO

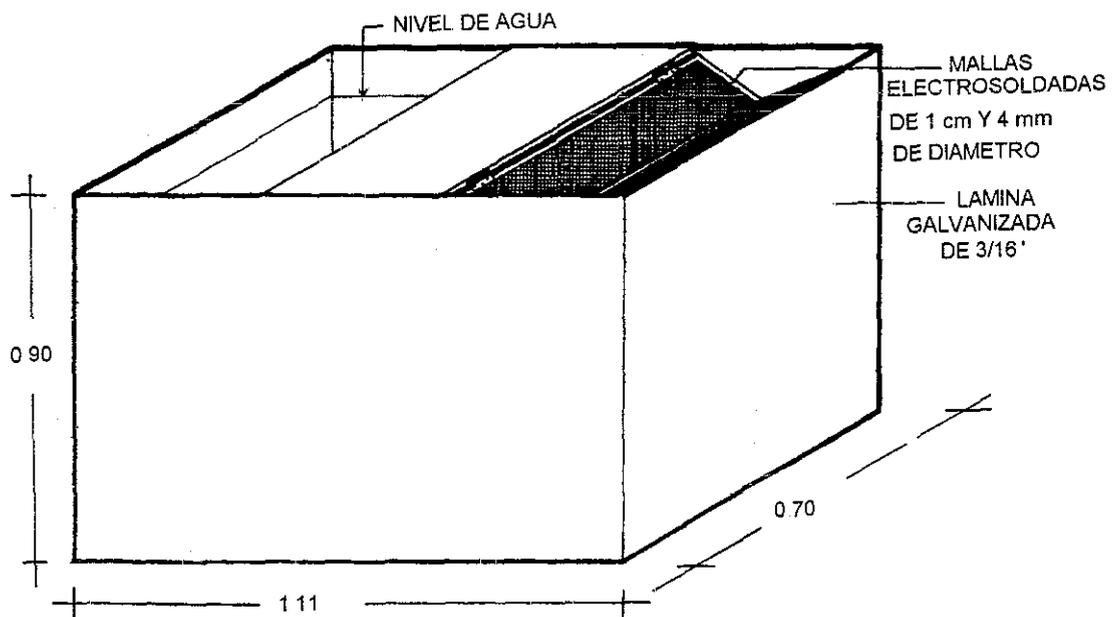


FIG. 8 DEPOSITO DE ALMACEN DE AGUA RESIDUAL CRUDA (CAPACIDAD UTIL: 700 l, acotaciones en m)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

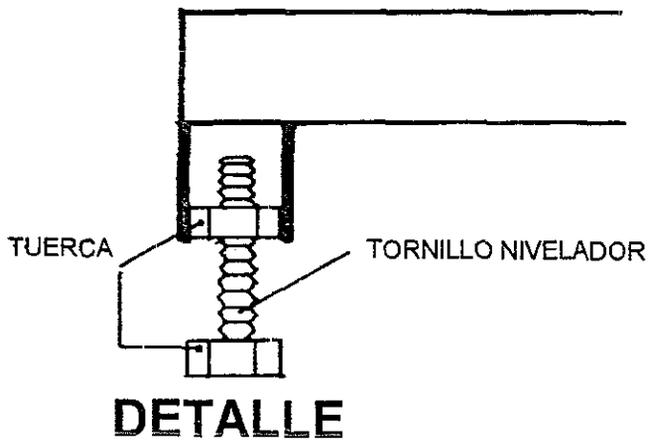
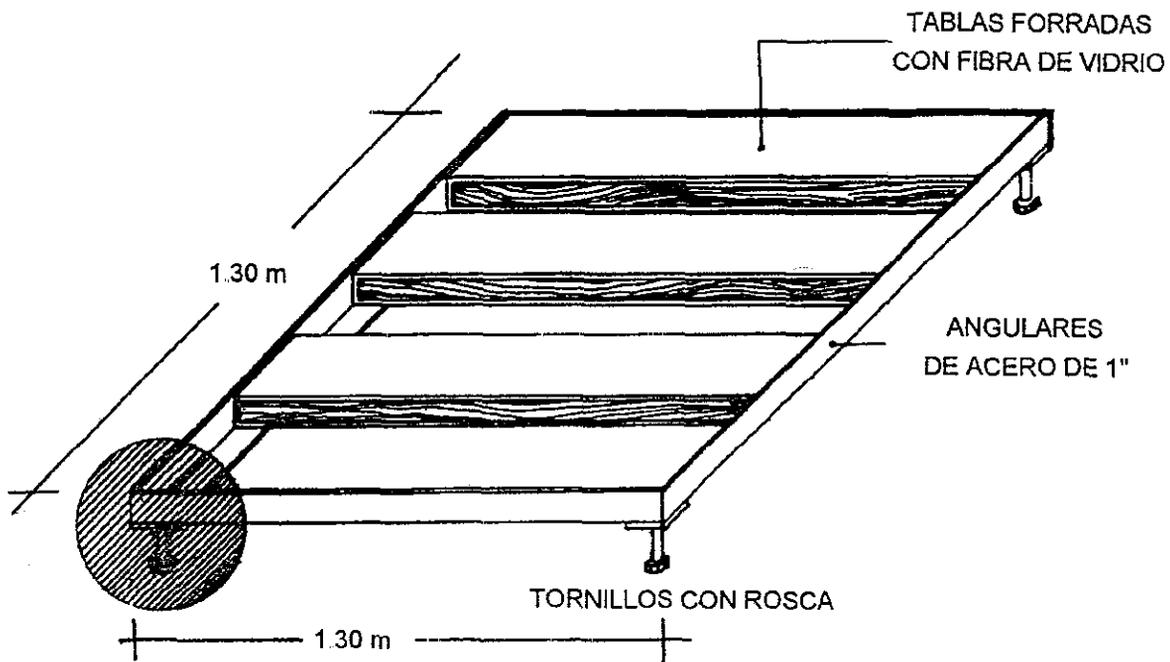


FIG. 9 BASE DE MADERA PARA DESPLANTE DEL REACTOR EXPERIMENTAL

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

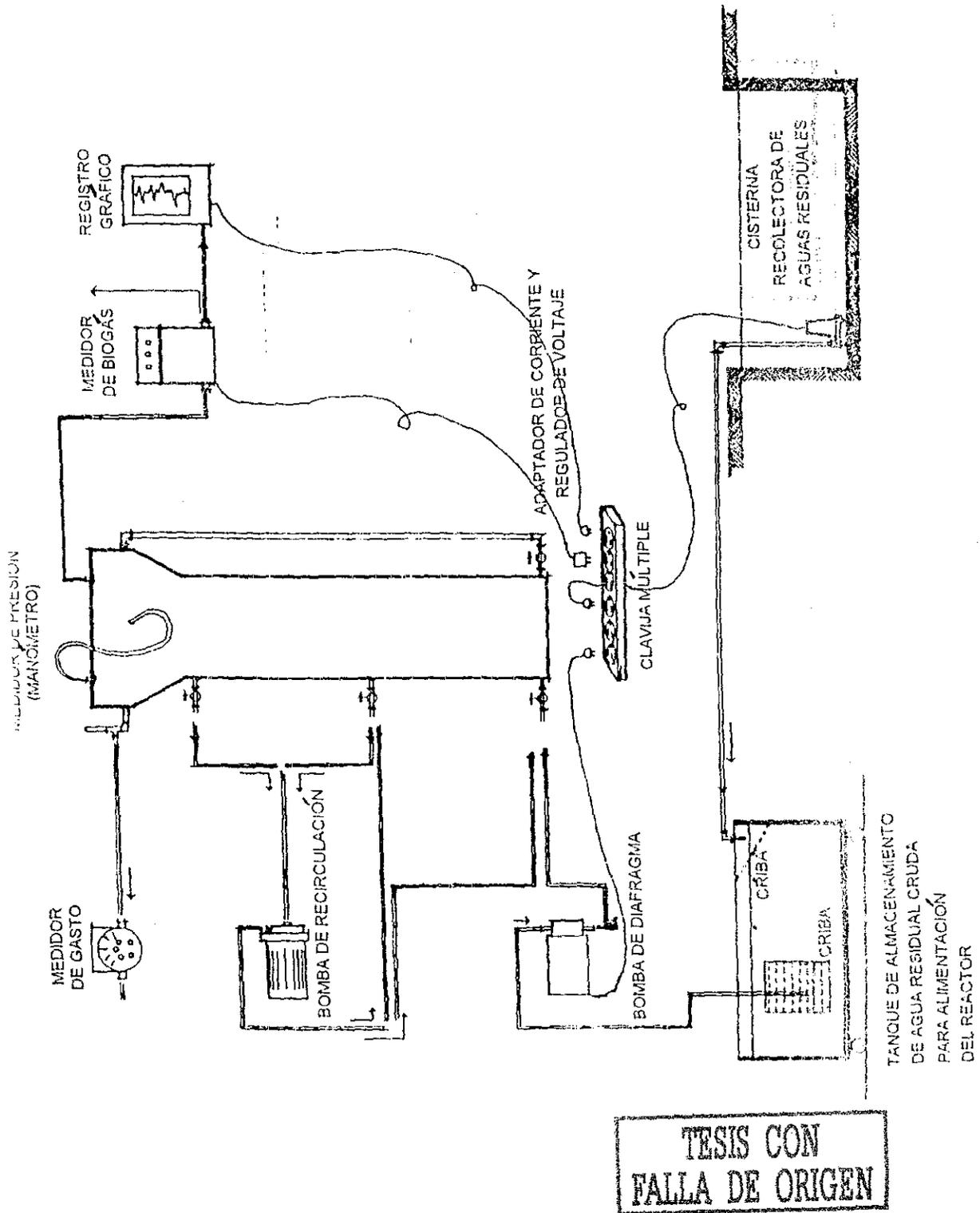


FIG. 10 DIAGRAMA DE EQUIPOS E INSTRUMENTOS PERIFÉRICOS

2.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Se realizó la caracterización de las aguas residuales que se iban a someter al tratamiento anaerobio. Para ello, se realizaron análisis durante dos semanas, recolectando un total de 10 muestras, durante este tiempo. Todos los análisis se realizaron de acuerdo con los procedimientos y las técnicas recomendadas por el "Standard Methods for the analyses of Water and Wastewater", editado por la APHA, AWWA, WPCF (1992). Las variaciones en las características del agua residual utilizada están determinadas por el origen de las mismas, ya que están sujetas al volumen de agua utilizada durante las labores de limpieza de los corrales, a la cantidad de excretas producidas por los cerdos y al tiempo transcurrido entre una rutina y otra en las labores de limpieza de los corrales. Durante el tiempo que duró este trabajo pudieron eliminarse algunas variables importantes que hubieran provocado mayores diferencias en las características originales del desecho a tratar. Las variables a que se refiere el párrafo anterior son las siguientes: a) el horario de las labores de limpieza de los corrales, ya que éstas se realizaban entre las seis y las ocho horas; b) el número de cerdos, porque en los corrales utilizados siempre se mantuvo aproximadamente el mismo número de cerdos (400 ± 50). Otra variable era que todos los cerdos eran semejantes en cuanto a peso corporal y pertenecían a la fase de crecimiento, por lo que consumían el mismo tipo de alimento balanceado.

2.3. INOCULACIÓN Y ARRANQUE DEL REACTOR

El reactor experimental fue inoculado de la siguiente manera: Se utilizaron 30 litros de lodos de desecho de fosas sépticas obtenidas en el basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán, 60 litros de líquido ruminal proveniente de bovinos recién sacrificados en uno de los rastros municipales y 20 litros de lodos provenientes de un reactor anaerobio instalado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. Todos estos componentes fueron introducidos al reactor a través de una bomba peristáltica. A este inóculo se le añadieron las aguas residuales generadas en la granja, hasta completar el volumen total del reactor. A las aguas residuales con que se llenó el reactor, se le eliminaron los sólidos gruesos, para lo cual se pasó el

desecho a través de una criba de 1 cm de diámetro. Posteriormente, se dejó recircular el contenido del reactor durante una semana, para que la biomasa se enriqueciera y se aclimatara al sustrato suministrado. El arranque del sistema experimental inició una vez que se notó la producción de biogás en el reactor, lo cual ocurrió una semana después de la inoculación. Esta puesta en marcha consistió en suministrar el sustrato a velocidad controlada, a través de una bomba peristáltica. A partir de este momento se suspendió la recirculación del contenido del reactor.

2.4. EVALUACIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL, MUESTREOS Y ANÁLISIS

El objetivo de este trabajo es determinar la influencia que tiene el TRH en la eficiencia del reactor, tanto para remover la materia orgánica contenida en el desecho a tratar, como en la producción de biogás por el sistema. Las variables independientes son el TRH y la concentración de materia orgánica, medida ésta como DQO en el agua residual utilizada como sustrato. La variable de respuesta del sistema experimental es la eficiencia del reactor. Esta eficiencia se refiere a la remoción de materia orgánica y al biogás producido durante la digestión del sustrato. Para evaluar el funcionamiento del digestor se determinó iniciar el experimento con un TRH de 4 días. La utilización de este TRH se hizo tomando en cuenta los resultados de un reactor UASB a nivel de laboratorio (Mejía, 1986; Vázquez, 1987). A partir de este TRH se fue disminuyendo en etapas posteriores, debido a que el objetivo principal de este experimento, es determinar el efecto de esta variable en la eficiencia del sistema anaerobio. La eficiencia del reactor se determinó con base en los porcentajes de remoción de la materia orgánica, medida como demanda química de oxígeno (DQO), alcanzados durante la utilización de cada uno de los TRH establecidos. La duración de cada una de las etapas de trabajo se determinó con base en los resultados de los análisis realizados. Una vez que se modificaban las condiciones de operación del reactor (se incrementaba la velocidad de la alimentación), los primeros análisis se descartaban y se esperaba, como mínimo, cinco veces el TRH que se quería evaluar, para considerar como iniciada la nueva condición de evaluación del digestor. El agua residual era recolectada en el tanque de almacenamiento a través de una bomba sumergible, la

cual se instaló en los canales de desagüe de los corrales. Estas aguas residuales eran cribadas en una malla de 1 cm de diámetro para eliminar los sólidos gruesos, que podrían obstruir el tubo de entrada del sustrato al reactor.

Las condiciones de operación del sistema experimental se describen en la tabla 10.

TABLA 10. CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

ETAPA	GASTO (L/d)	TRH (días)
1	122(±8)	4.4
2	197(±10)	2.8
3	287(±8)	1.9
4	426(±10)	1.3
5	572(±12)	1

Para evaluar el comportamiento del reactor se realizaron análisis del influente, del efluente y del interior del reactor. Se determinó la cantidad de biogás producido y el contenido de metano en éste. El número de veces que se efectuaron los análisis se determinó de acuerdo con las recomendaciones consultadas en la bibliografía y por las experiencias anteriores de evaluación de sistemas anaerobios. Los análisis y la frecuencia con que fueron efectuados se describen en la tabla 11. Los análisis se realizaron de acuerdo con los procedimientos y las técnicas recomendadas por el "Standard Methods for the analyses of Water and Wastewater", editado por la APHA, AWWA, WPCF (1992), utilizando los volúmenes de muestra recomendados para cada caso. En la Tabla 12 están las técnicas analíticas utilizadas. La DQO de las muestras se determinó 3 veces por semana en las muestras de influente y efluente con los TRH de 4.4 días y 2.8 días. Para los TRH de 1.9 días, 1.3 días y 1 día, la determinación de la DQO de las muestras se efectuaba todos los días, con el fin de incrementar la confiabilidad de los resultados obtenidos. Los análisis de DQO se realizaron en las muestras homogeneizadas (DQO total) y en las muestras centrifugadas (DQO soluble), ya que la DQO soluble representa la porción soluble de la materia orgánica presente en el desecho. Para

determinar la DQO soluble, las muestras eran centrifugadas a 500 rpm durante 10 minutos y el sobrenadante se tomaba para realizar los análisis.

TABLA 11. ANÁLISIS Y MUESTREOS EFECTUADOS

PARÁMETRO	INFLUENTE	EFLUENTE	REACTOR
Gasto	Diario		
Temperatura	Diario	Diario	
PH	Diario	Diario	
DQO total	3/semana	3/semana	
DQO soluble	3/semana	3/semana	
SST	3/semana	3/semana	3/semana
SSV	3/semana	3/semana	3/semana
ST	3/semana	3/semana	
SV	3/semana	3/semana	
NKT	2/semana	2/semana	
N-NH ₃	2/semana	2/semana	
AV	Diario	Diario	Diario
Metano			Diario
Biogás			Diario

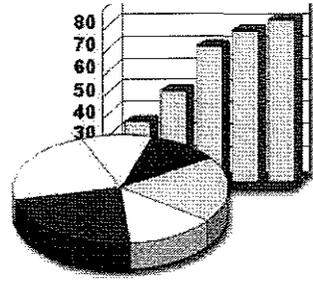
TABLA 12. TÉCNICAS ANALÍTICAS Y EQUIPOS UTILIZADOS PARA EVALUAR EL SISTEMA EXPERIMENTAL

PARÁMETRO	REFERENCIA	TÉCNICA	EQUIPO
Gasto			Bomba
Temperatura			Termómetro
PH	APHA (1992)	Instrumental	Electrodo
DQO total	Manual del fabricante	Instrumental	Autoanalyzer
DQO soluble	Manual del fabricante	Instrumental	Autoanalyzer
AV	Banfield (1978)	Instrumental	Cromatógrafo Perkin Elmer Sigma 300
Volumen biogás	Manual del fabricante	Instrumental	Flujómetro de Gilmont Serial No C9250-C9349
Metano		Instrumental	Cromatógrafo Perkin Elmer Sigma 300
SST	APHA (1992)		
SSV	APHA (1992)		
ST	APHA (1992)		
SV	APHA (1992)		
NKT	APHA (1992)		
N-NH ₃	APHA (1992)		

Los análisis de DQO se realizaron por el método fotométrico. Se decidió utilizar este método después de consultar los resultados reportados por Fernández-Villagómez (1992). También se compararon los métodos volumétrico y fotométrico con las muestras del sistema experimental, para identificar diferencias en los resultados obtenidos. En vista de que no se encontró una diferencia significativa con 10 muestras analizadas al mismo tiempo, por ambas técnicas, (tal como concluye la referencia citada), se optó por el método fotométrico.

La determinación de los ácidos grasos volátiles se realizó por cromatografía. Esta técnica se ha utilizado en experimentos anteriores y la veracidad y confiabilidad de los resultados obtenidos se ha comparado con los patrones (muestras químicamente puras) de los ácidos analizados. Se determinaron las concentraciones de ácido acético y ácido propiónico, porque estos dos ácidos son los que se involucran directamente en el proceso de degradación anaerobia: El ácido acético como sustrato principal de las bacterias formadoras de metano. El ácido propiónico se ha reportado como inhibidor del proceso anaerobio. La técnica analítica y las condiciones de trabajo del cromatógrafo para la determinación de ácidos volátiles se encuentran descritas en el Anexo 2.

El biogás producido se cuantificó con un gasómetro compuesto de un flujómetro y un graficador del volumen de biogás detectado por el medidor de flujo. La fracción de metano presente en el biogás se determinó por medio de cromatografía con detector de ionización de flama. Esta técnica ha sido reportada en la bibliografía y se fundamenta en el tipo de detector utilizado, ya que con este detector, únicamente se detecta metano, por lo que se excluye la posibilidad de que al inyectar la muestra de biogás en el cromatógrafo, se pudiera detectar el bióxido de carbono que estuviera en la muestra analizada o cualquiera de los otros constituyentes traza del biogás: Nitrógeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno. La técnica analítica y condiciones de trabajo del cromatógrafo utilizados para la determinación del porcentaje de metano se encuentran en el Anexo 3.



CAPÍTULO 3.- RESULTADOS: DISCUSIÓN E INTERPRETACIÓN

3.1. RESULTADOS EXPERIMENTALES: TENDENCIAS

Los resultados que se obtuvieron durante la evaluación del sistema experimental, se analizan y discuten en este capítulo. En la tabla 13 están los resultados promedio obtenidos durante la caracterización de las aguas residuales de la granja porcícola.

Con los datos experimentales, se ensayaron modelos de regresión múltiple, en los que se tiene a la eficiencia como variable de respuesta del sistema experimental. Dicha eficiencia se refiere a la remoción de materia orgánica y al biogás producido durante la digestión del sustrato.

Se presentan los resultados obtenidos en las tablas 14, 15 y 16. Estos datos son analizados de la siguiente manera: Mostrando gráficamente sus tendencias y variaciones temporales durante el experimento y mediante análisis de regresión múltiple.

En la tabla 14 se presentan los resultados experimentales de las eficiencias del reactor, con base en los porcentajes de DQO removida

En la tabla 15 se muestran las cargas orgánicas resultantes del sistema experimental.

En la tabla 16 están los resultados de biogás y metano producidos en el reactor.

En las figuras 11 a 15 se muestran las tendencias de las variaciones temporales respecto al tiempo de operación del reactor

En las figuras 11 y 12 se encuentran las variaciones temporales de la DQO soluble y total del influente, el efluente y los porcentajes de remoción de DQO soluble, durante los 200 días de evaluación del sistema experimental.

TABLA 13: RESULTADOS PROMEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA GRANJA PORCÍCOLA (n=10 muestras).

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
gasto (m ³ /d)	2	0.5
PH	6.7	0.5
temperatura (°C)	28	4
DQO _{total} (mg/L)	11500	2850
DQO _{soluble} (mg/L)	8500	3050
NKT (mgN/L)	1400	780
N-NH ₃ (mgN-NH ₃ /L)	650	320
AV (mgAV/L)	1230	580
SST (mg/L)	3100	1400
SSV (mg/L)	2100	950
SSF (mg/L)	1000	750
ST (mg/L)	7200	1200
SV (mg/L)	5200	1900

TABLA 14: RESULTADOS EXPERIMENTALES DE LA EVALUACIÓN DEL SISTEMA

Días	DQO soluble influente (ppm)	DQO soluble efluente (ppm)	REMOCIÓN DE DQO SOLUBLE (%)	DQO total influente (ppm)	DQO total efluente (ppm)	REMOCIÓN DE DQO TOTAL (%)
1	11280	3460	69.4	16500	4640	72
4	14090	2790	81	15500	5160	67
6	10210	2570	75	19000	2580	87
10	12220	1900	85	17200	2620	85
12	12030	1790	85.2	15650	2890	82
15	8140	3190	61	15500	4180	73.1
17	6410	2150	67	12700	3300	74.1
19	6000	1910	68.2	9400	2400	75
22	6250	1640	74	7300	2120	71
24	7870	1510	81	10800	3100	71.3
26	5060	1260	75.1	14880	1740	88.4
33	5960	770	87.1	10350	1010	90.3
35	5900	1230	79.2	9750	1540	84.3
38	5900	770	87	12020	1070	91.1
40	5440	1080	80.2	10120	1710	83.2
42	5470	1230	78	7120	1640	77
45	3840	510	87	5770	520	91
47	6260	960	85	11400	1240	89.2
65	4060	730	82.1	9310	1110	88.1
66	2740	1510	45	6070	1880	69.1
67	1640	620	62.2	2320	980	58
68	2130	780	63.4	5430	1050	81
71	3900	540	86.2	11070	590	95
72	5160	230	96	7670	880	89
73	3300	430	87	3700	2290	39
75	7990	710	91.2	11640	1660	86
78	7830	910	88.4	12350	2320	82
79	8150	780	91	8770	2700	70

continúa.....

Días	DQO soluble influyente	DQO soluble efluente	REMOCIÓN DE DQO SOLUBLE (%)	DQO total influyente	DQO total efluente (ppm)	REMOCIÓN DE DQO TOTAL (%)
81	7060	660	91	9410	2910	70
82	5290	270	95	8620	1760	80
85	3230	290	91.1	4950	1760	65
87	3900	420	89.3	7740	770	91
89	4810	600	88	6190	1750	72
90	3990	420	90	7660	2000	74
101	4000	650	84	6970	930	87
102	4190	670	84.1	6460	1530	77
105	3830	300	92.2	7760	880	89
108	2636	776	71	5194	1721	67
112	2171	1163	47	2946	1628	45
113	1318	466	65	3256	1086	67
115	1473	698	53	3101	775	75
116	3107	834	73.2	5530	1061	81
120	2138	535	75	5268	1451	73
128	764	306	60	4657	82	92
129	2672	77	97.2	4962	687	86
130	2616	308	88.3	5462	1231	78
142	4160	2301	45	4690	2655	44
143	3390	2204	35	4238	2628	38
144	5763	1017	82.4	10424	1441	87
147	3221	424	87	5424	678	88
148	2882	678	77	6017	763	87.4
149	5085	1356	73.4	7034	1865	74
150	4153	594	86	8305	1017	88
151	5600	640	89	7760	2960	62
154	3600	560	85	5600	2080	63
161	4240	1200	72	7680	3120	60
162	6160	1200	81	10160	2000	81
163	5313	1172	78	8750	1719	81

continúa . . .

Días	DQO soluble influente (ppm)	DQO soluble efluente (ppm)	REMOCIÓN DE DQO SOLUBLE (%)	DQO total influente (ppm)	DQO total efluente (ppm)	REMOCIÓN DE DQO TOTAL (%)
168	3580	722	80	10180	2314	78
169	3426	1082	69	11160	2892	74
178	2798	754	73.1	10780	2917	73
179	2411	1324	45.1	6230	1590	75
180	2715	759	72.1	5385	2080	62
181	2149	787	63.4	4905	2083	58
182	2218	632	72	8900	874	90
183	1125	400	65	3700	1386	63
184	2331	572	76	4510	904	80
185	2088	488	77	4480	1540	66
187	2707	546	80	9480	2073	78.2
188	3188	1018	68.1	7035	2153	69.4
189	3094	582	81.2	7945	2622	67
190	3549	846	76.2	5775	1941	67
191	3057	1091	64.4	5090	1876	63
192	3174	920	71.1	7215	1466	80
193	2968	783	74	4885	2304	53
194	2520	707	72	5385	2057	62
195	2414	727	70	10720	2321	79
196	4886	1828	63	11305	2365	79
197	4505	1075	76.2	7485	2622	65
198	5214	740	86	10565	1913	82
200	4815	1018	79	12365	1949	85

TABLA 15: RESULTADOS DE LA CARGA ORGÁNICA DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

DÍAS	TRH (días)	CARGA ORGÁNICA SOLUBLE kgDQOsoluble/m ³ /d	CARGA ORGÁNICA TOTAL kgDQOtotal/m ³ /d
1	4.4	2.5	3.8
4	5.9	2.4	2.7
6	5.3	2.0	3.6
10	5.6	3.5	4.9
12	5.9	3.2	4.1
15	4.4	1.7	3.2
17	5.9	1.6	3.1
19	2.7	1.3	2.1
22	3.2	2.3	2.7
24	3.8	2.3	3.2
26	4.4	1.5	4.3
33	5.3	1.3	2.3
35	4.8	1.3	2.1
38	4.6	1.3	2.6
40	3.2	1.2	2.2
42	5.3	0.97	1.3
45	4.6	0.82	1.3
46	4.2	1.4	2.5
65	3.2	0.97	2.3
66	2.8	0.87	1.9
67	2.7	0.58	0.82
68	2.7	0.78	2
71	2.8	1.5	4.1
72	2.5	1.9	2.8
73	2.5	1.4	1.5
			continúa

DÍAS	TRH (días)	CARGA ORGÁNICA SOLUBLE kgDQOsoluble/m ³ /d	CARGA ORGÁNICA TOTAL kgDQOtotal/m ³ /d
75	2.6	3.1	4.6
78	2.7	3	4.8
79	2.5	3	3.3
81	2.8	2.8	3.7
82	2.6	1.9	3.1
85	2.8	1.3	1.9
87	2.8	1.4	2.8
89	2.8	1.8	2.3
90	2.5	1.5	2.8
101	2.3	1.6	2.8
102	2.1	1.8	2.8
105	1.8	1.9	3.8
108	1.8	1.5	2.9
112	1.3	1.2	1.6
113	1.7	0.99	2.5
115	1.7	0.83	1.8
116	1.7	1.3	3.1
128	1.3	1.4	3.6
129	1.3	2.1	3.9
130	1.3	2.1	4.2
142	1.3	3.2	3.6
143	1.2	2.6	3.3
144	1.2	2.3	8.4
147	1.2	4.1	4.4
148	1.2	3.3	4.8
149	1.2	3.5	5.6
150	1.6	2.4	6.6
151	1.5	3.4	4.8
continúa.....			

DÍAS	TRH (días)	CARGA ORGÁNICA SOLUBLE kgDQOsoluble/m ³ /d	CARGA ORGÁNICA TOTAL kgDQOtotal/m ³ /d
154	1.2	5.1	3.7
161	1.2	4.4	6.1
162	1.2	3	8.4
163	1.2	2.7	7.2
168	1.2	3	8.5
169	1.0	3	8.8
178	0.8	3.2	11.4
179	0.9	2.6	7.6
180	0.9	0.98	5.8
181	2.3	1.4	4
182	0.9	2.6	4.4
183	0.9	2.6	5
184	0.8	2.1	5.6
185	1.1	3.2	4.9
186	0.9	3	11.2
187	1.1	3.2	6.7
188	1.0	3.9	8.1
189	0.9	2.6	6.2
190	1.2	2.7	4.2
191	1.2	3.2	6.1
192	0.9	3.3	5.3
193	0.8	3.2	6.9
194	0.8	6.4	14
195	0.8	2.7	14.8
196	1.7	4.2	4.5
197	1.3	3.8	8.4
198	1.3	3.8	9.8
200	1.0	3.8	8.5

TABLA 16: RESULTADOS EXPERIMENTALES DE BIOGÁS Y METANO

DÍAS	TRH (días)	BIOGÁS (L/d)	METANO (L/d)	DQO removida (g/d)
16	4.4	90	62	1559
18	5.9	90	66	400
20	5.6	95	68	545
27	4.4	94	56	554
30	5.3	104	85	471
32	4.6	115	68	895
37	4.6	94	63	1050
43	5.3	95	51	437
44	4.2	108	91	255
45	3.6	110	53	533
61	3.8	123	112	585
66	3.2	123	111	498
68	2.7	116	87	399
72	2.5	116	63	380
77	2.7	123	72	605
81	2.8	123	80	423
82	2.6	130	81	207
86	2.8	130	76	192
90	2.5	133	79	262
95	2.3	137	72	652
99	2.3	94	35	932
106	1.8	101	77	609
109	1.8	94	63	1507
110	1.3	94	56	1412
111	1.2	144	107	1452
117	1.2	137	105	1261
118	1.2	137	62	1045
119	1.2	130	95	562
120	1.2	137	103	710
121	0.9	144	117	805
				continúa.....

DÍAS	TRH (días)	BIOGÁS (L/d)	METANO (L/d)	DQO removida (g/d)
122	0.9	144	133	682
124	1.2	137	127	701
126	1.1	144	127	792
127	1.2	144	124	922
131	0.9	144	96	293
132	0.8	130	107	341
133	1.0	144	117	340
134	1.0	138	97	232
135	1.0	137	114	680
136	1.3	144	123	499
137	1.2	144	119	187
138	0.9	144	112	1062
139	1.0	144	123	944
140	1.0	144	108	798

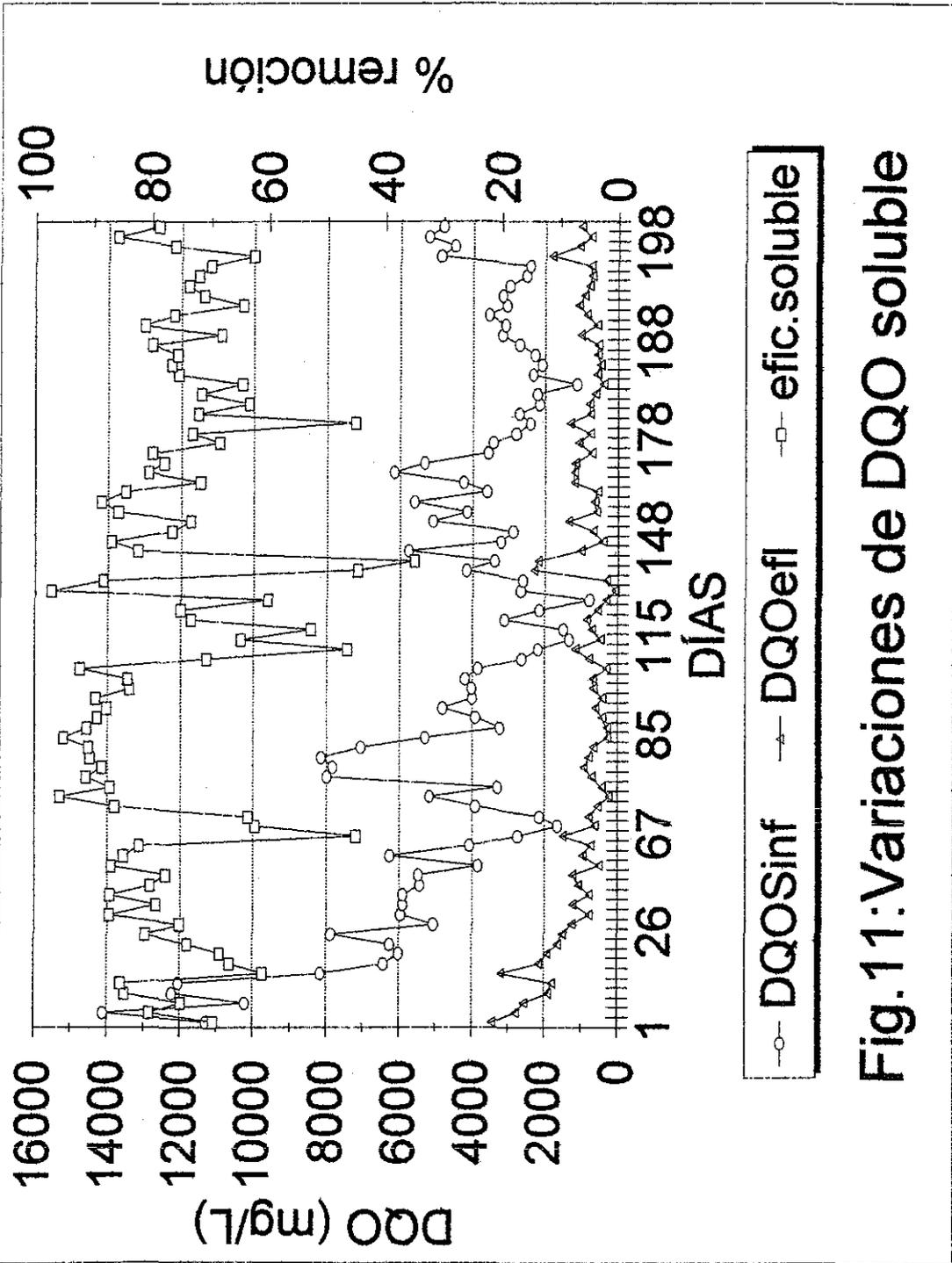


Fig.11: Variaciones de DQO soluble

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

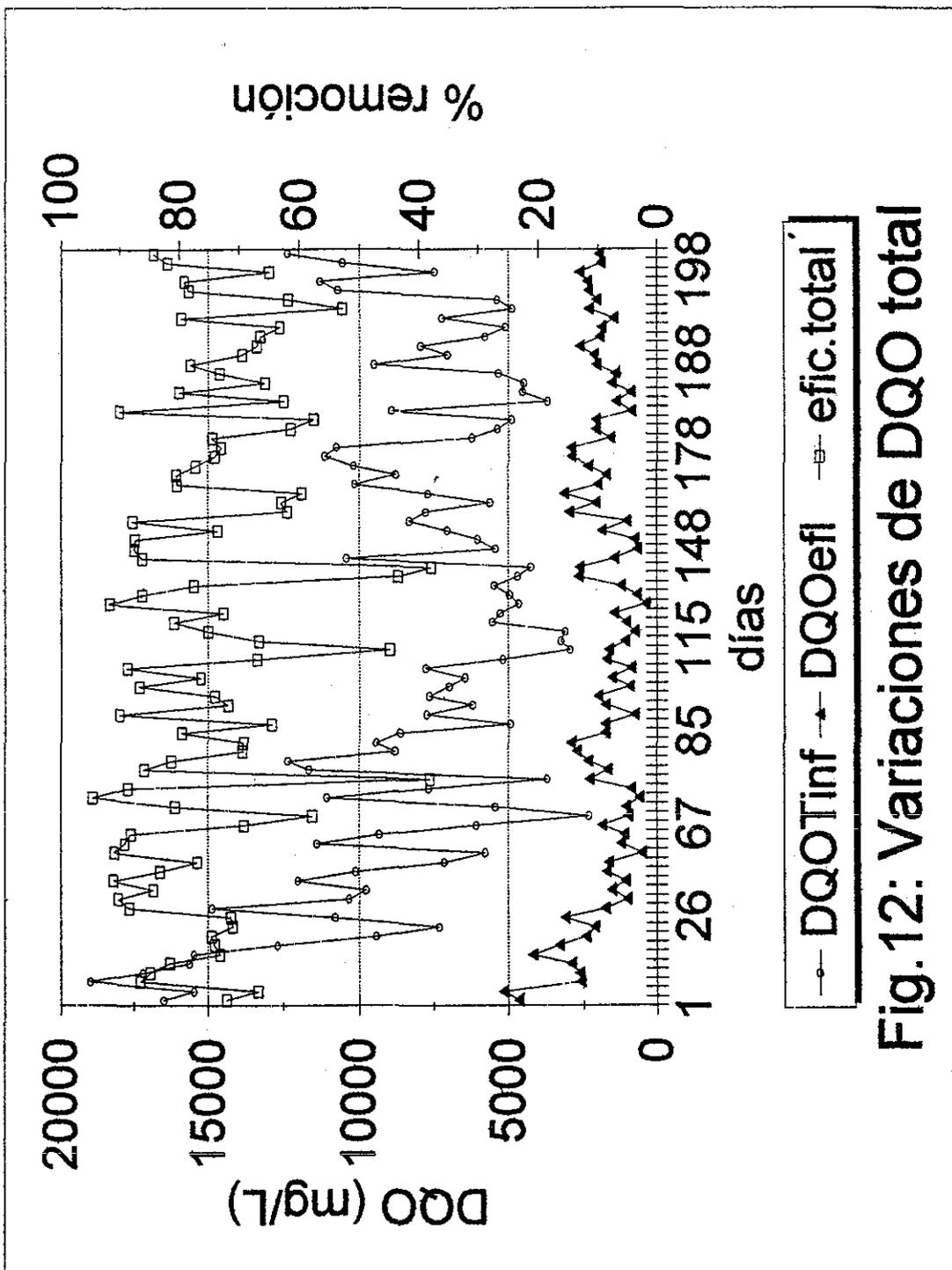


Fig.12: Variaciones de DQO total

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

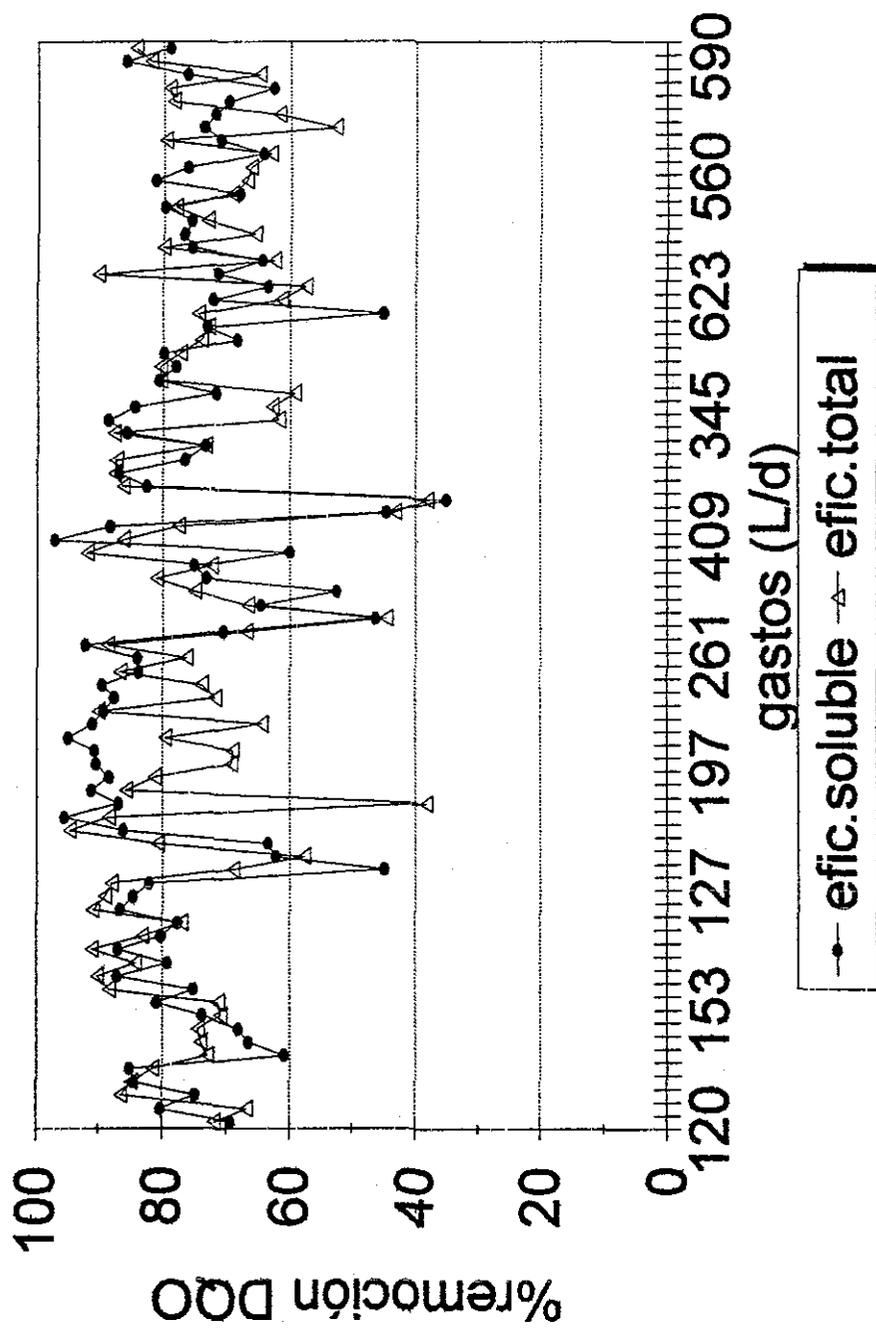


Fig.13: Variaciones de eficiencias

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

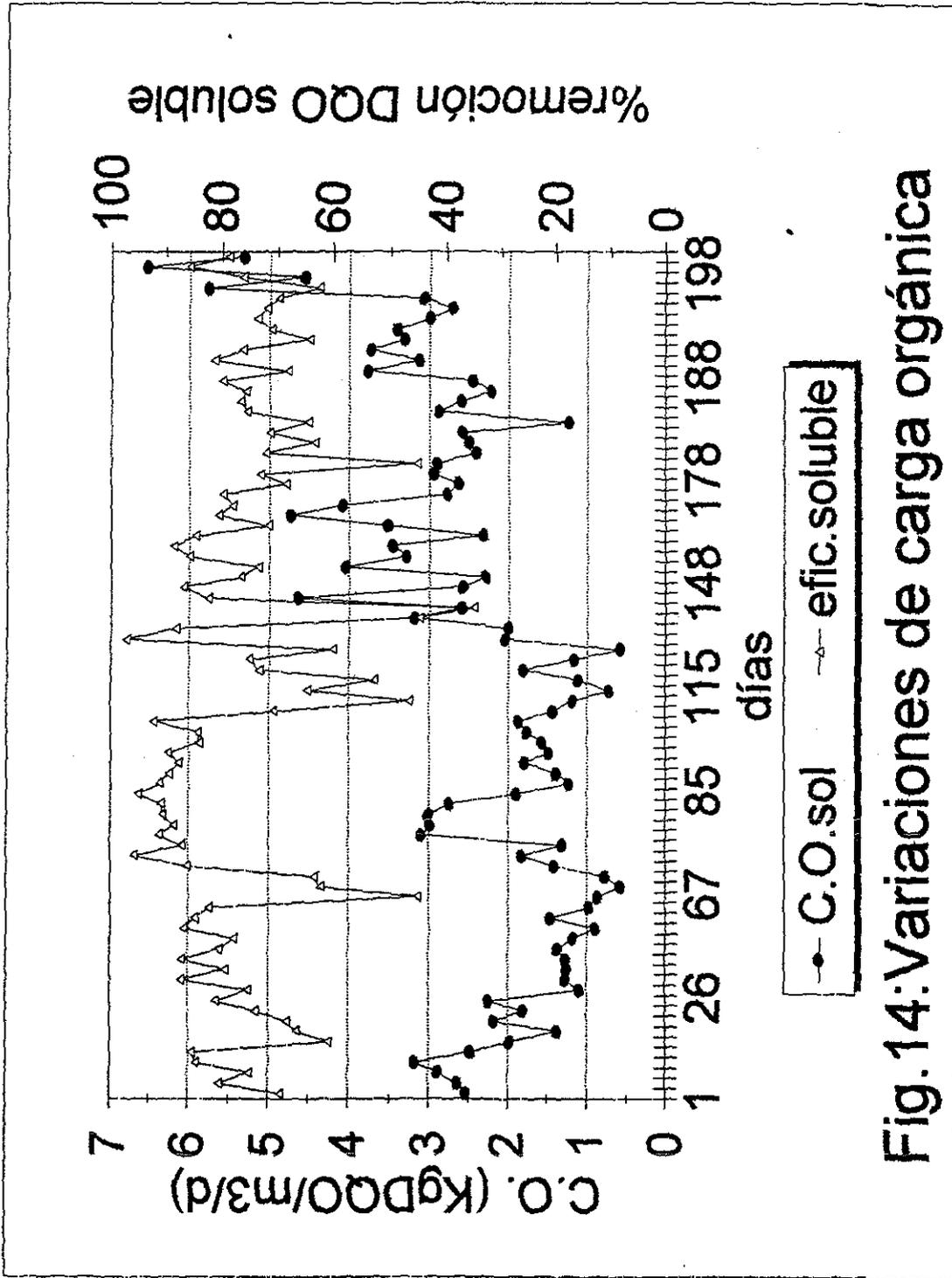


Fig.14: Variaciones de carga orgánica

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

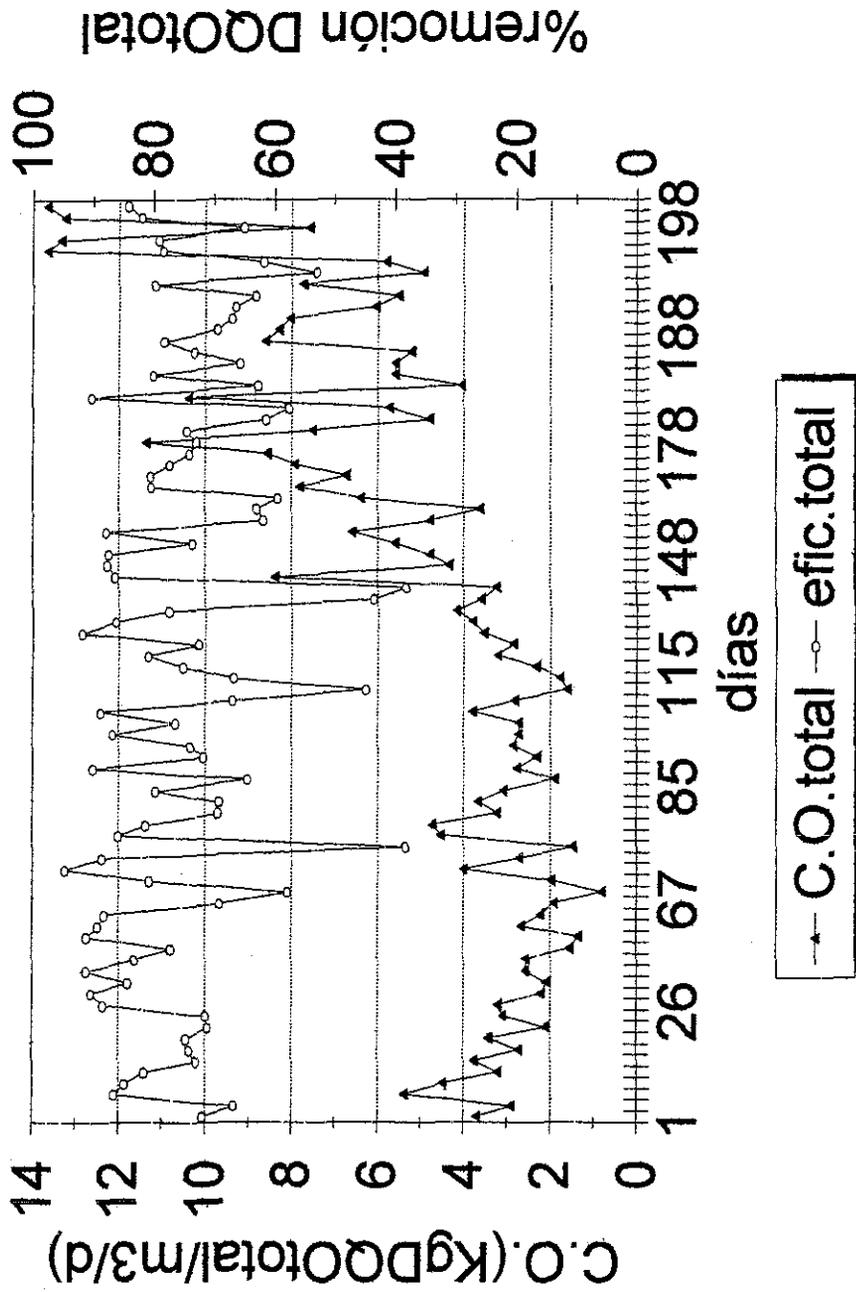


Fig. 15: Variaciones de carga orgánica

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.2. RESULTADOS DE CADA UNA DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL

En las Tablas 17 a 26 se presentan las condiciones de operación y los resultados promedio obtenidos de la evaluación del sistema experimental, durante el cual se fue disminuyendo el TRH aplicado: 4.4 días, 2.8 días, 1.9 días, 1.3 días y 1 día, respectivamente

**TABLA 17. CONDICIONES DE OPERACIÓN RESULTANTES EN LA ETAPA 1
TRH = 4.4 DIAS**

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
GASTO (m ³ /d)	122	25
Carga orgánica (kgDQOtotal/m ³ /d)	2.9	0.97
Carga orgánica (kgDQOsoluble/m ³ /d)	1.78	0.73
BIOGÁS (L/d)	110	15
METANO (L/d)	75	20

**TABLA 18. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA EVALUACIÓN DEL REACTOR.
ETAPA 1. TRH=4.4 DÍAS**

PARÁMETRO	INFLUENTE		EFLUENTE		% REMOCIÓN	
	MEDIA	D E *	MEDIA	D E *	MEDIA	D.E. *
pH	7.1	0.4	7.2	0.3		
temperatura (°C)	28	2	32	3		
DQO _{total} (mg/L)	12267	3698	2415	1255	81	8
DQO _{soluble} (mg/L)	8070	3246	1707	827	78	8
AV (mgAV/L)	2074	580	126	78	90	9
NKT (mgN/L)	2047	601	1559	299		
N-NH ₃ (mg/L)	1543	370	1209	242		
SST (mg/L)	4480	3602	1409	1824		
SSV (mg/L)	3452	3014	973	1467		
Producción de biogás	-	-	-		110	15
Producción de metano	-	-	-		75	20

*D E = Desviación estándar

TABLA 19. CONDICIONES DE OPERACIÓN RESULTANTES EN LA ETAPA 2.

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
GASTO (m ³ /d)	197	19
Carga orgánica (kgDQO _{total} / m ³ /d)	2.8	1.1
Carga orgánica (kgDQO _{soluble} /m ³ /d)	1.71	0.81
BIOGÁS (L/d)	121	19
METANO (L/d)	75	18

TABLA 20: RESULTADOS OBTENIDOS EN LA EVALUACIÓN DEL REACTOR.

PARÁMETRO	INFLUENTE		EFLUENTE		% REMOCIÓN	
	MEDIA	D E *	MEDIA	D E *	MEDIA	D E *
pH	6.7	0.6	7.1	0.4		
temperatura (°C)	26	2	29	3		
DQO _{total} (mg/L)	7682	2723	1651	678	76	14
DQO _{soluble} (mg/L)	4700	2013	619	302	84	14
AV (mgAV/L)	1476	629	47	42	98	6
NKT (mgN/L)	950	45	890	30		
N-NH ₃ (mg/L)	630	28	254	35		
SST (mg/L)	3529	2309	704	420		
SSV (mg/L)	2499	1482	426	246		
Producción de biogás (L/d)	-	-	-	-	121	
Producción de metano (L/d)	-	-	-	-	75	

TABLA 21. CONDICIONES DE OPERACIÓN RESULTANTES EN LA ETAPA 3.

TRH= 1.9 DÍAS

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
GASTO (m ³ /d)	287	38
Carga orgánica (kgDQOtotal/m ³ /d)	2.7	0.7
Carga orgánica (kgDQOsoluble/m ³ /d)	1.4	0.4
BIOGÁS (L/d)	139	6
METANO (L/d)	116	13

TABLA 22: RESULTADOS OBTENIDOS EN LA EVALUACION DEL REACTOR.

PARAMETRO	INFLUENTE		EFLUENTE		% REMOCION	
	MEDIA	D E *	MEDIA	D E *	MEDIA	D E *
pH	6.9	0.8	7.0	0.3		
temperatura (°C)	28	2	30	3		
DQO _{total} (mg/L)	5165	1655	1230	852	74	13
DQO _{soluble} (mg/L)	2763	1018	677	231	72	14
AV (mgAV/L)	1069	352	46	27	98	6
NKT (mgN/L)	564	29	522	28		
N-NH ₃ (mg/L)	448	32	237	31		
SST (mg/L)	1980	995	522	238		
SSV (mg/L)	900	690	319	131		
Producción de biogás (L/d)					139	
Producción de metano (L/d)					116	

**TABLA 23. CONDICIONES DE OPERACIÓN RESULTANTES EN LA ETAPA 4.
TRH= 1.3 DÍAS**

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
GASTO (m ³ /d)	426	12
Carga orgánica (kgDQOtotal/m ³ /d)	5.7	1.9
Carga orgánica (kgDQOsoluble/m ³ /d)	3.1	1.0
BIOGÁS (L/d)	143	3
METANO (L/d)	116	6

TABLA 24. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA EVALUACIÓN DEL REACTOR.

PARÁMETRO	INFLUENTE		EFLUENTE		% REMOCIÓN	
	MEDIA	D.E.*	MEDIA	D.E.*	MEDIA	D.E.*
pH	7.2	0.5	7.1	0.3		
temperatura (°C)	30	4	29	3		
DQO _{total} (mg/L)	7207	2384	1791	1026	75	6
DQO _{soluble} (mg/L)	3920	1391	932	785	77	16
AV (mgAV/L)	2102	900	1092	1024	56	18
NKT (mgN/L)	510	63	442	77		
N-NH ₃ (mg/L)	395	19	352	54		
SST (mg/L)	3144	1846	954	550		
SSV (mg/L)	2745	1914	798	535		
Producción de biogás (L/d)					143	
Producción de metano (L/d)					116	

**TABLA 25. CONDICIONES DE OPERACIÓN RESULTANTES EN LA ETAPA 5.
TRH= 1 DÍA**

PARÁMETRO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
GASTO (m ³ /d)	572	85
Carga orgánica (kgDQO _{total} /m ³ /d)	7.3	3.1
Carga orgánica (kgDQO _{soluble} / m ³ /d)	3.0	1.1

**TABLA 26: RESULTADOS OBTENIDOS EN LA EVALUACION DEL REACTOR
ETAPA 5. TRH= 1 DIA**

PARAMETRO	INFLUENTE		EFLUENTE		% REMOCION	
	MEDIA	D.E.*	MEDIA	D.E.*	MEDIA	D.E.*
pH	7.2	0.3	7.3	0.3		
temperatura (°C)	28	2	24	2		
DQO _{total} (mg/L)	7249	2606	1931	1252	75	10
DQO _{soluble} (mg/L)	3010	1004	826	311	76	9
AV (mgAV/L)	4612	2909	2046	1557	56	6
NKT (mgN/L)	620	85	540	378		
N-NH ₃ (mg/L)	480	28	370	45		
SST (mg/L)	3286	1430	935	589		
SSV (mg/L)	1597	1468	503	378		

A continuación se analizan detalladamente los resultados de las eficiencias de remoción de materia orgánica que ocurrieron en el reactor anaerobio, para lo cual se presentan en la Tabla 27 los resultados promediados de los parámetros de DQO (influyente y efluente), y la carga orgánica, con los 5 TRH diferentes que se aplicaron

TABLA 27: RESULTADOS MEDIOS DE LAS 5 ETAPAS EXPERIMENTALES DEL REACTOR

Etapas del Experimento	TRH (días)	Q (l/d)	DQO _{influyente} (ppm)	DQO _{efluente} (ppm)	C.O. (KgDQO/m ³ /d)	Eficiencias (%)
1	4.4	122	8070	1707	1.8	78
2	2.8	197	4700	619	1.7	84
3	1.9	287	2763	677	1.4	72
4	1.3	426	3920	932	3.1	77
5	1	572	3010	826	3	72

Se observa, en esta Tabla, que la máxima remoción de materia orgánica medida como DQO (84%) se obtuvo en la etapa 2, cuando el TRH utilizado fue 2.8 días y la carga orgánica fue 1.7 KgDQO/m³/día, es interesante comparar estos resultados con los obtenidos en la etapa 1 en la cual la eficiencia fue menor (78%) aún cuando el TRH fue mucho mayor (4.4 días) y la carga orgánica fue prácticamente igual (1.8 KgDQO/m³/día). Con ello se manifiesta que aún cuando los microorganismos tienen el substrato disponible por un tiempo mayor y éste es suministrado a menor velocidad (de 197 a 122 litros/día) y a mayor concentración (de 4700 a 8070 ppm), la eficiencia de remoción es menor (de 84 a 78%), se observa que la eficiencia del proceso no mejora conforme aumenta el TRH ya que con 2.8 días se obtuvo mayor remoción de la materia orgánica contenida en el

desecho

En la misma Tabla 27 se observa que en las etapas 3 y 5 se obtuvieron las mismas eficiencias (72%) en promedio, sin embargo, se aceptan como mejores los resultados obtenidos en la etapa 5 ya que en ésta el TRH se redujo de 1.9 a 1 día y la carga orgánica se incrementó de 1.4 a 3 KgDQO/m³/día, lo cual en sistemas reales es muy significativo ya que esto determina el tamaño de los reactores. En la etapa 4 aún que la eficiencia es mayor (77%) y la carga orgánica es prácticamente igual a la obtenida en la etapa 5 (3.1 KgDQO/m³/día), el hecho de utilizar un TRH mayor (de 1 a 1.3 días), permite definir que los resultados de la etapa 5 como mejores ya que esta diferencia de 5% en las eficiencias obtenidas (de 72 a 77%) es menos significativo que el hecho de reducir 0.3 días el TRH utilizado.

La condición más desfavorable se presentó en la etapa 3, en ésta se obtuvo 72% de eficiencia pero la carga orgánica fue de 1.4 KgDQO/m³/día y TRH de 1.3 días, en este caso, se considera extrema la concentración del sustrato, ya que fue en la que se obtuvo la menor concentración promedio de DQO en el influente (2763 mgDQO/l).

3.3. VARIACIONES DE LA BIOMASA EN EL REACTOR

Debido a la importancia de la biomasa en la eficiencia del proceso anaerobio, se destaca en la tabla 28 los resultados obtenidos durante los primeros 73 días de evaluación del digestor, de los SSV, toda vez que se ha definido este parámetro como indicativo de la concentración de microorganismos. Los resultados que se presentan son los análisis de SSV en el punto 1 del digestor, éste se encuentra a 8 cm del punto de entrada del influente al reactor.

Después de los 73 días ya no fue posible seguir realizando estos análisis debido a la obstrucción de este puerto de muestreo del reactor.

TABLA 28: DINÁMICA DE LOS SSV EN EL REACTOR ANAEROBIO

DÍA	SSV (mgSSV/L)	C.O. (KgDQO/m ³ /d)
1	16500	2.6
18	30875	1.5
20	31400	0.9
22	34900	0.8
25	31200	1.4
27	27800	3.0
34	36700	3.1
39	35400	1.6
41	32100	1.2
46	27400	1.9
50	31200	1.2
51	32400	2.1
54	37500	2.1
57	33500	3.2
59	29600	2.6
61	32300	4.7
64	23600	2.6
66	34800	2.3
68	27100	4.1
72	32400	3.3
73	38600	3.5

Estos mismos datos se muestran en la figura 16, las variaciones de la biomasa en este punto del reactor son muy importantes ya que definen el mayor porcentaje de remoción de materia orgánica por el sistema experimental. La concentración inicial de la biomasa en el punto 1 fue 16500 mgSSV/l, la cual se incrementó hasta un máximo de 38600 mg/L después de 73 días de operación del reactor. El promedio de la concentración de los SSV en este punto del reactor fue 31300 ppm de SSV con una carga orgánica promedio de 2.4 KgDQO/m³/d (la C.O. varió de 0.78 hasta 4.7 KgDQO/m³/d).

Con los resultados obtenidos en esta investigación se pueden determinar las condiciones de operación de un reactor anaerobio del modelo descrito en la parte experimental, en términos de tiempo de residencia hidráulica (TRH) y de carga orgánica aplicada (CO), ya que se ha considerado que estos parámetros influyen en forma determinante para el buen desarrollo del proceso. El análisis de estas variables permite conocer las relaciones entre la biomasa del reactor y la velocidad de degradación del sustrato, es decir, conocer los indicadores de la cinética del proceso. Las condiciones que se establecen son específicas para el reactor utilizado en el presente trabajo y pueden extrapolarse a alguno que tuviera alguna semejanza con él, ya que la cinética del proceso varía de acuerdo con el modelo de reactor.

La determinación de las condiciones de operación del TRH y la carga orgánica, es de especial importancia, ya que estos parámetros son los que determinan la eficiencia que el sistema anaerobio puede alcanzar. También son importantes: la cantidad de desecho suministrado y el tiempo que dicho sustrato se encuentre a disposición de la biomasa, ya que de ello dependerá la cantidad de materia orgánica que se remueva durante el proceso.

De acuerdo con las relaciones de los parámetros anteriores se define la eficiencia del sistema, la cual se favorece cuando se controlan adecuadamente las condiciones ambientales que influyen en la actividad de los microorganismos, como son el pH, el grado de mezclado y la temperatura del sistema.

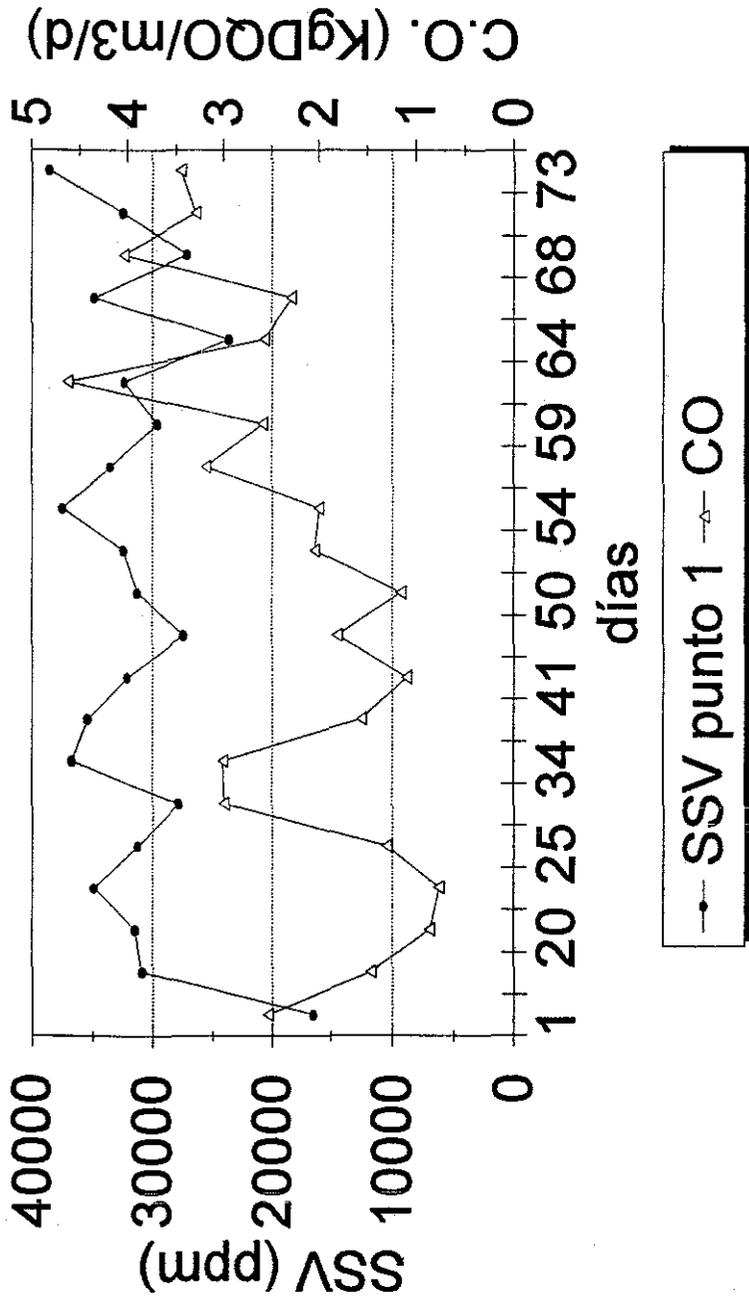


Fig.16: Dinámica de SSV en el reactor

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

3.4.- ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE DE LOS RESULTADOS EXPERIMENTALES

El objetivo general de la modelación matemática de un proceso es poder contar con relaciones que permitan predecir el comportamiento de dicho proceso ante las variaciones de los parámetros que lo rigen. En el caso del diseño de los procesos anaerobios es deseable poder predecir el rendimiento de depuración del proceso bajo una geometría del reactor y condiciones de operación definidas.

En general se puede aseverar que la modelación matemática del proceso de la degradación anaerobia aplicado al tratamiento de aguas residuales industriales se puede clasificar en dos categorías: modelación para propósitos de diseño de reactores, y modelación para la operación y control de un reactor ya construido. En cada uno de los casos se han logrado avances significativos, y los modelos existentes van desde aquellos empíricos de una gran simplicidad y modelos más mecanísticos basados en los principios fundamentales de la cinética, la estequiometría y la fisicoquímica. En el caso de los modelos empíricos, se corre el riesgo de que las condiciones del problema a tratar difieran de aquéllas en las cuales fue desarrollado el modelo y por lo tanto no se puedan garantizar los resultados esperados. En el caso de los modelos mecanísticos con frecuencia la complejidad es grande y usualmente exigen la determinación de una gran cantidad de parámetros de tal forma que se tornan poco prácticos a la hora de su uso. Existe por lo tanto la necesidad de modelos de complejidad intermedia, que hagan uso de simplificaciones de la complejidad, pero que todavía permitan el uso de conceptos fundamentales y permitan extrapolar fuera de los intervalos a los que fueron desarrollados para poder tener en consideración las condiciones particulares de cada caso. Giraldo (1996) muestra ejemplos de dos modelos, uno de estado estacionario y complejidad intermedia para ser utilizado principalmente en el diseño de reactores anaerobios de flujo ascendente (reactores UASB o variaciones y reactores mixtos), y un modelo dinámico de mayor complejidad que puede ser utilizado para control de la operación en los reactores y para la mejor comprensión de los intrincados comportamientos de las diferentes variables que caracterizan el

proceso anaerobio de aguas residuales industriales

MODELOS EMPÍRICOS PARA EL DISEÑO

El uso de modelos empíricos ha sido popularizado por Lettinga y sus colaboradores para su aplicación en reactores UASB (Lettinga y Hulshoff, 1991, citado por Giraldo, 1996). En este tipo de modelos se hace la distinción de dos tipos de circunstancias: Aguas residuales con “bajos” contenidos de materia orgánica (menores de 5,000 ppm) y aguas residuales con altos contenidos de materia orgánica. En el caso de las aguas de baja concentración, el parámetro de diseño fundamental es el TRH, mientras que en los reactores con altas concentraciones de materia orgánica el parámetro de diseño es la carga orgánica volumétrica, L_v , entendiéndose por ésta los kg de DQO por m^3 de reactor y por día que se aplican al reactor.

Si se tiene un agua residual con una concentración de materia orgánica de S_o (kgDQO/ m^3) y un caudal a tratar de Q (m^3/d), entonces el volumen del reactor está dado por:

$$V=S_o*Q/L_v$$

Una vez determinado el volumen del reactor el TRH queda también determinado:

$$TRH=V/Q$$

La altura del reactor, H (m) está dada por la velocidad ascensional del líquido en el reactor, v_l (m/h) y para la cual existen, igualmente, recomendaciones empíricas

$$H=v_l*TRH$$

Existen igualmente recomendaciones para las velocidades superficiales de gas, v_g ($m^3/m^2/h$), que en algunos casos pueden tornarse limitantes.

En esta metodología de diseño no existe ningún intento de incorporar conceptos cinéticos de crecimiento bacteriano, ni se pretende predecir el tipo de rendimiento de depuración para una situación de diseño definida. Esta propuesta de diseño se fundamenta en la observación empírica de que la eficiencia de remoción de sustrato en un reactor UASB como función de la carga orgánica volumétrica en el reactor, la eficiencia de remoción de materia orgánica en un reactor UASB es

aproximadamente constante durante un intervalo muy grande de cargas volumétricas, encontrándose un punto crítico a partir del cual la eficiencia decae con un incremento adicional de la carga volumétrica.

De acuerdo con este planteamiento, poco o nada de control se tiene por parte del diseñador para lograr un rendimiento de depuración deseado, siempre y cuando uno se sitúe en el diseño dentro de los intervalos de cargas volumétricas considerados como seguros

Los modelos no empíricos para el diseño de reactores anaerobios buscan incorporar conceptos más fundamentales de la cinética y estequiometría del crecimiento bacteriano, del tipo de patrón hidráulico del reactor y del comportamiento de la biomasa dentro del reactor, de tal forma que se pueda tener una mejor predicción del comportamiento del reactor bajo condiciones de funcionamiento particulares de cada situación (Giraldo, 1996)

Con los datos experimentales (reportados en las tablas 14, 15 y 16), se ensayaron modelos de regresión múltiple, en los que se tiene a la eficiencia como variable de respuesta del sistema experimental. Dicha eficiencia se refiere a la remoción de materia orgánica y al biogás producido durante la digestión del sustrato

La variable independiente fue el TRH y aunque se buscó que la concentración de materia orgánica (medida como mg DQO en el agua residual) fuera constante, esto no pudo lograrse. Se buscó el desarrollo de modelos matemáticos que permitieran predecir la eficiencia de remoción de la materia orgánica de las aguas residuales de granjas porcícolas, medida ésta como concentración de DQO/L, en función del tiempo de residencia hidráulica.

Con estos modelos se pretende determinar la influencia sobre la variable de respuesta de la variable independiente y, por tanto, predecir en función de ella la eficiencia del reactor anaerobio para la remoción de la materia orgánica biodegradable presente en estas aguas de desecho

Las variables independientes: gasto (por lo tanto, TRH) y la concentración del influente, son, en el primer caso, una variable de control del proceso y, en el segundo, una característica del tipo de agua sometida al tratamiento.

El modelo propuesto para estimar la eficiencia del proceso es el de regresión múltiple. Este método se utiliza cuando dos o más variables están relacionadas y se desea explorar esta relación.

La elección de la variable independiente está ampliamente justificada; Fernández-Villagómez (1992), presenta una relación entre la DQO del sustrato y la eficiencia de remoción para las aguas blancas de la industria del papel.

La concentración inicial de materia orgánica de las aguas residuales de la industria porcícola es muy variable debido a las diferencias que existen en las operaciones unitarias de las distintas granjas. Lo anterior ocurre así por el resultado de las excretas producidas en la granja y por los residuos de alimentos de los animales. Este hecho justifica la presencia de la concentración inicial del sustrato utilizado en el modelo de regresión, aún cuando se buscaba originalmente que ésta no fuera una variable sino una constante.

Por otra parte, el TRH debe ser optimado, toda vez que los tiempos de residencia hidráulicos cortos significan reactores más pequeños y por lo tanto, más económicos.

Los análisis estadísticos se realizaron con apoyo del paquete computacional denominado "Statgraphics V 5".

El modelo propuesto es de la forma:

$$Y_j = A_0 + A_1 X_{1j} + A_2 X_{2j} \dots + A_n X_{nj} + E_j \quad (\text{Ec.1})$$

Donde,

Y_j = variable respuesta, eficiencia de remoción de materia orgánica (porcentaje)

X_1 = tiempo de residencia hidráulico, días.

X_2 = concentración inicial de sustrato alimentado (ppm)

X_n = transformación de la variable 1 ó 2

A_i = coeficientes de regresión

E_j = error aleatorio de estimación

Con objeto de encontrar el mejor ajuste estadístico, se ensayaron las transformaciones de las variables ya que se desconoce la relación verdadera entre la variable respuesta y la variable independiente

Con los resultados experimentales se ajustaron modelos de regresión múltiple, cuya expresión en forma matricial es la siguiente:

$$Y = X_b + E \quad (\text{Ec.2})$$

donde:

Y = eficiencia de remoción de materia orgánica (medida como porcentaje de remoción de mgDQO/L)

X = matriz de variables de la regresión (datos): TRH, concentración del substrato utilizado (ppm) o alguna transformación de estas variables.

b = coeficientes de regresión

E = error aleatorio

Se estimaron los siguientes modelos: DQO soluble, DQO total, carga orgánica (con la DQO soluble), carga orgánica (con la DQO total), biogás y metano producidos. Estos modelos se definieron como:

Y_1 = eficiencia de remoción de materia orgánica, medida como porcentaje de remoción de DQO soluble

Y_2 = eficiencia de remoción de materia orgánica, medida como porcentaje de remoción de DQO total

Y_3 = eficiencia de remoción de materia orgánica, medida como porcentaje de remoción de la carga orgánica soluble

Y_4 = eficiencia de producción de biogás, medida como volumen de biogás producido por unidad de DQO removida.

Y_5 = eficiencia de producción de metano, medida como volumen de metano producido por unidad de DQO removida.

3.5. ESTIMACION DE LOS MODELOS PARA DQO

Para estimar el modelo del parámetro de la DQO se utilizaron los datos contenidos en la tabla 14: En el modelo, Y_1 y Y_2 son las eficiencias de DQO soluble y total, respectivamente

MODELO PARA LA DQO SOLUBLE:

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple (tabla 29), se obtiene el modelo (Ec 3) que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_1), para remover la materia orgánica contenida en el sustrato utilizado (DQO_{inf}), medida ésta como DQO soluble

En la tabla 30 se encuentra el análisis de varianza para este modelo.

$$Y_1 = 49.3 - (3.8 (TRH)^2) + (7.8 \log (0.01 \times DQO_{inf})) \quad (Ec.3)$$

TABLA 29. ANÁLISIS DE REGRESIÓN PARA LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO SOLUBLE.

Variable independiente	Coefficientes (beta)	Sigma	t	alfa
Constante	49.3	10.9	4.6	0.0000
$(TRH)^2$	-3.8	3.1	-1.3	0.2283
Log 0.01xDQO _{inf}	7.8	2.8	2.9	0.0057

TABLA 30. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL MODELO DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO SOLUBLE.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	alfa
Modelo	2329.9	2	1164.9	8.7	0.0004
Error	10595.9	79	134.2		
Total	12925.8	81			

En la figura 17 se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores predichos en éste: El modelo es significativo a niveles de confianza = 99.96%.

Puede observarse en el modelo propuesto (tabla 29), que la DQO del influente es significativa con alfa = 0.0057, no así el TRH (alfa = 0.2283). Lo anterior se da pese a todas las variables no controladas, ya que el experimento fue desarrollado en condiciones de temperatura ambiente y el agua residual se utilizaba tal y como se generaba en la granja. En el intervalo de TRH que se evaluó, este parámetro no resultó ser una variable estadísticamente significativa, ya que no hubo grandes variaciones en la eficiencia de remoción de DQO en el reactor a pesar de haber disminuido el TRH de 4.4 días a 1 día. Para TRH extremos (mucho mayores o mucho más cortos) pudo haberse notado la influencia de esta variable en los resultados de eficiencia obtenidos, no así para los TRH utilizados en este experimento. Lo anterior representa una gran ventaja respecto a la utilización del proceso anaerobio, ya que permite la utilización de TRH cortos (1 día) sin poner en riesgo la eficiencia del reactor, esto es, que disminuyeran los porcentajes de remoción de materia orgánica obtenidos con esta condición de trabajo. En la misma figura 17 se observa en el eje donde se grafica el TRH (Y), una influencia muy pequeña de este parámetro en los porcentajes de remoción (Y). No ocurre lo mismo con la variable de concentración del influente (eje X), en el cual se aprecia la gran influencia que tiene respecto a la respuesta del reactor: Para valores bajos de DQO en el influente, (conforme disminuye de 7000 mgDQO/L a 2000 mgDQO/L), hay una

tendencia negativa del TRH. A mayores TRH hay menores eficiencias y a menores TRH hay mayores eficiencias. Para concentraciones bajas de DQO en el influente (2000 mgDQO/L) y TRH cortos (1 día), se observan las eficiencias más altas (73%).

Este comportamiento se explica por la acción conjunta de dos efectos combinados. Por una parte, las eficiencias reportadas son estimaciones o aproximaciones de las eficiencias reales, toda vez que se determinan con las concentraciones del influente y del efluente, de muestras tomadas al mismo tiempo, sin considerar el TRH. Por otra parte, las concentraciones del influente fueron decreciendo conforme se disminuía el TRH durante el experimento (Tabla 5.1); por tal motivo, una baja concentración del influente durante la primera etapa de evaluación del digestor, se asociaba con la concentración del influente en el mismo momento (y no después de transcurrido el TRH), dando como resultado una baja eficiencia. La misma baja concentración del influente con TRH altos (al principio del experimento), se asociaba con la concentración del efluente (ésta era más baja que la concentración con el TRH anterior), resultando una eficiencia mayor.

A medida que la DQO del influente se incrementa (de 2000 ppm DQO a 7000 ppm DQO), se incrementan también las eficiencias (de 73% a 82%). Estos resultados se dieron así porque el sistema amortiguaba muy bien las variaciones de las concentraciones iniciales de materia orgánica. Aún cuando la concentración inicial era muy alta (7000 ppm DQO) o muy baja (2000 ppm DQO), la calidad del efluente era aproximadamente la misma (952 ppm DQO, en promedio). Las diferencias en las concentraciones del influente se reflejaban como una mayor eficiencia del reactor. Estas condiciones son determinadas por las condiciones reales del substrato utilizado.

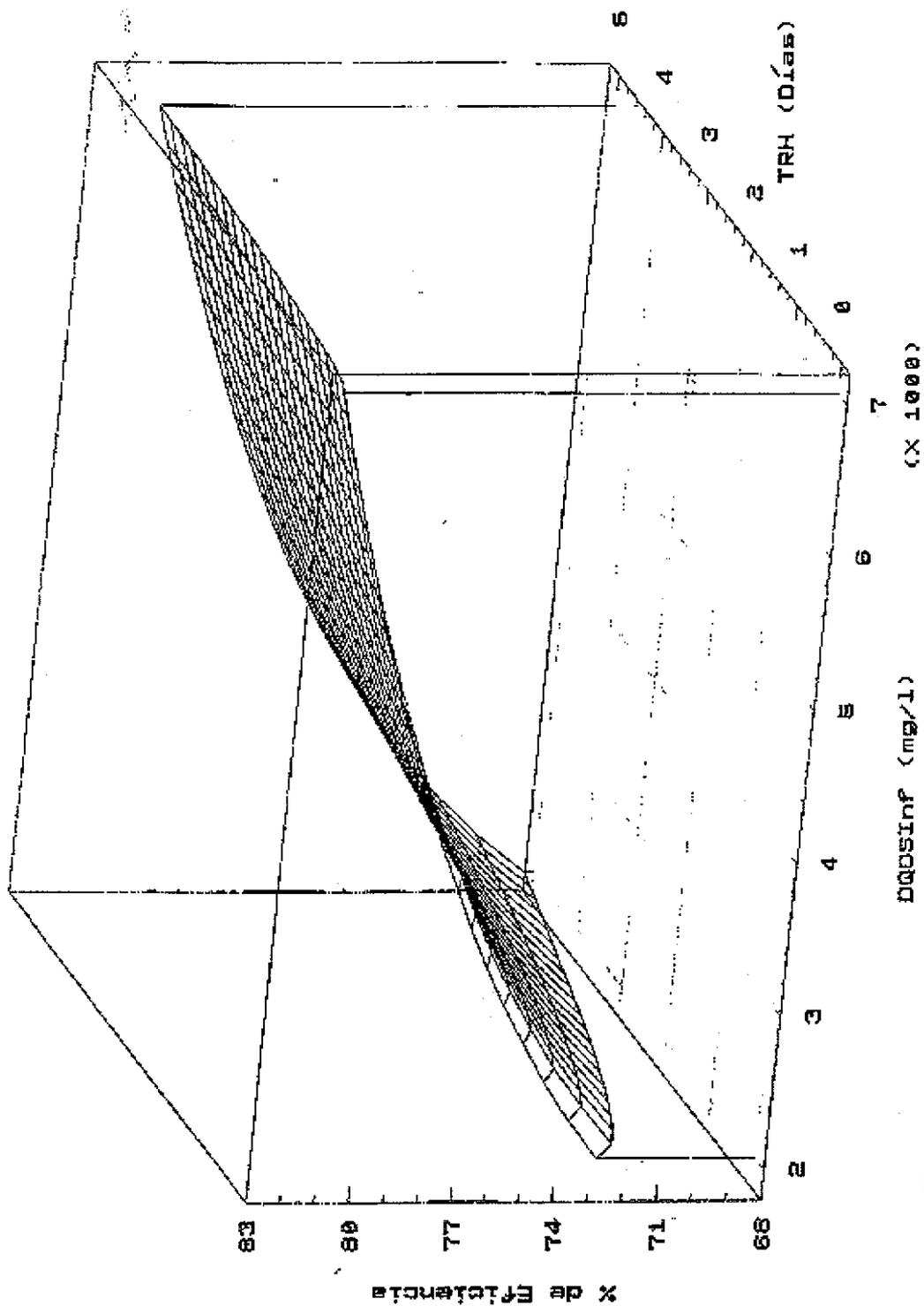


Figura 17.- Gráfico del modelo para DQO soluble

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

MODELO PARA LA DQO TOTAL

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple (tabla 31), se obtiene el modelo (**Ec.4**) que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_2), para remover la materia orgánica contenida en el sustrato utilizado (DQOinf), medida ésta como DQO total.

En la tabla 32 se encuentra el análisis de varianza para este modelo.

$$Y_2 = 50.84 + (0.0028 \text{DQOinf}) + (4.34 \text{TRH}) - (0.000396 \text{TRH} \times \text{DQOinf}) \quad \text{Ec.4}$$

TABLA 31. ANÁLISIS DE REGRESIÓN PARA LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO TOTAL

Variable independiente	Coefficientes BETA	SIGMA	t	ALFA
Constante	50.84	5.43	9.37	0.0000
DQO inf	0.0028	0.00064	4.27	0.0001
TRH	4.34	1.619	2.68	0.0090
TRH (DQO Inf)	-0.000396	0.00016	-2.5	0.0145

TABLA 32. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL MODELO DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO TOTAL

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	alfa
Modelo	3357.8	3	1119.3	9.66	0.0000
Error	9045.4	78	115.96		
Total	12403.2	81			

En la figura 18 se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores predichos en éste. El modelo es significativo a niveles de confianza $= >/99.99\%$.

Se observa en el modelo propuesto (tabla 31), que la DQO del influente es significativa con $= 0.0001$ y el TRH tiene una significancia $= 0.0090$. Cuando se combinan ambas variables (la concentración del influente y el TRH), la significancia del modelo es de 0.0145 .

En la misma figura 18 se observa que a concentraciones bajas de DQO total en el influente (eje X), se obtienen mayores eficiencias (eje Y) conforme se incrementa el TRH (eje Y). A medida que se incrementa la concentración de la DQO en el influente también se incrementa la eficiencia del reactor pero en menor grado.

Contrario al modelo de la DQO soluble, a bajas concentraciones de DQO en el influente, la eficiencia del sistema se incrementa, a medida que se incrementa el TRH. Este fenómeno se explica por la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) en el reactor: A elevados TRH, las condiciones hidráulicas favorecen la retención de sólidos en el interior del digestor.

3.6. ESTIMACIÓN DE LOS MODELOS PARA CARGA ORGÁNICA

Para estimar los modelos del parámetro de carga orgánica se utilizaron los datos de la tabla 15.

MODELO PARA LA CARGA ORGÁNICA SOLUBLE

Las transformaciones de las variables se realizaron mediante el análisis de regresiones simples de las eficiencias como variable de respuesta y la carga orgánica como variable independiente.

El modelo que mejor se ajustó fue el lineal ($Y = a + b X$). Los resultados de este modelo se encuentran en las tablas 33 y 34. Se obtiene el siguiente modelo que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_3), para remover la carga orgánica soluble del sistema:

$$Y_3 = 77.73 - 4.05(C.O.s)^{-3} \quad (\text{Ec. 5})$$

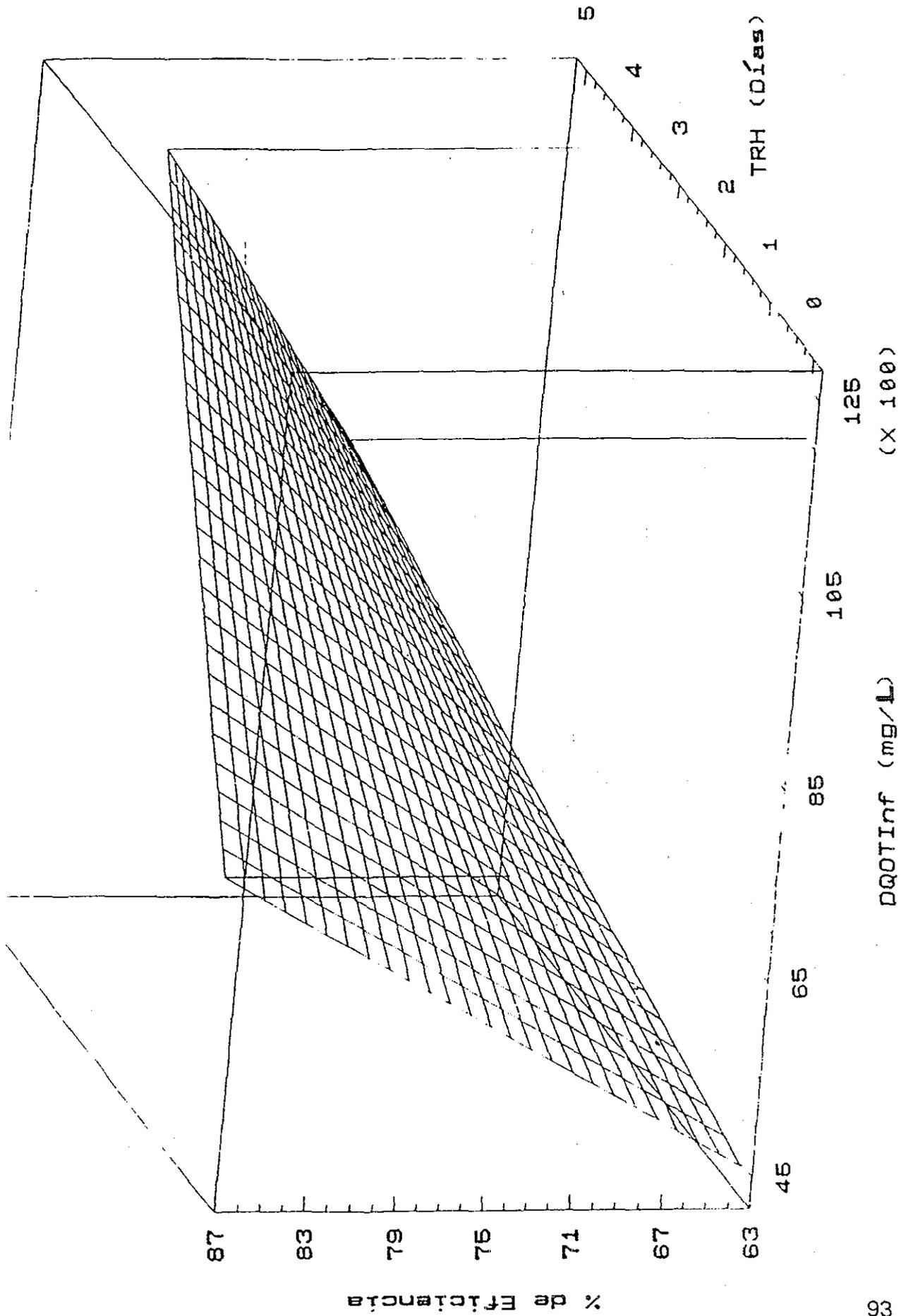


Figura 18.- Gráfico para el modelo de DQO total

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 33. ANÁLISIS DE REGRESIÓN PARA LA CARGA ORGÁNICA DETERMINADA CON LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO SOLUBLE

Variable independiente	Coefficientes BETA	SIGMA	t	ALFA
Constante	77.73	1.52	51.24	0.0000
$(C.O.)^{-3}$	-4.05	1.95	-2.07	0.0414

TABLA 34. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL MODELO DE LA CARGA ORGÁNICA DETERMINADA CON LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO SOLUBLE

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	alfa
Modelo	647.765	1	647.765	4.2982	0.04137
Error	12056.46	80	150.706		
Total	12704.23	81			

En la figura 19 se presenta el gráfico del modelo propuesto, el modelo es significativo a niveles de confianza $> 95\%$

Se observa en el eje X de la figura 19, que cuando las cargas orgánicas son muy pequeñas (de 0 a 1 kgDQO/m³/d), existe una gran dispersión de los resultados (eficiencias en el eje Y de la figura). Éstas varían de 34% hasta 100%.

Para la carga orgánica total no se obtuvo ningún modelo que resultara significativo (a niveles de confianza superiores al 95%). Aún cuando para la carga orgánica soluble la significancia del modelo es relativamente baja, estos resultados son útiles para predecir el comportamiento del reactor

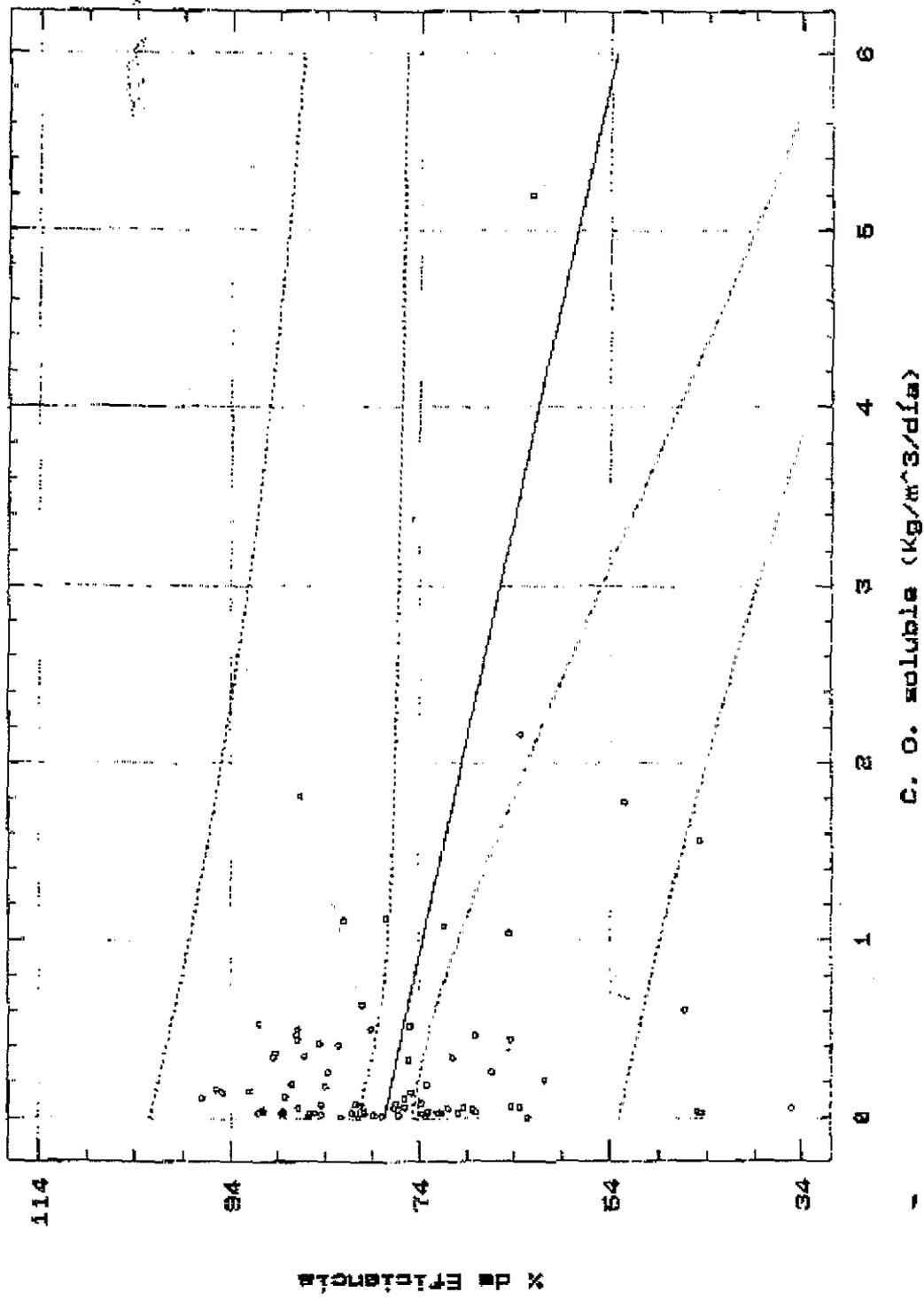


Figura 19.- Gráfico del modelo para carga orgánica soluble

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Los modelos para carga orgánica (soluble y total) no resultan totalmente confiables estadísticamente, debido a que se pueden obtener valores iguales de este parámetro combinando de diferentes maneras las variables utilizadas para determinarlas. Se puede obtener la misma carga orgánica con un gasto muy alto y concentraciones bajas del sustrato o con gastos bajos con sustrato de alta concentración. Se pueden obtener diferentes eficiencias con los mismos valores de carga orgánica y existen muchas variaciones en cuanto a la combinación de estas variables.

3.7. ESTIMACIÓN DE LOS MODELOS PARA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO

Otra forma de evaluar la eficiencia del proceso anaerobio es, considerando al biogás y el contenido de metano en éste como productos del proceso.

Se ensayaron modelos de regresión múltiple en los que se tiene al biogás y al metano como variables dependientes y el TRH y la cantidad de DQO removida como variables independientes. Se desarrollan modelos que permiten predecir la producción de biogás y el porcentaje de metano en éste, en función del tiempo de residencia hidráulico y la cantidad de DQO que el sistema remueve.

Para la estimación de estos modelos se utilizaron los datos contenidos en la tabla 16

MODELO PARA EL BIOGÁS PRODUCIDO

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple (tabla 35), se obtiene el modelo **(Ec.6)** que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_4), para la producción de biogás (definida como litros de biogás por mg DQO removida).

En la tabla 36 se encuentra el análisis de varianza para este modelo.

$$Y_4 = 164.38 - (0.013 \times DQO_{rem}) - (11.81 \text{ TRH}) \quad \text{(Ec.6)}$$

TABLA 35. ANÁLISIS DE REGRESIÓN PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Variable independiente	Coefficientes BETA	SIGMA	T	ALFA
Constante	164.38	6.3	26.2	< 0.00001
DQO rem	-0.013	0.0053	-2.34	0.0241
TRH	-11.81	1.68	-7.06	< 0.0001

TABLA 36. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL MODELO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	alfa
Modelo	9060.37	2	4530.18	26.53	<0.0001
Error	7174.21	42	170.82		
Total	16234.6	44			

En la figura 20 se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores simulados por éste. El modelo es significativo a niveles de confianza >99.99%.

Puede observarse en el modelo propuesto que la DQO removida es significativa con $p = 0.0241$, y el TRH con $p = < 0.0001$.

Se observa en la figura 20 que para TRH largos (eje Y), existe una menor producción de biogás (eje Y), principalmente cuando se incrementan los valores de la DQO removida (eje X). A medida que se fue incrementando la DQO removida (de 300 a 1300 g/L), se fueron incrementando los volúmenes de biogás producidos. Este comportamiento del sistema se presentó a medida que se fue disminuyendo el TRH aplicado para el experimento.

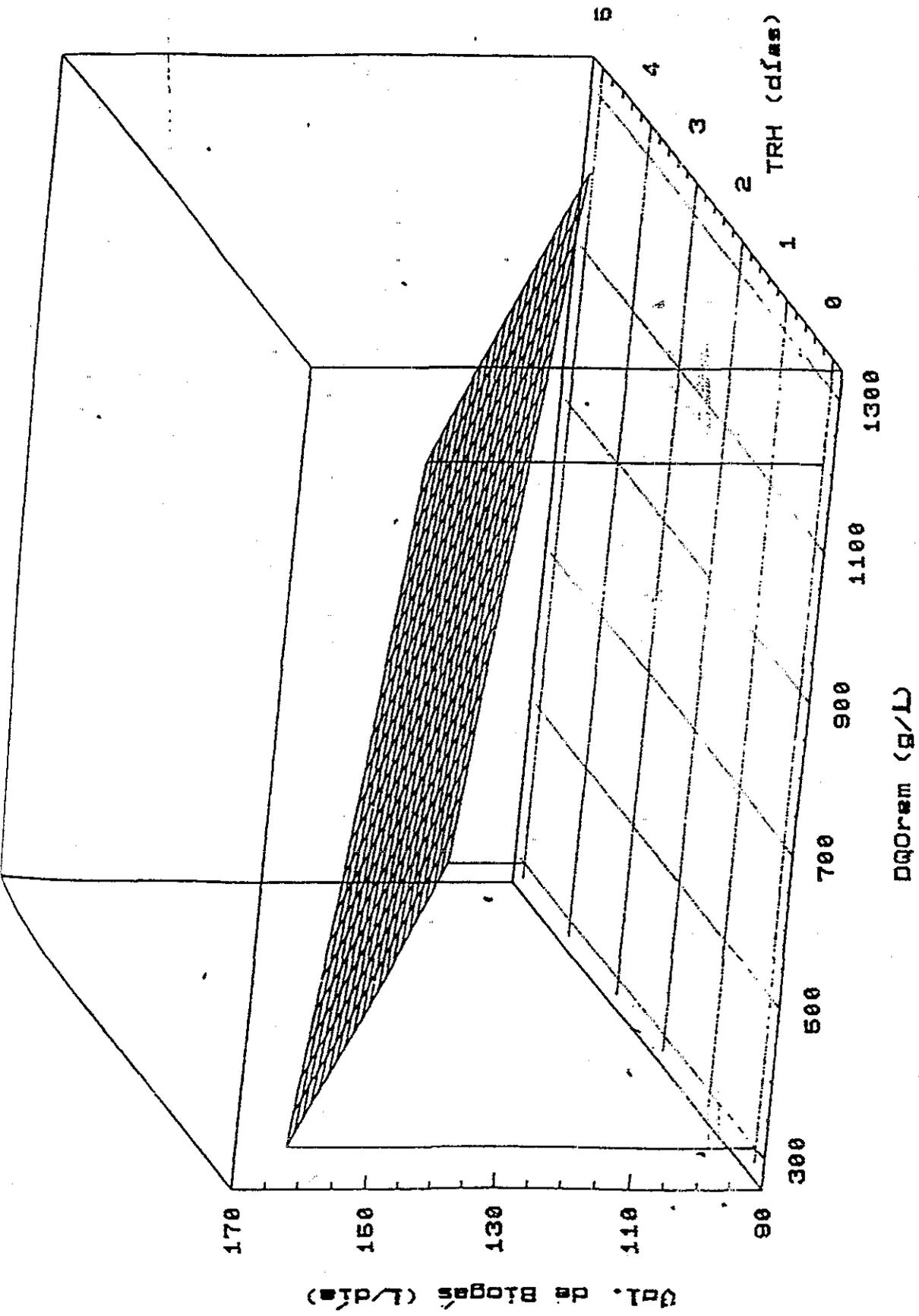


Figura 20.- Gráfico del modelo para biogás

Este comportamiento del reactor se aprecia también en la figura 21, en la cual se presentan las curvas de iso-volumen de biogás respecto a las variables TRH y DQO removida. En esta figura se graficaron los datos de DQO removida en el eje X y en el eje Y los TRH utilizados, se obtienen las áreas en las cuales se registran los mismos volúmenes de biogás: Para el TRH de 5 días y de 1200 a 1400 g/d de DQO removida se obtiene un promedio de 96.5 L/d de biogás. En el otro extremo, se observa que para TRH menor de 1 día y en el rango de 300 a 900 g/d de DQO removida, se obtienen los volúmenes mayores de biogás, de 153.6 L/d de este producto. Se observa en la figura 21 que a TRH de 5 días la producción del biogás fue la más baja (96.5 L/d). Este comportamiento puede explicarse tomando en cuenta la composición de la biomasa, considerando que al inicio del experimento las metanobacterias no se encontraban en cantidad suficiente para degradar la materia orgánica que se suministraba y la producción del biogás estuvo limitada al principio por la composición de la biomasa activa del reactor.

MODELO PARA EL METANO PRODUCIDO.

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple (tabla 37), se obtiene el modelo (Ec.7), que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_5), para la producción de metano.

En la tabla 38b se encuentra el análisis de varianza para este modelo.

$$Y_5 = 130.16 - (0.011 \text{ DQO rem}) - (12.1 \text{ TRH}) \quad (\text{Ec.7})$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

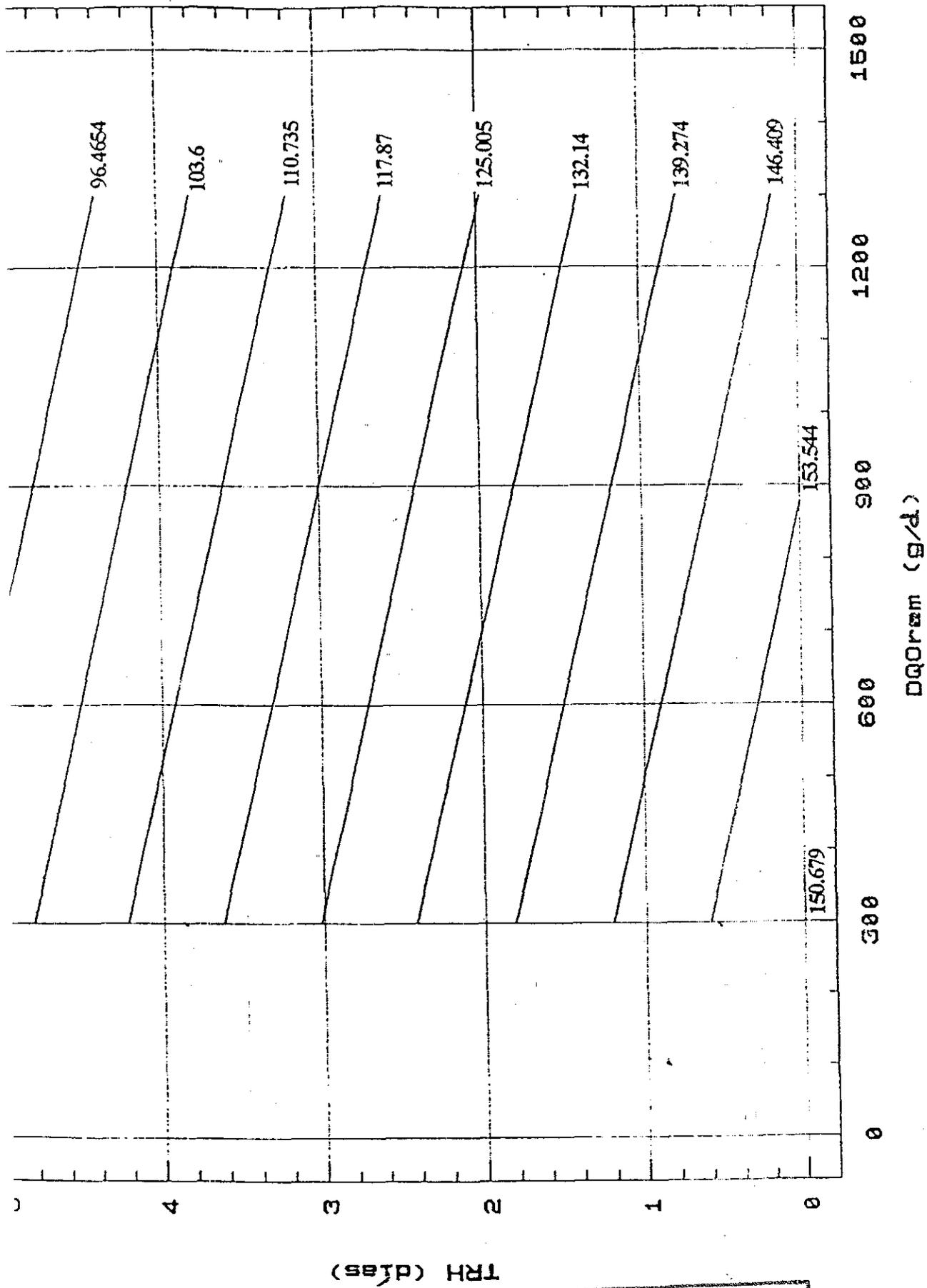


Figura 21.- Gráfico del iso-volumen de biogás

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

TABLA 37. ANÁLISIS DE REGRESIÓN PARA LA PRODUCCIÓN DE METANO

Variable independiente	Coefficientes BETA	SIGMA	t	ALFA
Constante	130.16	11.28	11.54	0.0000
DQO rem	-0.011	0.0094	-1.16	0.2535
TRH	-12.1	2.89	-4.18	0.0002

TABLA 38. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL MODELO DE LA PRODUCCIÓN DE METANO

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	alfa
Modelo	9573.22	2	4786.61	9.791	0.0003
Error	20534.2	42	488.91		
Total	30107.4	44			

En la figura 22 se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores simulados por éste: El modelo es significativo a niveles de confianza superiores a 99.97%. En el modelo propuesto la DQO removida es significativa con $p = 0.2535$, y el TRH con $p = 0.0002$. Se observa en la figura 22 que para TRH largos (eje Y), existe una menor producción de biogás (eje X), principalmente cuando se incrementan los valores de la DQO removida (eje X). A medida que se fue incrementando la DQO removida, se fueron incrementando los volúmenes de metano producidos. Este comportamiento del reactor se aprecia también en la figura 23, en la cual se presentan las curvas de iso-volumen de metano respecto a las variables TRH y DQO removida. En esta figura se graficaron los datos de DQO removida en el eje X y en el eje Y los TRH utilizados, se obtienen las áreas (superficies de respuesta), en las cuales se registran los mismos volúmenes de biogás: Para el TRH de 5 días y de 600 a 1300 g/d de DQO removida se obtiene un promedio de 55.8 L/d de metano. En el otro extremo, se observa que para TRH

menor de 1 día y en el rango de 300 a 950 g/d de DQO removida, se obtienen los volúmenes mayores de biogás, 119.8 L/d en promedio de este producto.

Los resultados del análisis estadístico demostraron la influencia de las variables independientes: TRH, carga orgánica y concentración del sustrato utilizado, sobre la respuesta del sistema experimental, en relación con la remoción de materia orgánica y la producción de biogás y metano.

El funcionamiento de los digestores anaerobios no está gobernado por un solo parámetro, sino por la combinación de varios de ellos entre sí, por lo que la selección de un modelo para emplear, o el diseño de un reactor no puede realizarse con un criterio unilateral y deberán tomarse en cuenta, al menos: el TRH, la concentración del agua que se quiera tratar y la velocidad con que se suministre al reactor: Sólo la combinación de las variables involucradas permitirán realizar la evaluación del funcionamiento de un reactor anaerobio con una buena aproximación.

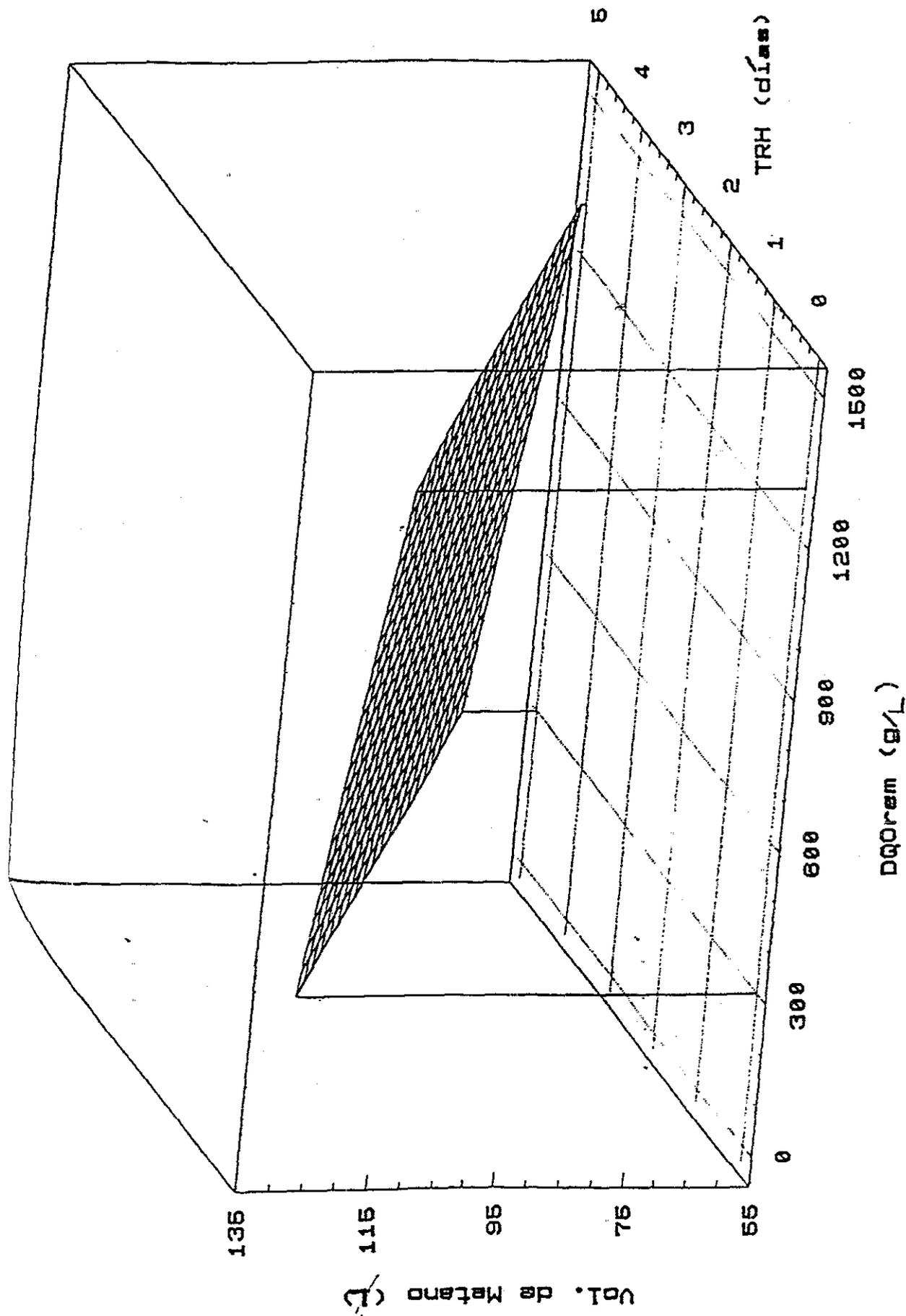
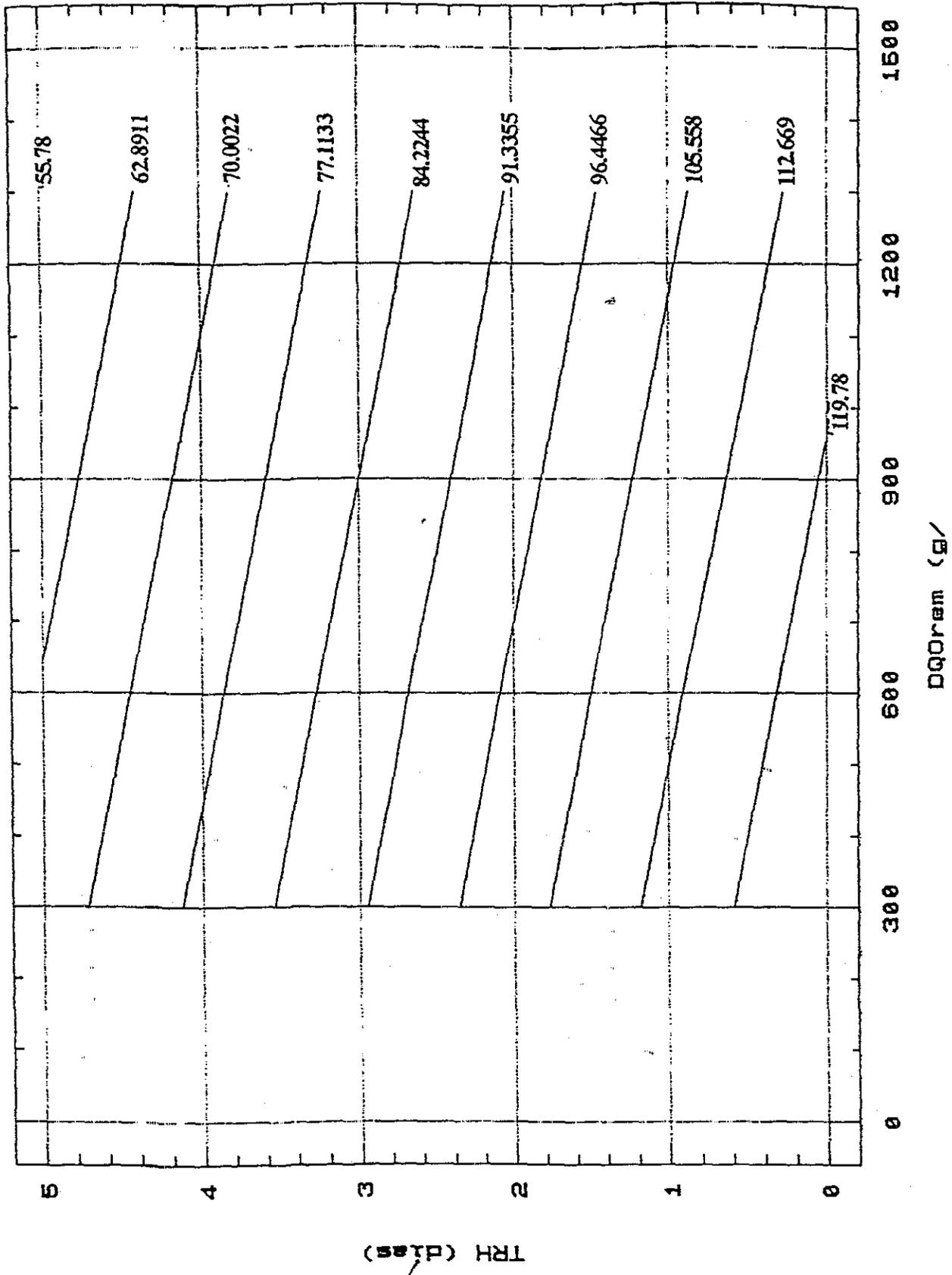


Figura 22.- Gráfico del modelo para metano

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados del experimento desarrollado, se pueden hacer las siguientes conclusiones y recomendaciones:

- 1) El proceso de degradación anaerobia es factible de aplicarse para el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas, ya que contienen elevadas concentraciones de materia orgánica.
- 2) En el Estado de Yucatán, el tratamiento anaerobio es eficaz a temperatura ambiente (alrededor de 28°C).
- 3) El TRH de 1 día se considera como el mejor ya que a esta condición de operación del reactor se obtuvo 72% en promedio de eficiencia y la carga orgánica fue 3 kDQO/m³/d.
- 4) Los modelos propuestos para estimar la eficiencia del reactor a niveles de confianza superiores al 95% son los siguientes:

Para la DQO soluble:

$$Y_1 = 49.3 - (3.8 (\text{TRH})^{-2}) + (7.8 \log (0.01 \times \text{DQO}_{\text{inf}}))$$

Para la DQO total:

$$Y_2 = 50.84 + (0.0028 \text{DQO}_{\text{inf}}) + (4.34 \text{TRH}) - (0.000396 \text{TRH} \times \text{DQO}_{\text{inf}})$$

Para la carga orgánica soluble:

$$Y_3 = 77.73 - 4.05(\text{C.O.}_s)^3$$

Para la producción de biogás:

$$Y_4 = 164.38 - (0.013 \times \text{gDQOrem}) - (11.81 \text{TRH})$$

Para la producción de metano:

$$Y_5 = 130.16 - (0.011 \text{DQO rem}) - (12.1 \text{TRH})$$

- 5) Los datos obtenidos en este experimento a nivel piloto, podrían servir de base para futuros estudios de simulación de procesos anaerobios, que utilicen modelos combinados y de flujo ascendente, alimentados con cualquier otra agua residual con características semejantes a las utilizadas en este estudio
- 6) Se recomienda realizar a nivel piloto el estudio de la aplicación de este sistema para el agua residual que será sometida al tratamiento anaerobio, para determinar las condiciones que se requieren establecer. Lo anterior sirve para disminuir el tiempo y los costos en las plantas de tratamiento a nivel industrial.
- 7) Se recomienda realizar el estudio microbiológico del proceso de la degradación anaerobia, para conocer las variaciones de las características en la biomasa activa del sistema.

REFERENCIAS

ALKAN U.; ANDERSON G K.; INCE O (1996) "Toxicity of trivalent chromium in the anaerobic process". Water Research, **Vol.30, No.3**, 731-741.

ANDERSON G.K; DONNELLY T. (1978). Anaerobic contact digestion for treating high strength soluble wastes. *New Processes of Wastewater treatment and recovery*. Edited by G. Mattock. Londres, Inglaterra.

ANDREADAKIS A.D (1992). Anaerobic Digestion of piggery wastes Water Science Technology, **vol.25, No.1,9-16**.

APHA, AWWA, WPCF. (1992). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 18th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation Washington, EEUA

ASA (1993): Asociación Americana de Soya: "Manual del cuidado y manejo del cerdo en alojamientos con ambiente controlado" Consejo Nacional de Porcicultores de los EE.UU ASA/México A N. No.117, Marzo, México, D F.

BANFIELD F.S.; LOWDEN G.E. reporte Técnico TR76. Laboratory Services División. Water Research Center p.83 Ciudad de Edición, Inglaterra.

BECCARI M.; BONEMAZZI F.; MAJONE M.; RICCARDI C. (1996). "Interaction between acidogenesis and methanogenesis in the anaerobic treatment of olive oil mill effluents". Water Research, **vol.30, número 1,183-189**

BOARDMAN G.; TISINGER J.; GALLAGHER D. (1995). "Treatment of clam processing wastewaters by means of Upflow Anaerobic Sludge Blanket technology. Water Research, **vol.29, 6, 1483-1490**

BOLLE W., VAN BREUGEL J., VAN EYBERGEN G., KOSSEN N.; VAN GILS W. (1986). "Kinetics of anaerobic purification of industrial wastewater". Biotechnology and Bioengineering, vol.XXVIII,542-548

BORJA P.R (1992) "Control de reactores anaerobios: Parámetros y procedimientos" Trabajo presentado en el II Taller de Digestión Anaerobia, La Habana, Cuba.

BORJA R.; BANKS C J ; MARTIN A.; KHALFAOUI B. (1995)."Anaerobic digestion of palm oil mill effluent and condensation water waste: an overall kinetic model for methane production and substrate utilization". Bioprocess Engineering 13,87-95.

CABALLERO, A. (1999). Tesis profesional. UNAM, Facultad de Ciencias. México, D.F. México.

CALZADA J.F (1992)."Digestión anaeróbica en América Latina, aspectos generales". Trabajo presentado en el II Taller de Digestión Anaerobia, La Habana, Cuba.

CAMPABADAL C ; NAVARRO H (1994)."Alimentación de cerdos para maximizar los rendimientos económicos" Asociación Americana de Soya, ASA/México A.N. No.132, Marzo, México, D F.

CASTRO R.; HERNANDEZ G. (1992)."Identificación de un sistema de tratamiento para las aguas residuales del beneficio del café y las aguas negras rurales". II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp. 205-214, La Habana, Cuba.

COLLAZOS CH.C.(1990)."Tratamiento de aguas residuales domésticas en Bucaramanga (Colombia) mediante reactores UASB y lagunas facultativas". I Taller

de Conferencias sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.83-95, México,D F.

CUERVO F.H.(1990)."Aplicación del proceso anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente (UASB) en el tratamiento de desechos líquidos industriales". Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, I Taller de digestión anaerobia, pp.365-372, México,D.F.

CHAMY M.R.; ALKALAY L.D (1990)."La tecnología de la digestión anaerobia en Chile". Universidad de Valparaíso, Chile, I Taller de digestión anaerobia, pp.354-361, México,D.F.

CHUNG PO (1980). Animal Waste Treatment and Utilization Council for Agricultural planning and development. Taiwán, Republic of China.

DE SOUZA M.E. (1984)."Fatores que influenciam a digestao anaerobia". Revista DAE, vol.44,No.137,88-94, Sao Paulo, Brasil

DIAZ B.M. (1990)."Tratamiento de aguas residuales de matadero mediante reactores anaerobios de lecho empacado" Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, pp.1-18.

DINOPOULOU G., STERRITT R ; LESTER J.(1988)."Anaerobic acidogenesis of a complex wastewater: II.Kinetics of growth, inhibition, and product formation". Biotechnology and Bioengineering,Vol.31,June, 969-978.

DO NASCIMENTO J.; BARBOSA C (1992)."Tratamiento anaerobio, tecnología de bajo costo para países en desenvolvimiento" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.195-204, La Habana, Cuba.

DRAAIJER H.; MAAS J ; SCHAAPMAN J.; KHAN A. (1992). Performance of the 5

MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. Water Science Technology, vol.25, no.7,123-133.

ECO (1996): Ecología Humana y Salud. Organo Informativo del Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, División de Salud y Ambiente, Vol.XV (1,2). Metepec, México.

FANG H.H.; CHUI H.K.(1993) "Maximum COD loading capacity in UASB reactors at 37°C. Journal of Environmental Engineering, vol.119, No.1, January/February,103-119.

FEIJOO G.; SOTO M.; MENDEZ R.; LEMA J. (1995) "Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: antagonism and adaptation phenomena". Enzyme and Microbial Technology, Vol. 17, February, 180-188. Elsevier Science. New York, NY, USA.

FERNÁNDEZ P.F.; GARCIA E.P (1993) Comportamiento de un reactor integrado ana/aerobio para la eliminación simultánea de C y N. Proceedings 2° International Specialized Conference on Biofilms Reactors. Spain, pp 445-454.

FERNÁNDEZ V.G. (1992) "Estudios cinéticos de sistemas anaerobios en reactores de película fija alimentados con aguas blancas de la industria del papel" Tesis doctoral, División de estudios de posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México.

GARCILAZO O.J.A (1996) "Eficiencia en la remoción de DQO de los desechos de los cerdos por un reactor anaerobio híbrido". Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental, FIUADY Yucatán, México.

GHOSH S., CONRAD J.; KLASS D.(1975) "Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge" Journal WPCE, Vol.47, No.1, January,30-45.

GIRALDO G.E. (1996) "Modelación matemática del proceso de la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales industriales" IV Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. Bucaramanga, Colombia.

HAN K.; LEVENSPIEL O.(1988)."Extended Monod Kinetics for substrate, product, and cell inhibition". Biotechnology and Bioengineering, vol.32, August,430-437.

HASENBOHLER A.; ALVAREZ J (1987). Biogás a partir de aguas residuales. Tecnología del Agua,No.37,139-142. Barcelona, España.

HASHEMIAN S J.; JAMES A. (1988). "Biomass retention in high-rate anaerobic reactors". Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, pp.281-284, Bologna,Italy.

HAWKES F.; DONNELLY T.; ANDERSON G.K.(1995)."Comparative performance of anaerobic digesters operating on ice-cream wastewater" Water Research, vol.29, no.2,525-533.

INEGI (1991):Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. VII Censo Agropecuario, México.

INEGI (1995):Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.Análisis y reflexiones sobre las existencias de ganado porcino, ovino y caprino.VII Censo Agropecuario, 1991

IZA J.; URUEÑA M (1992)."Tecnología de la digestión anaerobia de aguas residuales: sistemas de bajo costo para ensayos de laboratorio y planta piloto".II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.220-226, La Habana, Cuba.

KUS F.; WIESMANN U. (1995) "Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures" Water Research, vol.29, no.6,1437-1443.

LAPP H.M., SCHULTE D.D., KROEKER E.J., SPARLING A.B.; TOPNIK B.H. (1978). "Star-up of pilot scale swine manure digesters for methane production". Managing Livestock wastes, pp 234-238, University of Manitoba, Winnipeg, Canada.

LAWRENCE A.; McCARTY P. (1969). "Kinetics of methane fermentation in anaerobic treatment" Journal WPCE, Vol. 41, Núm. 2, pp. R1-R17, February, U.S.A

LEIVA A., SANCHEZ E.P., CONDE J.L.; ESCOBEDO R. (1992). "Producción de biogas a partir de residuos vegetales" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp 136-143, La Habana, Cuba.

LETTINGA, G.; HULSHOFF-POL L. (1991) UASB process design for different types of wastewaters Water Science and Technology, 24:87-108

LETTINGA G.; FIELD J.A.; SIERRA A.R.; VAN LIER J.B.; RINTALA J. (1991). "Future perspectives for the anaerobic treatment of forest industry wastewaters" Water Science Technology, vol.24, no.3/4, pp.91-102.

LETTINGA G.; VAN VELSEN A.F.; HOBMA S.W.; DE ZEEUW W.; KLAPWIJK A. (1980). "Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment" Biotechnology and Bioengineering, vol.XXII, pp.699-734

MARAGNO A.L.; CAMPOS J.R. (1992) Treatment of wastewater with a low concentration of organics using an anaerobic fluidized bed reactor. Water Science Technology, vol.25, no.7, pp.179-191.

MARTINEZ V.A.; MATA A.J.; CECCHI F. (1995). "Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes". *Resources, Conservation and Recycling* 13, pp. 257-267. Elsevier Science B.V.

MATA A.J. (1987) "Tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas ¿un desafío a los procesos aerobios?" Tecnología del Agua, No.37, pp.76-81 Barcelona, España.

MAZZOTTA F.; DIAZ R.; ROMAGNOLI C.; FERNANDEZ O.; JOHANSEN D (1992). "Estudio de factibilidad para la implementación de un sistema de tratamiento de efluentes-biogás-fertilizante en un establecimiento de cría porcina". II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, La Habana, Cuba.

McCARTY P. (1964). "Anaerobic waste treatment fundamentals: I.Chemistry and microbiology; II.Environmental requirements and controll; III.Toxic materials and their control; IV Process Design". *Public Works*, nos. 9-12, Sept.-Dec.

McCARTY P.; MOSEY F.(1991). Modelling of anaerobic digestion process (a discusion concepts) Water Science Technology, vol.24, no.8, pp.17-33.

McJUNKIN E. (1982). *Agua y Salud Humana*. Editorial Limusa México

MEJÍA S.G. (1986). Producción de desechos porcícolas en Yucatán: desarrollo de un sistema de manejo para prevención de la contaminación. Symp México-EE.UU sobre ingeniería ambiental y manejo de recursos. Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

MEJÍA S.G. (1996) Digestión anaerobia. Folleto técnico 1, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.

MEJÍA S.G.; ALONZO J.(1986). Tratamiento y reutilización de las excretas de cerdo mediante el composteo. V Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. México.

MEJÍA S.G ; MAGAÑA A. (1986). Digestión anaeróbica de agua residual de granjas porcícolas V Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. México

METZNER G.; TEMPER U. (1990). Operation and optimization of a full-scale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater. Water Science Technology, vol.22, no.1-2, pp.373-384.

MONROY O.; MERAZ M.; MONTOYA L. ; FAMA G MACARIE H (1996) "Where is anaerobic digestión in México? State of the technology, limitations and potential for its development". IV Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. Bucaramanga, Colombia

MUELLER J ; MANCINI J. (1988). "Anaerobic filter-kinetics and application" Conferencia presentada en Proceedings of 30th Industrial waste conference, Lafayette, Indiana, USA, 423-447

MONTALVO M.S.; SANCHEZ H.E.(1990)."Filtros anaerobicos. Experiencia cubana". Centro Nacional de Investigaciones Científicas, I Taller de digestión anaerobia, pp 313-318, México,D.F.

NEGRI E ; MATA A.J.; SANS C ; CECCHI F (1993). Mathematical model of volatile acids production in a plug-flow reactor treating the organic fraction of municipal solid waste. Water Science Technology, vol.27,no.2,pp.201-208.

NOVAK J ; CARLSON D.(1970)."The kinetics of anaerobic long chain fatty acid degradation" Journal water poll. control fed., vol.42,no.11,novembre,pp.1932-1943.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

NOYOLA R.A. (1990). "Tratamiento anaerobio de aguas residuales: una experiencia de adaptación de tecnología en México". Instituto de Ingeniería, UNAM, I Taller de tratamiento anaerobio, pp.337-357, México, D.F.

OLESZKIEWICZ J.(1984). "A comparison of anaerobic treatment of low concentration piggery wastewaters". Agricultural Wastes 8, pp. 215-231. Printed in Great Britain

PARIS J.M. (1992). "Tratamiento de aguas residuales por digestión anaerobia". Tecnología del Agua, Febrero, No.92, pp.35-56, Barcelona, España.

PARKIN G.; OWEN W. (1986). Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges Journal of Environmental Engineering, vol.112,no.5.

PAUSS A.; NYNS E. (1993) Past, present and future trends in anaerobic digestion applications. Biomass Bioenergy, vol.4, no.4, pp.263-270.

PORRES C.; CALZADA J.(1990). "Planta piloto para el tratamiento de vinazas de destilería". Central American Research Institute for Industry, I Taller de digestión anaerobia, pp.276-287, México, D.F.

RESTREPO I (1995). "Agua, salud y derechos humanos" Editado por la Comisión Nacional de Derechos Humanos, México, D.F.

RICO M.; PARAMO G.(1990). "Parámetros de operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente" I Taller de digestión anaerobia, pp.246-261, México, D.F.

ROJAS CH.O (1992) "Evaluación de las condiciones de operación, manejo y control de reactores anaerobios de manto de lodo y flujo ascendente, inoculados con lodos granular y floculento" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.169-194, La Habana, Cuba.

SKOWLUND CH.; KIRMSE D (1989)."Simplified models for packed-bed biofilm reactors" Biotechnology and Bioengineering, vol.33, pp.164-172.

SOTO M.; LEMA J.(1992). Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales. Tecnología del Agua, Febrero, No.92 pp.70-80. Barcelona, España.

SOUBES M.; MUXI L.(1990)."Ensayos para la evaluación del potencial metanogénico de inóculos y efluentes". I Taller de Digestión anaerobia, pp 193-200, México, D.F.

SOUZA M.; FUZARO G ; POLEGATO A. (1992). Thermophilic anaerobic digestion of vinasse in pilot plant UASB reactor. Water Science Technology, vol.25, no.7, pp.213-222.

STADLBAUER E.A.; ACHENBACH R.; DOLL D.; JEHLE B.; KUFNER B.J (1992). Design and performance of pulsed anaerobic digesters. Water Science Technology, vol.25, no.7, pp.351-360.

STERLING C.; MORA L.(1992)"Impacto sobre la comunidad vecina por olores desagradables generados en la planta UASB vivero municipal Cali-Colombia-Soluciones y recomendaciones".II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.100-120, La Habana, Cuba.

SUGRUE K.; KIELY G.; McKEOGH E. (1992). Pilot plant study of the anaerobic digestion of a mixture of municipal sewage and industrial sludges. Water Science Technology, vol.26, no.9-11, pp.2465-2468

TRUEBA R.S. (1998) "Situación actual y proyecciones de la porcicultura" Revista Desarrollo Porcícola, Consejo Mexicano de Porcicultura 48 sep-oct. México.

VÁZQUEZ B.E.(1984) Evaluación del proceso de digestión anaeróbica para la remoción de materia orgánica. En climas cálidos. Tesis profesional, Escuela de Química, UADY.

VÁZQUEZ B E. (1987) "Comportamiento de un digestor anaeróbico para aguas residuales con cargas orgánicas altas" Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental FIUADY. Yucatán, México.

VÁZQUEZ B.E.; MANJARREZ A (1993). "Contaminación del agua subterránea por la actividad porcícola". Tecnología del Agua, año XIII, no. 109, Barcelona, España.

VÁZQUEZ B.E.; MEJÍA S.G. (1988) Impacto ambiental de las granjas porcícolas en el Estado de Yucatán. Memorias del VI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Querétaro, México

VIEIRA S.M. (1990). "Domestic sewage treatment by UASB reactor in Brazil". CETESB, Sao Paulo Brazil, I Taller de digestión anaerobia, pp 298-308, México, D.F.

VINIEGRA G.G (1986) "Principios bioquímicos del metabolismo anaeróbico" Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana de Iztapalapa, México, D.F.

YOUNG J. (1991). "Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters" Water Science Technology, Vol.24, No. 8, pp.133-155

ANEXO 1:
DATOS SOBRE LAS EXISTENCIAS DE GANADO PORCINO. INFORMACION
DEL VII CENSO AGROPECUARIO (1991) DEL INSTITUTO NACIONAL DE
ESTADISTICA GEOGRAFIA E INFORMATICA

TABLA 2. EXISTENCIAS DE GANADO PORCINO POR ENTIDAD FEDERATIVA DISTRIBUIDAS EN VIVIENDAS Y UNIDADES DE PRODUCCIÓN EN LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS.

ENTIDAD	EN VIVIENDAS		UNIDADES DE PRODUCCIÓN		TOTAL	
	NÚMERO	%	NÚMERO	%	NÚMERO	%
Aguascalientes	11,981	0.8	37,477	0.4	49,458	0.5
Baja California	10,421	0.7	34,581	0.4	45,002	0.4
Baja California Sur	6,714	0.5	21,012	0.2	27,726	0.3
Campeche	14,592	1.0	94,518	1.0	109,110	1.0
Coahuila	24,578	1.7	103,259	1.1	127,837	1.2
Colima	10,291	0.7	356,593	0.3	35,368	0.3
Chiapas	50,305	3.4	32,155	3.9	406,898	3.8
Chihuahua	21,130	1.4	181,950	1.6	165,269	1.6
Distrito Federal	14,085	0.9	517,455	0.4	46,240	0.4
Durango	43,608	3.0	1,155,866	2.0	225,558	2.1
Guanajuato	88,365	5.9	488,070	8.9	900,853	8.5
Guerrero	119,756	8.0	120,645	5.7	637,211	6.0
Hidalgo	40,541	2.7	333,976	2.6	275,558	2.6
Jalisco	68,610	4.6	102,504	12.7	1,224,476	11.6
México	94,863	6.4	221,935	4.3	485,637	4.6
Michoacán	86,448	5.8	1,195,257	5.5	574,518	5.4
Morelos	21,954	1.5	157,651	0.7	83,942	0.8
Nayarit	28,255	1.9	582,629	1.3	148,900	1.4
Nuevo León	18,490	1.2	184,712	1.7	175,381	1.8
Oaxaca	60,654	4.1	25077	3.8	394,630	3.7
Puebla	88,637	6.0	144139	6.6	678,007	6.4
Querétaro	22,750	1.5	812488	1.1	125,254	1.2
Quintana Roo	6,414	0.4	235017	0.8	79,195	0.7
San Luis Potosí	52,952	3.6	390774	2.4	274,887	2.6
Sinaloa	76,572	5.2	61988	1.9	253,269	2.4
Sonora	24,248	1.6	156891	13.1	1,219,505	11.5
Tabasco	53,728	3.6	589370	1.9	229,526	2.2
Tamaulipas	40,825	2.7	72781	1.7	198,476	1.9
Tlaxcala	14,138	0.9	176697	1.1	110,731	1.0
Veracruz	213,594	14.3	9'090,437	6.4	796,223	7.5
Yucatán	29331	1.9	10'581,242	2.5	259,910	2.5
Zacatecas	31,975	2.1	176697	2.0	216,687	2.1
TOTAL NACIONAL	1'490,805	100	9'090,437	100	10'581,242	100

TABLA 3: EXISTENCIAS DE GANADO PORCINO POR ENTIDAD FEDERATIVA DISTRIBUIDAS EN VIVIENDAS Y UNIDADES DE PRODUCCION EN LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS

ENTIDAD	REPRODUCTORES		ENGORDA O DESARROLLO		
	SEMENTALES	VIENTRES PARA CRIA	MENORES DE 2 MESES	DE 2 A 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES
Aguascalientes	1,525	8,136	9,866	9,860	8,090
Baja California	1,457	7,391	12,096	9,977	3,660
Baja California Sur	1,533	5,341	6,565	3,580	3,993
Campeche	5,289	23,621	34,343	20,071	11,194
Coahuila	5,967	23,834	29,787	30,292	13,379
Colima	1,252	5,583	6,308	7,957	3,977
Chiapas	33,635	99,433	119,500	67,022	37,003
Chihuahua	18,460	42,579	40,387	19,829	22,884
Distrito Federal	1,783	7,227	10,250	8,006	4,889
Durango	14,968	54,754	54,987	26,934	30,307
Guanajuato	14,925	135,601	227,913	343,441	90,608
Guerrero	26,399	148,265	199,059	84,978	58,754
Hidalgo	19,178	64,784	65,351	58,697	28,807
Jalisco	21,923	173,013	321,565	529,600	112,510
México	16,499	79,418	102,324	145,040	42,069
Michoacan	2,260	110,957	140,036	163,895	56,683
Morelos	6,891	12,860	16,804	18,670	11,394
Nayarit	6,216	34,889	32,610	29,818	16,437
Nuevo León	20,982	35,596	42,553	54,929	17,597
Oaxaca	32,663	91,540	99,495	78,090	43,869
Puebla	5,220	132,175	164,541	190,920	69,071
Querétaro	3,235	24,761	26,126	32,352	14,045
Quintana Roo	13,031	15,876	23,287	20,657	9,726
San Luis Potosí	14,521	58,852	54,126	55,725	40,201
Sinaloa	11,996	52,559	48,450	34,138	27,029
Sonora	13,943	149,529	319,279	615,009	99,444
Tabasco	8,952	39,900	59,557	35,824	26,574
Tamaulipas	6,033	42,157	45,012	38,616	22,914
Tlaxcala	26,130	20,123	27,954	28,303	14,180
Veracruz	6,087	135,014	176,534	152,726	92,225
Yucatán	11,430	43,029	65,606	98,835	17,022
Zacatecas		54,844	52,740	35,353	30,345
TOTAL NACIONAL	391,761	1,933,641	2,635,011	3,049,144	1,080,880

TABLA 4: EJEMPLO DE LA RELACIÓN VIENTRES (V) A SEMENTALES(S) EN UNIDADES DE PRODUCCIÓN (UP) URBANAS Y RURALES EN ENTIDADES CON MAYOR NÚMERO DE VIENTRES A NIVEL NACIONAL

ESTADO	UP URBANAS		RELACIÓN
	V	S	
MICHOACÁN	9,279	1,123	8.3
MEXICO	7,676	1,938	4.0
JALISCO	6,732	953	7.1
PROMEDIO			6.5
	UP RURALES		RELACIÓN
	V	S	
JALISCO	166,281	18,225	9.1
SONORA	143,083	11,631	12.7
GUERRERO		25,040	5.7
PROMEDIO			9.2

TABLA 5. VIVIENDAS Y UNIDADES DE PRODUCCIÓN CON ACTIVIDAD PORCÍCOLA EN LAS OCHO ENTIDADES FEDERATIVAS DE MAYOR NÚMERO DE CABEZAS.

ENTIDADES	VIVIENDAS	URBANAS	RURALES PRIVADAS	RURALES EJIDALES	RURALES MIXTAS	TOTAL ENTIDAD
Jalisco	21700	1104	13474	27642	1136	65056
Sonora	9716	249	1991	4584	206	16746
Guanajuato	30136	985	16956	32218	1181	81476
Veracruz	89492	2100	46904	101653	5046	245195
Puebla	38234	1559	64372	53199	9535	166899
Guerrero	35126	1712	11201	87535	1728	137302
Michoacán	30473	1339	12621	38115	2032	84580
México	34784	1938	17586	39334	4968	98610
TOTAL POR CLASE	289661	10986	185105	384280	25832	-
PORCIENTO DE CLASE	48.9	47.3	55.1	40.1	48.9	-

TABLA 6: EXISTENCIA DE GANADO PORCINO EN LAS OCHO ENTIDADES FEDERATIVAS CON MAYOR NUMERO DE CABEZAS EN VIVIENDAS Y UNIDADES DE PRODUCCION.

ENTIDADES	VIVIENDAS URBANAS		RURALES		EJIDALES MIXTAS		TOTAL ENTIDAD
				PRIVADAS			
JALISCO	68610	45220	890,365		196,246	24035	1'224,476
SONORA	24248	6586	1'069,439		113,102	6130	1'219,505
GUANAJUATO	88365	34917	585,099		177,489	14983	900,853
VERACRUZ	213594	20276	179,274		364,759	18320	796,223
PUEBLA	88637	23593	358,730		172,195	34852	678,007
GUERRERO	119756	22105	56,549		429,249	9552	637,211
MICHOACÁN	86448	56104	200,118		211,958	19890	574,518
MEXICO	94863	47050	145,028		176,424	22272	485,637
TOTAL POR CLASE	784,521	255,851	3484602		1841422	150034	
PORCIENTO DE CLASE	52.6	62.7	77.5		46.9	57.4	
RELACIÓN CABEZAS POR EXPLOTACION	2.7	23.3	18.8		4.8	5.8	

TABLA 7. PROPORCIÓN RELATIVA DE CABEZAS DE GANADO PORCINO EN UNIDADES DE PRODUCCIÓN (U.P.) URBANAS Y RURALES, SEGÚN TENENCIA DE LA TIERRA.

PTO CONCE	U.P. URBANAS	U.P. RURALES PRIVADAS	U.P. RURALES EJIDALES	U.P. RURALES MIXTAS	TOTAL UNIDADES DE PRODUCCIÓN
Cabezas	407,756	4498354	3922738	261589	9'090,437
Sementales	15621	116568	246368	13204	391,761
Vientres	75108	731923	1066526	60084	1'933,641
Engorda y Desarrollo	317027	3694863	2609844	188301	6'765,035
Número de unidades	23229	335806	958197	52797	1'370,029

TABLA 8. RELACIÓN COMPARATIVA DE LAS CARACTERÍSTICAS DE PRODUCCIÓN PORCINA ENTRE LOS ESTADOS DE VERACRUZ, SONORA Y JALISCO

TIPO DE UNIDADES	INVENTARIO (CABEZAS)	NUM. DE VIVIENDAS Y UNIDADES	CABEZAS PROMEDIO
VERACRUZ			
VIVIENDAS	213,594	89,492	2.4
UP URBANAS	20,276	2,100	9.7
UPR PRIVADAS	179,274	46,904	3.8
UPR EJIDALES	364,759	101,653	3.6
UPR MIXTAS	18,320	5,046	3.6
TOTAL	796,223	245,195	3.2
SONORA			
VIVIENDAS	24,248	9,716	2.5
UP URBANAS	6,586	249	26.4
UPR PRIVADAS	1'069,439	1,991	537.1
UPR EJIDALES	113,102	4,584	24.7
UPR MIXTAS	6,130	206	29.8
TOTAL	1'219,505	16,746	72.8
JALISCO			
VIVIENDAS	68,610	21,700	3.2
UP URBANAS	45,220	1,104	41.0
UPR PRIVADAS	890,365	13,474	66.1
UPR EJIDALES	196,246	27,642	7.1
UPR MIXTAS	24,035	1,136	21.2
TOTALES	1'224,476	65,056	18.8

ANEXO 2

CUANTIFICACIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

La determinación de las concentraciones de ácidos grasos volátiles se efectuaron de acuerdo con el Reporte Técnico TR76: "Manual and automated gas chromatographic procedures for the determination of volatile fatty acids", de Banfield y Lowden (1978). Se determinaron las concentraciones de ácido acético y ácido propiónico en el influente, efluente y en el interior del digester.

PRINCIPIO:

Una muestra acuosa se inyecta directamente en una columna de cromatografía de gases, a una temperatura de 160 ° C. En dicha muestra, los ácidos acético y propiónico se eluyen y se miden mediante un detector de ionización de flama. Las señales del detector se registran en un graficador (cromatograma)

EQUIPO:

Cromatógrafo Perkin Elmer Sigma 300.

PREPARACIÓN DE LA MUESTRA:

Se centrifugan las muestras a 5000 rpm durante 10 minutos. A 10 ml del sobrenadante se le adiciona 1 ml de ácido fórmico. De esta muestra se inyectan 5 microlitros al cromatógrafo, utilizando jeringas de cromatografía.

El ácido fórmico sirve para arrastrar los ácidos a través de la columna del cromatógrafo y permite preservar las muestras en refrigeración hasta por un mes.

PATRONES:

Se utilizan patrones de ácido acético y propiónico de 500 y 1000 ppm

CONDICIONES DE TRABAJO:

Temperatura de la columna: 160°C

Temperatura del inyector: 200°C

Temperatura del detector: 240°C

Detector: ionización de flama.

Fase estacionaria: Porapak Q

Atenuación: 16 x 10

Gas acarreador: nitrógeno, 55 cm³/min

Hidrógeno: 60 cm³/min

Aire: 450 cm³/min

Velocidad de la carta: 2 mm/min

Cantidad de muestra: 5 microlitros

Jeringa: Hamilton de 10 microlitros.

CÁLCULOS:

Se determinaron las concentraciones de ácidos de cada una de las muestras mediante el método de triangulación, utilizando los patrones de referencia.

ANEXO 3

CUANTIFICACIÓN DEL PORCENTAJE DE METANO

PRINCIPIO:

Para cuantificar metano se utiliza cromatografía de gases, que es una técnica analítica de separación basada en la distribución de la muestra entre dos fases. La fase estacionaria empacada dentro de una columna (en este caso un sólido) y la fase móvil (gas portador) que transporta las moléculas de la muestra a través de la columna. La adsorción diferencial sobre la superficie sólida es la base de la cromatografía gas-sólido.

La cromatografía gas-sólido se utiliza para la separación de gases ligeros como el metano. El metano es el único gas que puede ser detectado por el detector de ionización de flama

La determinación del porcentaje de metano se hace relacionando la altura de los picos de las muestras con los picos de un patrón de metano.

EQUIPO:

Cromatógrafo Perkin Elmer Sigma 300

PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS:

Las muestras se toman de la manguera de látex colocada antes del medidor de gas, en la parte superior del digestor. Se aseguran las tapas de las jeringas para transportarlas al laboratorio y se inyectan directamente a la columna del cromatógrafo.

PATRONES:

Se utilizó un patrón de 75% de metano proveniente de un cilindro certificado. El resto del contenido de dicho cilindro es bióxido de carbono.

CONDICIONES DE TRABAJO:

Temperatura de la columna: 80°C

Temperatura del inyector: 160°C

Temperatura del detector: 160°C

Detector: ionización de flama

Fase estacionaria: Porapak Q

Atenuación: 64 x 10

Gas acarreador: nitrógeno, 25 cm³/min

Hidrógeno: 60 cm³/min

Aire: 450 cm³/min

Velocidad de la carta: 2 mm/min

Cantidad de muestra: 0.1 mililitros

Jeringa: de cromatografía, de 1 ml

Número de inyecciones: 3 veces cada muestra

CÁLCULOS:

Se determinaron los porcentajes de metano de cada una de las muestras mediante el método de triangulación, utilizando un patrón de referencia.

ANEXO 4

PUBLICACIONES GENERADAS DEL PRESENTE

TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

AGUA

TECNOLOGIA
DEL AGUA en
PROMA '97
11-14 MARZO - BILBAO
Pabellón 5
Stand A-32

CAPTACION, TRATAMIENTO, DISTRIBUCION Y DEPURACION DE AGUA Y SU IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

AÑO XVII - NUM. 161 - FEBRERO 1997 - I.S.S.N.: 211/8173

En este número:

Cogeneración
energética en EDAR's
Página 13

Intercomparación
analítica y
acreditación de
los laboratorios
Página 22

Control en la
depuración anaerobia
de aguas residuales
Página 28

Modelo sobre dinámica
de contaminantes en
el suelo
Página 41

Potencial redox y
velocidad de reducción
de los nitratos
Página 51

La nueva EDAR de
Jerez de la Frontera
Página 59

Digestión anaerobia
de aguas residuales
de granjas porcinas
Página 67

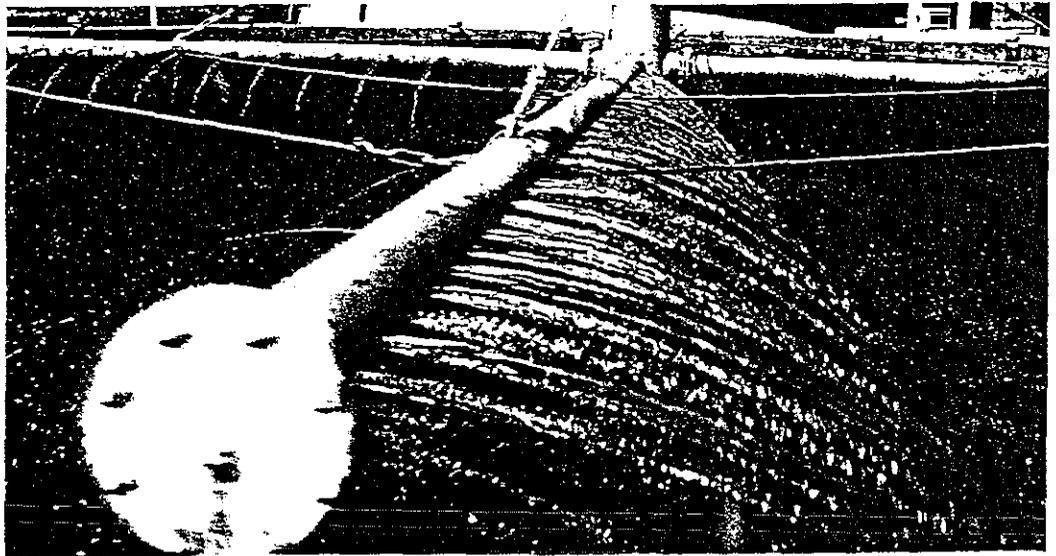
Nuevas compuertas
Biwater
Página 73

Telegestión de datos
en redes de agua
potable
Página 84

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

BIOFILL®

RELLENO PLÁSTICO DE ALTA EFICACIA



- Caracterización de vertidos
- Estudios de procesos de depuración
- Proyectos y construcción de plantas depuradoras
- Bacterias especializadas
- Dispositivos de aforo y medidores de caudal

UNA PUBLICACIÓN DE



ELSEVIER
PRENSA S.A.
BARCELONA

CEPICMA® S.A.
Compañía de ensayos, proyectos e instrumentación
para el control del Medio Ambiente

132

PROMA

Editorial

- 5 Inundaciones y sequías

Artículos técnicos

- 13 Cogeneración energética en depuradoras de aguas residuales urbanas.
Ventajas de la combinación secado térmico de lodos y cogeneración
Energy cogeneration in urban sewage treatment plants. The advantages of combining thermal sludge drying with cogeneration.

- 22 Intercomparación analítica como instrumento para la acreditación de los laboratorios.
Ejercicio realizado con 41 laboratorios de diversos sectores
Intercomparison exercises as a laboratory accreditation tool. An exercise involving 41 laboratories from different sectors.

- 28 Control en la depuración anaerobia de aguas residuales.
Aplicación de un sistema basado en lógica difusa.
Monitoring the anaerobic treatment of waste waters. Applying a fuzzy logic system.

- 41 Modelo experimental sobre la dinámica de contaminantes en el suelo.
Ensayos lisimétricos para caracterizar su propagación.
An experimental model for soil contaminant dynamics. Experiments with lysimeters to determine contaminant propagation.

- 51 Efecto del potencial redox sobre la velocidad de reducción de los nitratos.
Estudio de este proceso en el decantador secundario de una EDAR
Effect of redox potential on nitrate reduction rates in secondary settler of a wastewater treatment plant.

Noticario, Agenda e Indices

- | | | | |
|----|---------------------|-----|--------------------|
| 9 | Noticias del sector | 110 | Agenda |
| 94 | Productos y equipos | 112 | Índice anunciantes |
| | | 113 | Índice compras |

A study of this process in the secondary settler of a waste water treatment plant

- 59 Entrada en funcionamiento de la EDAR de Jerez de la Frontera.
Su efecto en la mejora de la calidad del agua en el río Guadalquivir.
Commissioning of the Jerez de la Frontera waste water treatment plant. Its effect on water quality in the river Guadalquivir.

- 67 Digestión anaerobia de aguas residuales de granjas porcinas.
Dinámica de los ácidos grasos volátiles en una planta piloto.
Anaerobic digestion of pig farm sewage. Volatile fatty acids in a pilot plant.

Procesos y sistemas

- 73 Nueva generación de compuertas.
Biwater FabriGate 100 en acero inoxidable.
- 84 Telegestión de datos para control de redes de agua potable.
Su aplicación en varias urbanizaciones de las comarcas gerundenses.

Actualidad jurídica

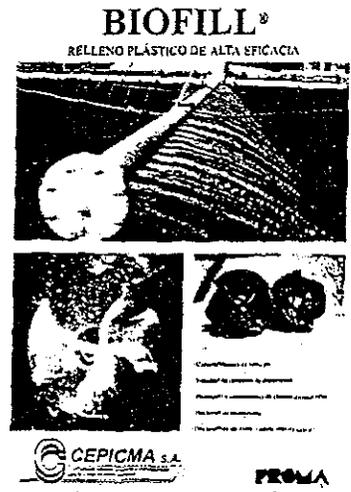
- 90 La toma de muestras de vertidos de aguas residuales.
Un procedimiento aún por regular.

Ferias y Congresos

- 92 Conferencia de la WEF sobre reutilización de aguas residuales depuradas y biosólidos.

Curso sobre uso del subsuelo en el control y gestión de aguas de tormenta.

Portada



La portada de este número está dedicada a la empresa CEPICMA, S.A. que fabrica y comercializa bajo patente, el relleno plástico BIOFILL, para uso en tratamientos biológicos mediante filtro percolador. La forma esférica, elevada superficie (140 m²/m³), 96% del volumen libre y su rugosidad, hace que el BIOFILL sea el mejor relleno desordenado del mercado. CEPICMA, S.A. está también especializada, dentro de su línea de depuración de aguas residuales, en caracterización de vertidos y estudios de procesos de depuración, realización de proyectos, diseño y suministro de instalaciones para la depuración de vertidos líquidos, instrumentación en línea y laboratorio para el análisis y control de diferentes parámetros de una EDAR, comercializando además bacterias liofilizadas susceptibles de ser utilizadas en cualquier tratamiento biológico anaerobio.



c/ Independencia, 64-68
Apartado de Correos 90
Tel: (93) 735 31 90
Fax: (93) 735 18 56
08225 Terrassa (Barcelona)

Inundaciones y sequías

Las actuales inundaciones que ha sufrido gran parte de nuestra península, tienen como antecedente inmediato dos años de importante sequía. Ambos fenómenos nos son familiares y su frecuente repetición, en forma cíclica, se halla perfectamente documentada en nuestra historia.

A pesar de esta contundente realidad, a veces nuestra memoria personal e incluso social tiende a olvidarla, pero entonces la naturaleza suele encargarse de recordárnosla desencadenando alguno de sus ciclos extremos.

Mientras hace pocos meses se relacionaban los daños producidos por la sequía, ahora se barajan cifras sobre aquéllos ocasionados por las inundaciones, a personas, agricultura, infraestructuras, particulares, etc. La otra cara de la moneda es la recuperación de humedales, como las tablas de Daimiel, o los del parque de Doñana. Sólo en una semana del mes de Enero los embalses crecieron 2 000 hm³, antes de que se produzca el deshielo en las montañas.

La alimentación de acuíferos subterráneos es también otra de las consecuencias favorables de

estas abundantes lluvias, recuperándose niveles freáticos perdidos hace ya algún decenio, lo que si bien supone en muchos casos la posibilidad de disponer de reservas de agua abundante, en otros lugares ha inundado e incluso inutilizado aparcamientos subterráneos, ante la sorpresa y perjuicio de los titulares de los mismos.

Para hacer frente, eficazmente, a estos ciclos de sequía/pluviosidad es imprescindible disponer de infraestructuras hidráulicas y medios para una gestión eficaz del agua, para lo primero es necesario movilizar gran cantidad de recursos económicos y para lo segundo conocimientos hidrológicos y medios políticos, para legislar correctamente y hacer cumplir la ley que permita optimizar los recursos hídricos.

Así de simple y así de complicada es la gestión del agua, mande quien mande, sea en poca del imperio romano o en la era de la informática y la internet.

Ramon Queralt
Director Técnico

AGUA

Edita:
ELSEVIER PRENSA, S.A.

R

Miembro del Grupo REED ELSEVIER
Domicilio social, administración,
redacción y publicidad:
Av. Paral·lel, 180, entlo.
08015 BARCELONA/España
Tel: (93) 325 53 50
Fax: (93) 425 28 80 (Administración)
Fax: (93) 423 54 99 (Redacción
y Publicidad)

Presidente:
Derk Haank

Director General:
Isaac Rodrigo Keller

Director
Manuel Masip F de Liencres

Director de Publicaciones
Marcel Lieai i Gaiceran

Director de Producción:
Josep M^o López Cortés

Director Técnico:
Ramon Queralt i Torrell

Redacción:
David Quesada Amador (periodista)

Corresponsal en Girona
Remei Vizan Riquelme
C/ Cor de Maria 7, 4^o - 1^o
17002 Girona
Tel: (972) 20 04 41
Fax: (972) 20 13 76

Consejo Asesor:
Josep Martí Deulofeu
Dr. Ing. Ind. Presidente de la Asociación
de Empresas AQUA-ESPAÑA

Pedro Grau Verdagué
Dr. Ing. Ind. Secretario General de la
Asociación Española de Abasteci-
mientos de Agua y Saneamiento.

Benito Oliver-Rodés Clapés
Dr. Farmacia. Fundador y primer
Presidente de la Asociación Española
de Laboratorios Independientes y
expresidente de la International
Union of Independent Laboratories.

Gamatiel Martínez de Bascarán
Dr. Ing. Ind. Dipl. Sanitary Engineer-
ing. Fundador y primer Presidente
de la Spanish Water Pollution Con-
trol Federation (ADECAGUA)

Dr. Fernando Porta Visa
Dr. Ing. Ind. Apodado General Ge-
rente del Centro de Estudios e Inves-
tigación del Agua.

D. Manuel Gil Rodríguez
Dr. Químicas. Consejo Superior de
Investigaciones Científicas. Univer-
sidad Politécnica de Madrid.

Manuel R. Llamas Madurga
Ing. C. C. y P., Geólogo. Expresidente
de la International Ground Water As-
sociation.

Claudi Mans Teixidó
Dr. Químicas. Catedrático Ingeniería
Química. Univ. de Barcelona.

Coordinador Publicidad:
José M^o García

Publicidad:
Andreu Serrat i Gràcia
Tel: (93) 418 92 27
Fax: (93) 417 41 36

Publicidad zona Madrid:
Alejandro Gómez Santamaría
Canillas, 56 - 28002 Madrid
Tel: (91) 415 33 45 - Fax: (91) 413 45 58

Representante Publicidad Francia
AIDMEDIA
31,33 Grande rue de Saint Rambert
69009 Lyon
Tel: 07334 78642037 - Fax: 07334
78835667

Representante Publicidad Italia
RANCATI ADVERTISING
Milano San Felice Torre 5
20090 Segrate (Mi)
Tel: (02) 703 000 88
Fax: (02) 703 000 74

Dpto. Suscripciones:
Zancoeta, 9 7^o
48013 Bilbao
Tel: (94) 441 07 50
Fax: (94) 441 52 29
Maquetación Electrónica:
Departamento propio

Impresión:
Grup 4, Badalona
ISSN.: 0211-8173
Dep. Legal: B. 4156-84

TECNOLOGIA DEL AGUA es la
única revista editada en España dedi-
cada en exclusiva a las técnicas de
captación, tratamiento, distribución,
y depuración de las aguas industriales
y urbanas, materias afines y equipos
COPYRIGHT Prohibida la repro-
ducción total o parcial de cualquier
trabajo sin previa autorización, inclu-
so citando su procedencia. Los con-
ceptos y opiniones expresados en ca-
da trabajo son de la exclusiva respon-
sabilidad del autor

Resumen

El digestor anaerobio es de 534 l. constituido en la parte inferior cilíndrica por un reactor UASB y la superior por un sedimentador de alta tasa. La alimentación se realiza con aguas residuales de porcinos y rumiantes, controlándose la formación de los ácidos grasos volátiles (AGV), cuya concentración suele ser decisiva para controlar la fermentación en la fase no metanogénica. Los resultados obtenidos con distintos tiempos de retención muestran distintas concentraciones de AGV, la mayor corresponde al tiempo de un día. También se ha observado una elevada elasticidad del proceso.

Palabras clave:

Purines cerdo. Fermentación anaerobia. Planta piloto, Ácidos grasos volátiles. Tiempo retención.

Abstract

Anaerobic digestion of pig farm sewage.

The 534 litre anaerobic digester composed of a UASB reactor at the bottom and a high-rate sedimentator at the top, was fed with pig and ruminant sewage. The formation of volatile fatty acids (VFA) was monitored as VFA concentration is usually decisive in controlling fermentation during the non-methanogenic stage. The results obtained with different retention times show the presence of different VFA concentrations, the highest concentration corresponding to a retention time of one day. The process was also found to be extremely elastic.

Keywords:

Pig sewage. Anaerobic fermentation. Pilot plant. Volatile fatty acids. Retention time.

Digestión anaerobia de aguas residuales de granjas porcícolas

Dinámica de los ácidos grasos volátiles en una planta piloto

Por: Vázquez Borges, Elizabeth; Méndez Novelo, Roger; Magaña Pietra, Aldo. Universidad Autónoma de Yucatán, Departamento de Ingeniería Ambiental Apartado Postal 150 Cordemex. Mérida Yucatán. México.

1. Introducción

La digestión anaerobia es el proceso biológico en el cual la materia orgánica, susceptible de ser biodegradada, es transformada por la actividad microbiana en ausencia de oxígeno libre, en una mezcla de gases, conocida como biogás, compuesto básicamente de metano y dióxido de carbono. (Last, 1992).

1.1. Fases del proceso anaerobio

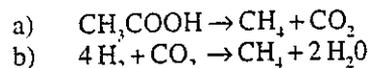
El proceso anaerobio ocurre en dos fases conocidas como etapa no metanogénica y etapa metanogénica, las cuales se describen a continuación:

Fase no metanogénica: Los compuestos orgánicos no solubles se hidrolizan por exoenzimas de las bacterias acidificadoras. Los polímeros naturales tales como la celulosa, la pectina, las proteínas, compuestos de bajo peso molecular como aminoácidos, sacáridos, lípidos, compuestos aromáticos, etc. son transformados por fermentación ácida, en materiales solubles como acetatos, formatos, lactatos, propionatos y butiratos, con desprendimiento de pequeñas cantidades de bióxido de carbono e hidrógeno. (Anderson, 1978).

Posteriormente, los compuestos hidrolizados se convierten, por ac-

ción de un grupo heterogéneo de bacterias productoras de hidrógeno, en ácidos orgánicos tales como el ácido láctico, el ácido butírico, el ácido propiónico y el ácido acético. (Owen, 1982).

Fase metanogénica: Los microorganismos que participan en esta etapa transforman los productos finales de las bacterias acidogénicas a metano y bióxido de carbono, como sigue: (Price, 1981).



Las metanobacterias forman aproximadamente el 70% del total del metano a partir del ácido acético. Este grupo de bacterias tienen particularidades fisiológicas y metabólicas muy características, como la composición particular de su pared, sus coenzimas y metabolismo, estas particularidades hicieron que fueran clasificadas en un nuevo reino, diferente de las Eubacterias, el de las Archaeobacterias. (Thomas, 1980).

1.2. Ácidos grasos volátiles

La mayor parte de los fallos en las plantas anaerobias reseñados en la bibliografía se han debido a problemas de acidificación del reactor, especialmente durante las etapas de

135

Los AGV pueden

acumularse

en los digestores

por diversos motivos

Características del agua residual utilizada (ppm)

ímetro	Resultados
	6.7
eratura (C)	28
o total	11500
o soluble	8500
ógeno total	1400
ógeno amoniacal 650	
	1230
dos suspendidos totales	3100
dos suspendidos volátiles	2100
dos totales	7200
dos volátiles	5200

mismo tipo de agua residual (Andreadakis, 1992)

2. Materiales y métodos

Los resultados que se presentan fueron obtenidos durante la operación de un digestor anaerobio de 534 litros de capacidad y constituido de la siguiente manera: la parte inferior es un cilindro metálico, modelo UASB de 208 litros y la parte superior (un cilindro metálico) es un sedimentador de alta tasa de 195 litros. Arriba del sedimentador se instaló un cono cuyo volumen fue de 131 litros.

El inóculo utilizado fue una mezcla de líquido ruminal y fango de la granja porcícola. El sustrato alimentado fueron las aguas residuales

que esta acidez se produce relativa rapidez por la acción de reacciones hidrolíticas y acidogénicas, formándose ácidos de cadena corta (Borja, 1992; Young, 1991) Los AGV son los productos inmediatos más importantes que se desarrollan durante el proceso de fermentación anaerobia para la producción de metano y las concentraciones de estos varían de manera muy sensible a los cambios de los parámetros del proceso. (Reddington, 1980)

de AGV en el efluente debe ser muy baja o inapreciable. La aparición de éstos en el efluente, o mejor, el incremento brusco de su concentración debe ser tenida en cuenta como una señal de alarma. (Negri, 1993) Algunos autores han dado indicaciones sobre niveles máximos de ciertos AGV, pasados los cuales es necesaria una acción correctora, estas indicaciones no son específicas más que en el caso en el que se opere en las mismas condiciones y con el

Los AGV pueden acumularse en los digestores por diversos motivos: sobrecarga orgánica: aumentos bruscos en la carga orgánica aplicada.

sobrecarga hidráulica: aumentos bruscos en la velocidad de alimentación a niveles que arrastren a las bacterias metanogénicas

sobrecarga tóxica: aumentos bruscos en las concentraciones de compuestos potencialmente tóxicos

otros factores como variaciones bruscas de temperatura, pH, etc. (Reddington, 1983)

La concentración de AGV en el efluente residual puede servir como indicador de desequilibrios en el sistema que en condiciones normales de operación, la concentración

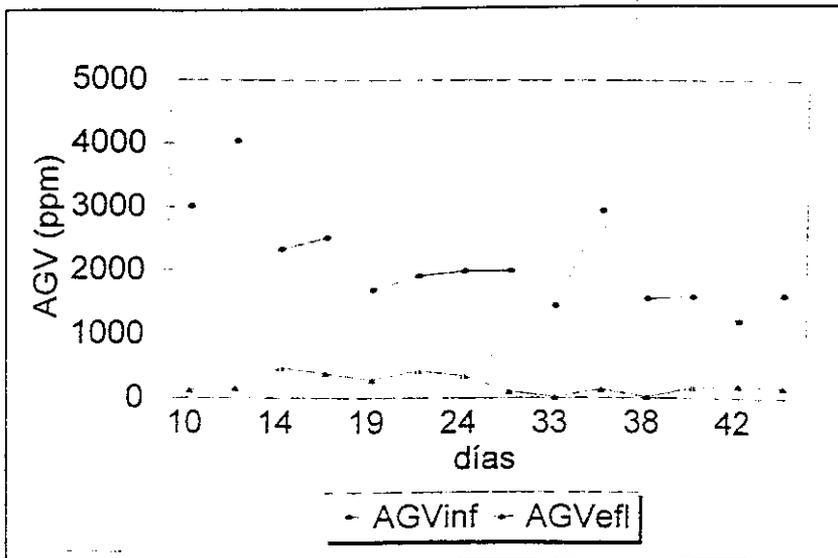


Fig. 1 Variaciones de AGV a TRH = 4.4 días.

de la granja porcícola, cuyas características se muestran en la Tabla 1.

Los análisis se realizaron de acuerdo con las técnicas recomendadas por la AWWA/WPCF/APHA (Standard Methods, 1992) Se utilizó un cromatógrafo Perkin-Elmer, Sigma 300, y se inyectaba 5 microlitros de muestra previamente centrifugada.

3. Resultados: Análisis y justificación

En la Tabla 2 se presentan los resultados promedio obtenidos de los ácidos grasos volátiles, durante la evaluación del experimento a los diferentes TRH utilizados.

A continuación, en las figuras 1, 2, 3, 4 y 5 se describe la dinámica de los AGV durante la evaluación del reactor experimental: las concentraciones que se encontraban en el sustrato alimentado y las que se obtenían en el agua después de la digestión a que el desecho era sometido por el consorcio microbiano, en el UASB, el sedimentador y el efluente del sistema. En la figura 6 se muestra el promedio de los análisis realizados.

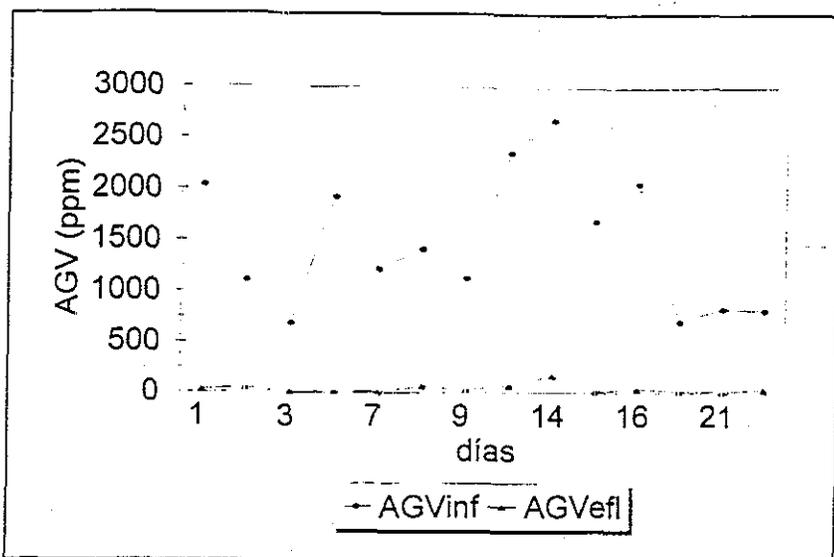


Fig 2 Variaciones de AGV a TRH = 2.8 días

En la figura 1 se presentan las variaciones temporales cuando el TRH utilizado fue 4.4 días: la concentración de AGV en el agua residual alimentada varió de 1200 ppm hasta 4043 ppm, con una media de 2138 ppm. En el efluente estas variaciones oscilaron de 15 ppm hasta 478 ppm, con un promedio de 216 ppm.

En la figura 2 se presentan los resultados del experimento con TRH

de 2.8 días: la concentración de AGV en el sustrato alimentado varió de 692 ppm a 2681 ppm, con un promedio de 1476 ppm. En el efluente estas variaciones oscilaron de 10 ppm hasta 164 ppm, con una media de 40 ppm.

En la figura 3 se describe el comportamiento de los AGV con TRH de 1.9 días: la concentración de AGV en el agua residual suministrada varió de 587 ppm a 1603 ppm,

Condiciones de operación y resultados promedio del funcionamiento del reactor experimenta (ppm)

TRH(días)	4.4	2.8	1.9	1.3	1
pH inf	7.1	6.7	6.9	7.2	7.2
pH eff	7.2	7.1	7.0	7.1	7.3
DQO inf	8070	4700	2763	3920	3010
DQO eff	1707	619	677	932	826
Acético inf	1237	852	658	1540	3707
Acético eff	138	39	41	992	2002
Propiónico inf	837	625	411	563	905
Propiónico eff	78	4	4	9	44
AGV inf	2074	1477	1069	2102	4612
AGV eff	216	43	45	1092	2046

inf = influente
eff = efluente

Esta condición

de velocidad

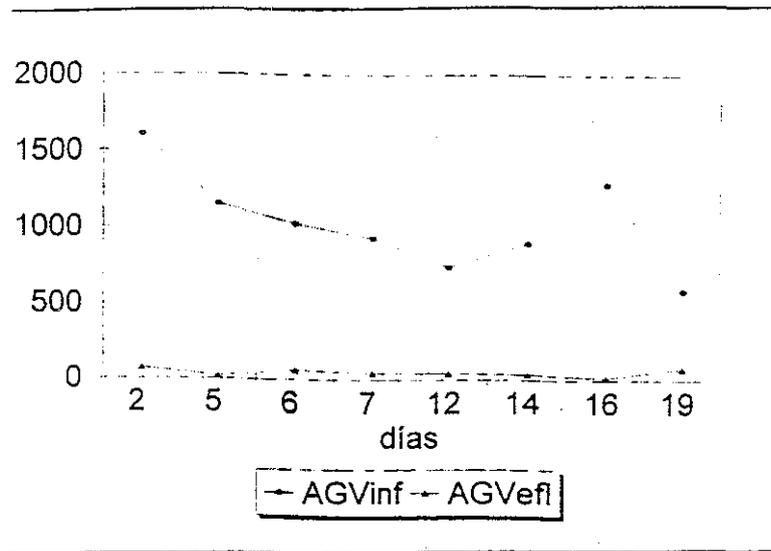
de alimentación

duró 45 días

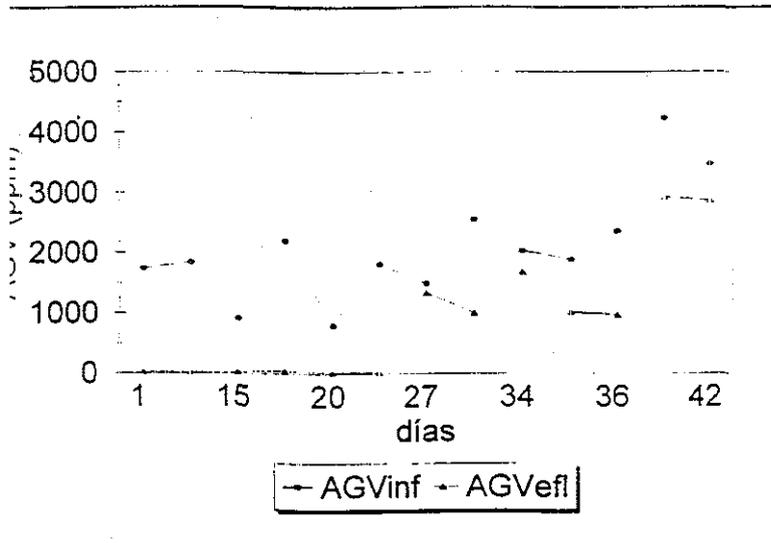
con una media de 1027 ppm y en el efluente estas variaciones oscilaron de 18 ppm a 77 ppm, con un promedio de 46 ppm.

En la figura 4 se describen las variaciones temporales de los AGV con TRH de 1,3 días: la concentración de AGV en el agua residual alimentada varió de 798 ppm hasta 4228 ppm, con un promedio de 2102 ppm. En el efluente las concentraciones oscilaron de 16 ppm a 2922 ppm, con una media de 926 ppm.

Respecto a los resultados obtenidos en estas condiciones de trabajo del reactor es importante destacar los siguientes puntos: esta condición de velocidad de alimentación duró 45 días, del día 4 al día 14 no fue posible realizar los análisis de laboratorio por razones técnicas, sin embargo se mantuvo el mismo ritmo de trabajo, ello motivó que se dejaran de obtener los resultados analíticos de todos los parámetros de evaluación del sistema anaerobio. Cuando se reanudaron las determinaciones en el laboratorio no se detectaron cambios significativos en lo que respecta a los parámetros de DQO, sólidos y nitrógenos, no así para los ácidos grasos volátiles, los cuales, como se puede observar en la figura 4, se presentan como si fuesen dos condiciones de operación totalmente diferentes en cuanto a la concentración de AGV



Variaciones de AGV a TRH = 1,9 días.



Variaciones de AGV a TRH = 1,3 días

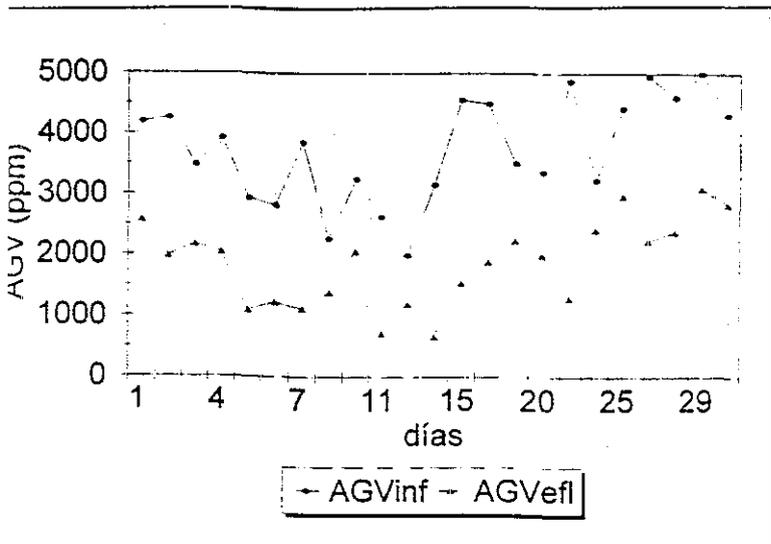


Fig 5 Variaciones de AGV a TRH = 1 día

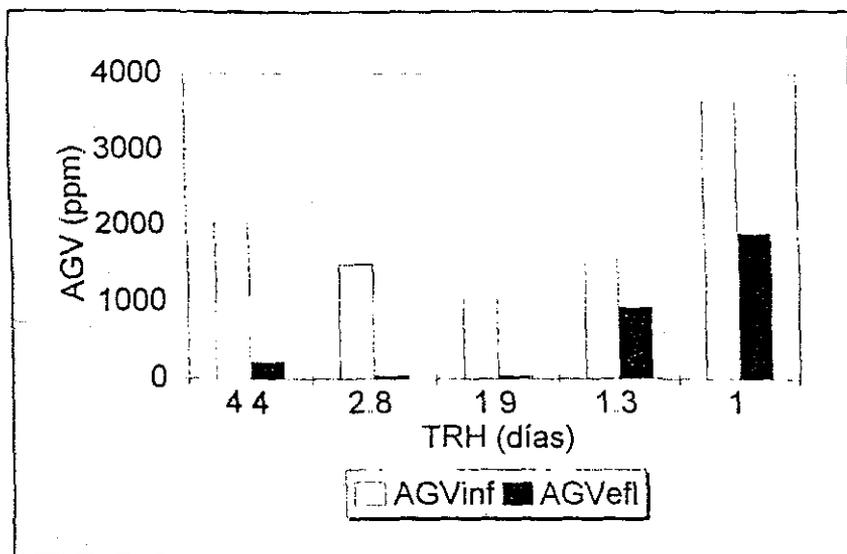


Fig 6 Promedios de AGV

en el efluente y por lo tanto de la remoción de AGV que alcanzaba el sistema, sin embargo, estas diferencias no se reflejaron en forma negativa en cuanto a la remoción de materia orgánica. Una explicación a este fenómeno de AGV en el efluente del sistema, sin que hubieran ocurrido variaciones en cuanto a remoción de materia orgánica se puede basar única y exclusivamente en una variación en la calidad de la biomasa activa del reactor, es de esperarse que hubiera habido un incremento en la concentración de bacterias acetogénicas sin que se haya incrementado la de las metanobacterias ya que no hubo variación en el porcentaje de metano presente en el biogás producido, sin embargo ésta es una hipótesis, ya que no se tuvieron análisis de la composición de la biomasa en cuanto a la cuantificación de bacterias productoras de ácidos y metanobacterias.

En la figura 5 se presentan los resultados de los AGV cuando se utilizó TRH de 1 día: la concentración de AGV en el influente varió de 2003 ppm, hasta 4999 ppm, con una media de 3642 ppm y en el efluente las concentraciones variaron de 660 ppm a 3112 ppm, con un promedio de 1898 ppm.

En la figura 6 se presentan los promedios obtenidos de todos los

datos generados en cada una de los TRH aplicados: la mayor concentración de AGV se obtuvo con el TRH de 1 día: 3642 y 1898 ppm en el influente y efluente, respectivamente.

4. Conclusiones y recomendaciones

- 1) Los resultados obtenidos en este experimento muestran la bondad del proceso anaerobio para degradar desechos con elevadas concentraciones de ácidos grasos volátiles.
- 2) Destaca gran capacidad del sistema anaerobio utilizado para amortiguar las variaciones en las características originales del desecho, al tratar un agua residual que entra al sistema de tratamiento tal y como es generada por las actividades propias de esta agroindustria.
- 3) Los resultados obtenidos respecto a AGV producidos y removidos durante el proceso anaerobio hacen ver la necesidad de desarrollar estudios de investigación básica en cuanto a la bioquímica y microbiología del proceso anaerobio, ya que los resultados que aquí se reportan son los que se generaron durante la evaluación de este modelo de reactor en particular y para el tipo

de agua residual que se está tratando, sin embargo, la formación de AGV por las diferentes vías de degradación de la materia orgánica, así como la respuesta de la biomasa a estas condiciones, siguen siendo interrogantes valiosas de analizar mediante estudios a nivel laboratorio, en los cuales se mantengan las condiciones de evaluación de forma estrictamente controladas, lo cual no puede realizarse en experimentos que tratan aguas residuales reales y a las condiciones ambientales que prevalecen durante el proceso.

Referencias

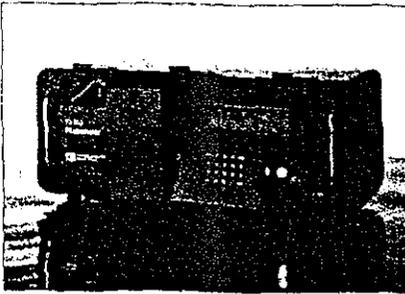
- ANDERSON G.K. and DONNELLY T (1978) Anaerobic contact digestion for treating high strength soluble wastes. *New Processes of Wastewater treatment and recovery* Edited by G. Mattock London, England.
- ANDREADAKIS A.D (1992). Anaerobic Digestion of piggery wastes. *Water Science Technology*, vol 25, No.1, pp 9-16.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 18th Edition Washington, USA.
- BORJA PR. (1992). Control de reactores anaerobios: parámetros y procedimientos. Trabajo presentado en el II Taller de Digestión anaerobia, México, D.F.
- LAST V. & LETTINGA G (1992). Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities. *Water Science Technology*, vol. 25, n°. 7, pp. 167-178
- NEGRI E.; MATA-ALVAREZ J.; SANS C.; CECCHI F. (1993). Mathematical model of volatile acids production in a plug-flow reactor treating the organic fraction of municipal solid waste. *Water Science Technology*, vol 27, n°. 2, pp. 201-208.

NEURTEK

MEDIO AMBIENTE

INSTRUMENTOS PARA CONTROL Y ANÁLISIS DE AGUAS

FLUORIMETRO PORTATIL TURNER



TURNER DESIGNS

Monitor de campo por fluorometría con registro cronológico de datos, para la medida "in situ" de diversos parámetros como:

- Clorofila (incluso extractiva)
- Contaminación por Hidrocarburos
- Dispersión con Trazadores
- Estudio de Crecimiento Algal

CONTROL Y GESTIÓN DEL DBO



NEURTEK MEDIO AMBIENTE

- DBO, DBO₅, MLVSS
- Optimización del Consumo Energético
- Toxicidad

CAUDALÍMETROS REGISTRADORES

TOMAMUESTRAS AUTOMÁTICAS



AMERICAN SIGMA

- Caudalímetros:
 - Portátiles
 - Área-Velocidad
 - Ultrasónicos
 - "Molinetes" Electrónicos
- Tomamuestras Automáticos
 - Portátiles
 - Refrigerados
 - Intemperie



DELEGACIONES EN:
MADRID, BARCELONA,
VIGO, VALENCIA, SEVILLA,
LAS PALMAS, LIMA, SANTIAGO
(CHILE) Y BOGOTÁ

C/Araba. 45 - Apdo. 220
Tel.: (9-43) 13 14 41 • Fax: (9-43) 13 02 41
20800 ZARAUTZ (Spain)

ARTICULOS TECNICOS

OWEN WILLIAM F (1982).
Energy in wastewater treatment.
Prentice-Hall, Inc , Englewood
Cliffs, New Jersey, USA.

PARIS J.; LEMA J. and CASAS C.
(1983) Criterios de selección de
tecnología en la digestión anaer-
obia de aguas residuales. Inge-
niería Química, Universidad Au-
tónoma de Barcelona, pp. 143-
150.

PRICE E. and CHEREMISINOFF
P.(1981). Biogas Production &
Utilization. Ann Arbor Science,
United States of America.

REDDINGTON S and BROWN
D.E. (1980). Microbial conver-
sion of piggery waste to a protein
feed supplement. New Processes
of wastewater treatment and re-
covery. Edited by G. Mattock
London, England.

THOMAS K and EVISON L
(1980). Process control of anaer-
obic digestion for SCP recovery.
New Processes of wastewater trea-
tment and recovery. Edited by G.
Mattock. London, England.

YOUNG J. (1991) Factors affect-
ing the design and performance
of upflow anaerobic filters. Wa-
ter Science Technology, vol. 24,
nº. 8, pp 133-155

TECNOLOGIA DEL AGUA

ELSEVIER PRENSA, S.A.

Domicilio social, administra-
ción, redacción y publicidad:

Av. Paral·lel, 180, entlo.

08015 BARCELONA/España

Tel.: (93) 325 53 50

Fax: (93) 425 28 80

(Administración)

Fax: (93) 423 54 99

(Redacción y Publicidad)

AGUA

CAPTACION, TRATAMIENTO, DISTRIBUCION Y DEPURACION DEL AGUA Y SU IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

AÑO XVII - NUM 163 - ABRIL 1997 - I S S N.: 211/8173

este número:

Costes de inversión
en las EDAR's en el
Plan de Saneamiento
de Catalunya
página 15

Eliminación de
actividad de los
bacterias activadas en
una EDAR
página 25

Eliminación de ácidos
volátiles en el
tratamiento anaerobio
de aguas residuales
industriales
página 41

Vertidos al río
de metales pesados
página 46

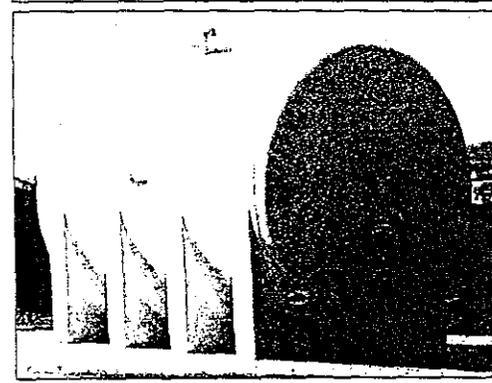
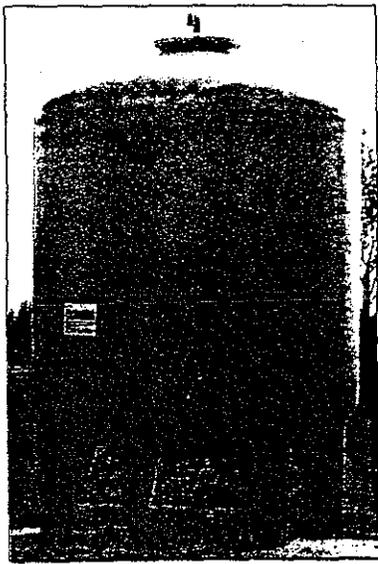
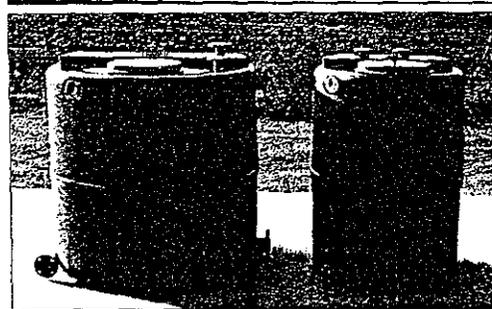
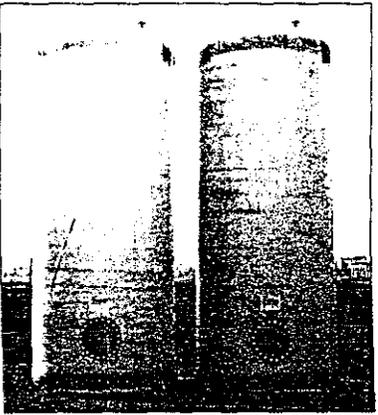
Marco legal de la
reutilización de aguas
residuales
página 51

EXPO'97
página 53

MED-POLLUTEC
página 63

MIPSA, CALIDAD Y TECNOLOGIA

INGENIERIA, PROYECTO Y FABRICACION DE CALDERERIA ANTICORROSIVA



MIPSA Manufactura Industrial del Poliéster, S.A.



Editorial

- 5 Las EDARs y la información de su gestión.

Artículos técnicos

- 15 Costes de inversión en las depuradoras de aguas residuales urbanas en el Plan de Saneamiento de Catalunya.

Comentarios a los parámetros básicos de diseño correspondientes a los años 1991-1996.

Urban sewage plant investment costs in the Water Treatment Plan for Catalonia.

Comments on the basic design parameters in the period 1991-1996.

- 25 Determinación de la actividad de los fangos activados en una estación depuradora de aguas residuales.

Definición de una metódica de control apta para su aplicación in situ

Determining the activity of activated sludge in sewage plants.

Definition of a suitable monitoring method for use in situ.

- 41 Remoción de ácidos grasos volátiles durante el tratamiento anaerobio de aguas residuales porcícolas.

Ensayo en una planta piloto con un reactor UASB.

Removing volatile fatty acids during the anaerobic treatment of pig sewage.

UASB reactor test in a pilot plant.

- 46 Impacto de los vertidos al río Henares en el tramo Guadalajara-Azuqueca. II. Metales pesados.

The impact of waste waters released into the river Henares in the vicinity of Guadalajara-Azuqueca (Spain).

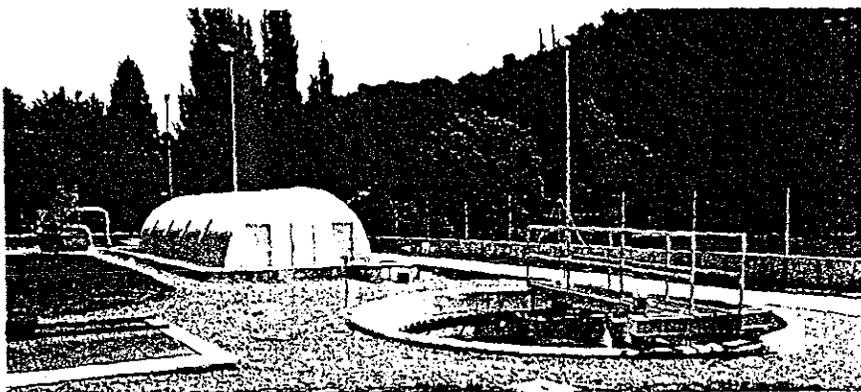
II. Heavy metals.

Actualidad jurídica

- 51 El marco legal de la reutilización de las aguas residuales depuradas: Tan sólo un marco.

Reportaje

- 53 TAU EXPO97.
65 ECOMED-POLLUTEC.



Noticario, Agenda e índices

- | | | | |
|----|---------------------|----|--------------------|
| 9 | Noticias del sector | 85 | Agenda |
| 70 | Productos y equipos | 87 | Índice anunciantes |
| 81 | Libros y Catálogos | 88 | Índice compras |

Portada



MIPSA es una empresa dedicada a la fabricación de calderería anticorrosiva, construcciones especiales y composites.

Desde sus inicios, MIPSA ha venido desarrollando sus actividades dentro del campo de los termoplásticos PVC, PP y de los plásticos reforzados.

A lo largo de este tiempo ha concebido y desarrollado sus sistemas de acuerdo con las necesidades del sector. Disponiendo además de un equipo humano altamente cualificado y unas instalaciones de 4 000 m² cubiertas. Gracias a ello puede producir los más diversos tipos de fabricados.

La división de calderería comprende todo lo relacionado con la fabricación de depósitos para almacenamiento de líquidos, depósitos de proceso, tuberías, decantadores y piezas especiales de todo tipo, según especificaciones y especialmente para la depuración de aguas.

Su principal actividad se relaciona con la industria química, papelera, alimentaria, galvanizada, tratamiento de aguas, construcción, montajes e instalaciones, automoción, industria general, etc.

MIPSA dispone de una gama de diámetros normalizada para la fabricación de calderería.

El proceso de fabricación es según los casos indistinto entre el laminado manual y el laminado a máquina o "Filament Winding". fabrica todo tipo de equipos para procesos específicos con todo tipo de accesorios que permite soluciones específicas para cada proceso.

MIPSA Manufactura Industrial del Poliéster, S.A.



MIPSA
C° De Las Arenas, s/n
08251 - SANTPEDOR (Barcelona)
Tel (93) 827 26 56
Fax: (93) 827 23 61

La inauguración de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales es ya, afortunadamente, un evento rutinario en nuestra geografía hidráulica, hecho que supone la progresiva normalización de nuestro país y su incorporación a los parámetros medioambientales de la U.E.

Pero resuelto el problema inicial de implantación de las EDARs y suponiendo que la financiación de su explotación esté adecuadamente prevista, debe afrontarse el problema de su correcta gestión puesto que para ello ha sido construida.

Aquí es donde debe iniciarse una labor metódica de recogida de datos para verificar su funcionamiento y rendimientos reales, lo que permite establecer una primera comprobación de la bondad del proyecto realizado.

Otro aspecto a verificar es la idoneidad económica del diseño de la EDAR en relación a los costes de explotación, puesto que a veces por recortar levemente la inversión por problemas presupuestarios, se au-

Las EDARs y la información de su gestión

mentan en gran medida los gastos de explotación. Para superar este problema, existe la posibilidad de otorgar la concesión de la explotación por unos cortos años al propio contratista de la obra.

Finalmente debe existir una buena línea de comunicación entre el proyectista y el explotador, puesto que este último puede y debe transmitirle su experiencia práctica, así como las sustituciones y mejoras que va llevando a cabo, para su posible incorporación a los nuevos proyectos.

Esta transmisión de información que teóricamente debería ser normal y fácil, muy pocas veces en la práctica se lleva a término, incluso cuando ambas figuras son técnicos de la propia Administración, por ello es necesario establecer los correspondientes cauces por donde la comunicación fluya necesariamente y no se repitan sistemáticamente los mismos errores en cada nueva EDAR.

Esta transmisión de información que teóricamente debería ser normal y fácil, muy pocas veces en la práctica se lleva a término, incluso cuando ambas figuras son técnicos de la propia Administración, por ello es necesario establecer los correspondientes cauces por donde la comunicación fluya necesariamente y no se repitan sistemáticamente los mismos errores en cada nueva EDAR.

Ramon Queralt
Dtor. Técnico

TECNOLOGIA DEL AGUA

Edita:
ELSEVIER PRENSA, S.A.

R

Miembro del Grupo REED ELSEVIER
Domicilio social, administración,
redacción y publicidad:
Av. Paral·lel, 180, entlo.
08015 BARCELONA/España
Tel.: (93) 325 53 50
Fax: (93) 425 28 80 (Administración)
Fax: (93) 423 54 99 (Redacción
y Publicidad)

Presidente:
Derk Haank

Director General:
Isaac Rodrigo Keller

Director:
Manuel Masip F. de Lienres

Director de Publicaciones:
Marcel·l Iñal i Galceran

Director de Producción:
Josep M^a López Coriés

Director Técnico:
Ramon Queralt i Torrell

Redacción:
David Quesada Amador (periodista)

Corresponsal en Girona:
Remei Vizan Riquelme
C/ Cor de Maria 7; 4^a - 1^a
17002 Girona
Tel (972) 20 04 41
Fax: (972) 20 13 76

Consejo Asesor:
Josep Martí Deulofeu
Dr. Ing. Ind. Presidente de la Asociación de Empresas AQUA-ESPAÑA

Pedro Grau Verdager
Dr. Ing. Ind. Secretario General de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

Benito Oliver-Rodés Clapés
Dr. Farmacia. Fundador y primer Presidente de la Asociación Española de Laboratorios Independientes y expresidente de la International Union of Independent Laboratories.

Gamaliel Martínez de Bascarán
Dr. Ing. Ind. Dipl. Sanitary Engineering. Fundador y primer Presidente de la Spanish Water Pollution Control Federation (ADECAGUA)

Dr. Fernando Porta Visa
Dr. Ing. Ind. Apoderado General Gerente del Centro de Estudios e Investigación del Agua

D. Manuel Gil Rodríguez
Dr. Químicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Universidad Politécnica de Madrid
Manuel R. Llamas Madurga
Ing. C.C. y P. Geólogo. Expresidente de la International Ground Water Association

Claudi Mans Teixidó
Dr. Químicas. Catedrático Ingeniería Química Univ. de Barcelona

Coordinador Publicidad:
José M^a García

Publicidad:
Andreu Serrat i Gràcia
Tel. (93) 418 92 27
Fax (93) 417 41 36

Publicidad zona Madrid:
Alejandro Gómez Santamaría
Canillas, 56 - 28002 Madrid
Tel (91) 415 33 45 - Fax (91) 413 45 58

Representante Publicidad Francia:
AIDMÉDIA
31,33 Grande rue de Saint Rambert
69009 Lyon
Tel. 07334 78642037 - Fax: 07334 78835667

Representante Publicidad Italia
RANCATI ADVERTISING
Milano San Felice Torre 5
20090 Segrate (Mi)
Tel. (02) 703 000 88
Fax (02) 703 000 74

Dpto. Suscripciones:
Zancoeta, 9 7^a
48013 Bilbao
Tel. (94) 441 07 50
Fax: (94) 441 52 29
Maquetación Electrónica:
Departamento propio

Impresión:
Grup 4. Badajona
ISSN: 0211-8173
Dep. Legal: B 4156-84

TECNOLOGIA DEL AGUA es la única revista editada en España dedicada en exclusiva a las técnicas de captación, tratamiento, distribución y depuración de las aguas industriales y urbanas, materias afines y equipos. **COPYRIGHT** Prohibida la reproducción total o parcial de cualquier trabajo sin previa autorización, incluso citando su procedencia. Los conceptos y opiniones expresados en cada trabajo son de la exclusiva responsabilidad del autor.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de un digestor anaerobio híbrido en el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas. El modelo experimental está constituido por un UASB en la parte inferior (208 litros) y un sedimentador de alta tasa en la parte superior (195 litros).

El digestor se instaló en una granja porcícola y se determinó su eficiencia para remover los ácidos grasos volátiles (acético y propiónico) considerando el tiempo de retención hidráulica como parámetro crítico para la evaluación del sistema anaerobio.

Se reportan los resultados obtenidos durante el experimento, con los cinco TRH utilizados habiéndose obtenido los mayores porcentajes de remoción a TRH de 2.8 días: 96% en el UASB, 28% en el sedimentador y 98% en todo el digestor. A TRH de 1 día los porcentajes de remoción de AGV fueron 40%, 12% y 50% en el UASB, sedimentador y digestor, respectivamente.

Palabras clave:

Agua Residual, Purines, Depuración Anaerobia, UASB, Ácidos volátiles, Rendimientos.

Abstract

Removing volatile fatty acids during the anaerobic treatment of pig sewage.

This study examined the behaviour of a hybrid anaerobic digester in treating pig farm sewage. The experimental model consisted of a 208-litre UASB reactor at the bottom and a 195-litre high-rate sedimentator at the top.

The digester was installed on a pig farm and its efficiency in removing volatile (acetic and propionic) fatty acids (VFA) was determined, with hydraulic retention time (HTR) as the critical parameter for evaluating the anaerobic system's performance.

The results obtained with the five different HRTs used during the experiment are reported. The highest removal rates were obtained with an HRT of 2.8 days: 98% in the UASB, 28% in the sedimentator and 98% in the digester as a whole. An HRT of 1 day gave VFA removal rates of 40%, 12% and 50% in the UASB reactor, sedimentator and digester respectively.

Keywords:

Waste water, Pig sewage, Anaerobic treatment, UASB, Volatile acids, Performance.

Remoción de ácidos grasos volátiles durante el tratamiento anaerobio de aguas residuales porcícolas

Ensayo en una planta piloto con un reactor UASB

Por: Elizabeth Vázquez Borges, Roger Méndez Novelo, Aldo Magaña Pietra, Pedro Martínez Pereda, Georgina Fernández Villagómez.

Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Apartado Postal 150 Cordemex, Mérida, Yucatán. **Universidad Nacional Autónoma de México, División de Estudios de posgrado de la Facultad de Ingeniería, México, D.F.

1. Introducción

El grado de acidificación del agua residual es un indicador que tiene gran importancia a la hora del correcto diseño de una planta de tratamiento. Una vez en marcha y operando con los tiempos de retención establecidos para los tanques ecualizadores (de homogeneización y acidificación), no deben existir grandes alteraciones en este indicador, excepto cuando se produzcan casos de toxicidad o inhibición (McCarty 1991; Wilcox, 1995).

Relacionado con los parámetros que indican la cantidad de materia orgánica en el agua residual, cabe considerar el efecto de una sobrecarga orgánica en el transcurso de la operación de la planta. Entre los problemas que puede ocasionar destacan:

- Arrastre de biomasa causado por el aumento de producción de gas.
- Agotamiento de la alcalinidad del medio por aumento de la acidificación del reactor.

Ambos efectos son negativos desde el punto de vista global de operación de la planta. El primero porque deteriora la calidad del efluente; el segundo porque produ-

ce una situación de inestabilidad que puede conducir al fallo total del sistema (Bojja, 1995; Fang, 1995; Metzner, 1990).

Considerando el caso simplificado de una sobrecarga orgánica, puede observarse secuencialmente en el reactor anaerobio los siguientes efectos:

- 1) Un aumento en la concentración de hidrógeno en el gas, y un aumento en la concentración de otros gases traza (como el monóxido de carbono).
- 2) El aumento consecuente en la producción de gas. En el caso en que se sobrepasara la capacidad máxima de las bacterias metanogénicas, podría existir:
 - 3) una acumulación de AGV.
 - 4) consumo de alcalinidad de bicarbonato: variación de los valores de las relaciones de alcalinidad; pequeña variación de la alcalinidad global; aumento en la relación AGV/alcalinidad.
 - 5) síntesis de AGV de cadena larga, incluso sus isómeros. Si la cantidad de AGV sigue aumentando:
 - 6) agotamiento de la reserva alcalina (alcalinidad del bicarbonato),

- 7) aumento apreciable del porcentaje de monóxido de carbono en el gas,
- 8) disminución del pH,
- 9) aumento de la concentración de AGV no disociados,
- 10) inhibición parcial de las bacterias metanogénicas por efecto de los AGV no disociados,
- 11) cierre del ciclo de inhibición-acumulación,
- 12) cese de la metanogénesis,
- 13) disminución de la alcalinidad,
- 14) disminución posterior del pH,
- 15) reactor ácido.

El fenómeno es muy gradual y permite el uso de armas defensivas como: adición de neutralizantes o bicarbonato, reinoculación parcial del lodo, etc., pero es necesario disponer de los indicadores o parámetros adecuados y a su debido tiempo. (Lema, 1987; Maragno, 1992; Souza, 1986; Vavilin, 1995)

Es importante tener en cuenta, que la mayor parte de las reacciones bioquímicas son reversibles. La acetogénesis a partir de ácidos grasos de cadena larga produce elevada cantidad de hidrógeno (Perle, 1995)

Una vez conocida la cantidad de AGV en el agua residual, este valor puede servir como indicador de desequilibrios en el sistema. En condiciones normales de operación, la concentración de AGV en el efluente debe ser muy baja o inapreciable. La aparición de éstos en el efluente o el incremento brusco de su con-

centración debe ser tomada en cuenta como una señal de alarma (Price, 1981; Oleszkiewicz, 1984).

Se han indicado que cuando la concentración de ácido acético es superior a 800 mg/l, la digestión de purines está ya en condiciones de fallo inminente. El mismo autor, indica la utilidad de los AGV "largos", ácidos butírico y valérico, y más aun sus formas isómeras, como indicadores de condiciones de estrés cercanas al fallo (Wu, 1995; Boardman, 1995)

Existen diferentes métodos para la determinación de AGV en un agua residual, la cromatografía de gases es el sistema más usado y el que permite el conocimiento no sólo de la cantidad sino de la concentración de cada uno de los ácidos existentes. El método es muy rápido, pero requiere cierta manipulación de la muestra (centrifugación o filtra-

do), por lo que no es muy sencilla su automatización (AWWA, 1992).

2. Materiales y métodos

Los resultados que se presentan en este trabajo fueron obtenidos durante la evaluación de un digestor anaerobio de 534 litros de capacidad, durante el tratamiento de las aguas residuales de una granja porcícola.

Los análisis se realizaron de acuerdo con las técnicas recomendadas por la AWWA/WPCF/APHA (Standard Methods, 1992). Se utilizó un cromatógrafo Perkin-Elmer Sigma 300 y se inyectaba 5 microlitros de muestra previamente centrifugada.

3. Resultados: análisis y justificación

En la **Tabla 1** se presentan los resultados promedio obtenidos de los ácidos grasos volátiles, durante la evaluación del experimento con los diferentes TRH utilizados.

A continuación, en las **figuras 1, 2, 3, 4 y 5** se describen las variaciones de los parámetros analizados. En la **figura 1** se presentan las concentraciones promedio de AGV en el influente, al salir éste del UASB y en el efluente del sedimentador; se observa que las mayores concentraciones en estas muestras resultaron cuando se utilizó un TRH de 1 día, este resultado coincide con la mayor concentración en el sustrato utilizado como alimento del sistema anaerobio.

El fenómeno

es muy gradual

y permite el uso

de armas defensivas

Tabla 1

Condiciones de operación y resultados promedio del funcionamiento del reactor experimental

TRH (días)	AGV influente (ppm)	AGV UASB (ppm)	AGV sedim. (ppm)	AGV efluente (ppm)	Efic. UASB (%)	Efic. sedim. (%)	Efic. reactor (%)
4.4	2137	237	219	216	89	16	90
2.8	1476	65	46	39	96	28	98
1.9	1027	65	51	46	94	14	95
1.3	2154	1086	1098	895	59	19	67
1	3744	2264	1951	1882	40	12	50

145

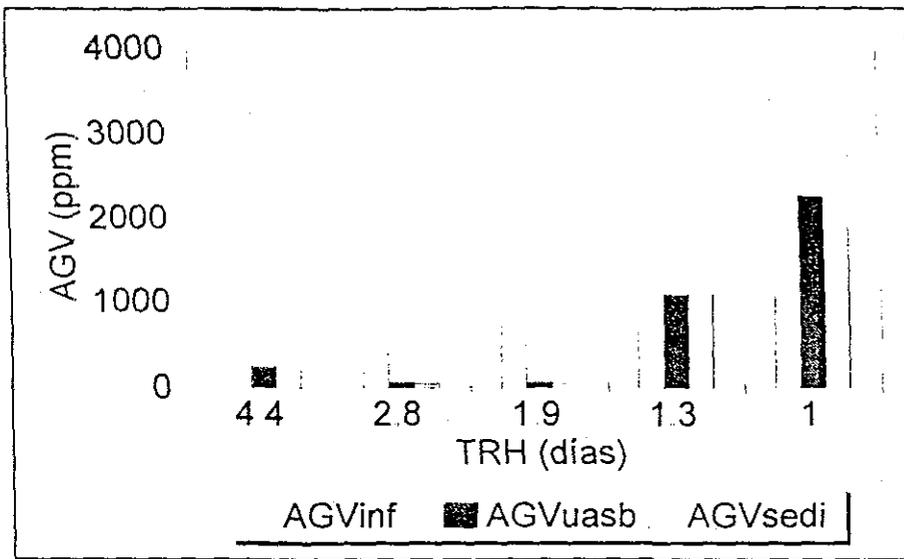


Fig 1 Concentraciones de AGV

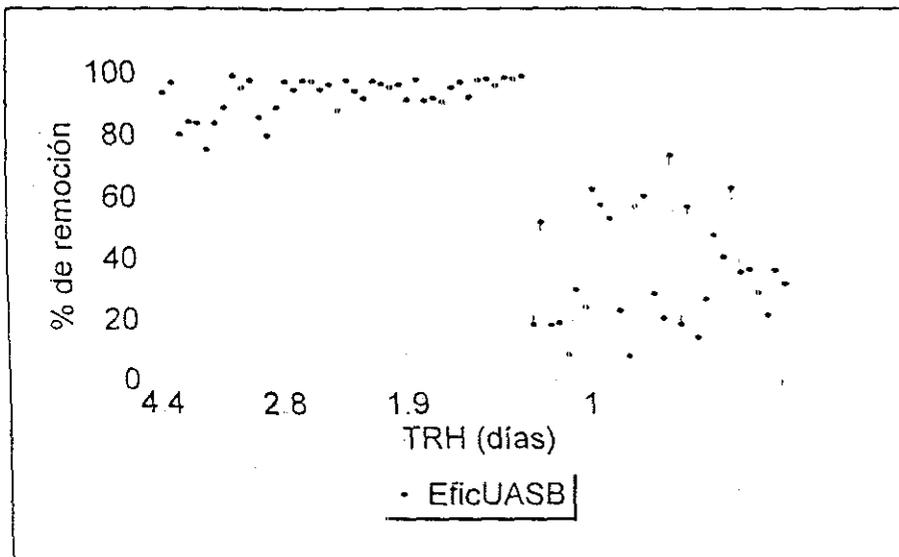


Fig 2 Remociones de AGV en el UASB

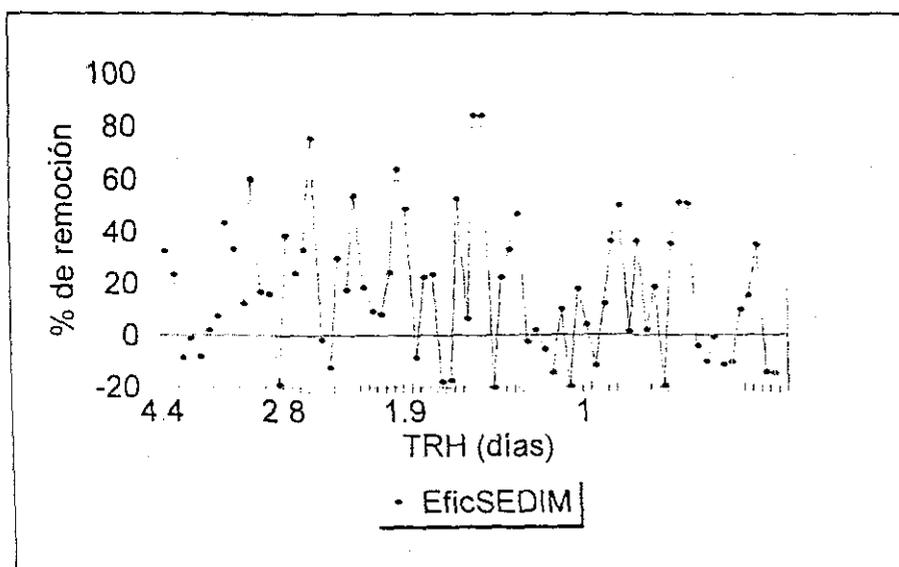


Fig 3 Remociones de AGV Sedimentador

robio (3744 ppm), lo cual se refleja en una baja remoción de los AGV en el UASB y el sedimentador, en los cuales las concentraciones promedio de AGV fueron 2264 ppm y 1951 ppm, respectivamente.

Es importante destacar la gran diferencia de los resultados obtenidos al inicio de la utilización del TRH de 1.3 días (esta condición de evaluación duró 45 días) y durante la utilización del TRH de 1 día (esta condición de operación del sistema anaerobio duró 30 días). Esta disminución respecto a la eficiencia de remoción de AGV en el digestor no se reflejó en forma negativa en cuanto a la remoción de materia orgánica ni respecto a la cantidad y calidad del biogás producido por el sistema. Una explicación de este comportamiento se basa en una variación de la composición de la biomasa activa del reactor, es de esperarse que se hubieran incrementado la concentración de las bacterias acetogénicas sin que se hubieran modificado las concentraciones de las bacterias metanogénicas.

En la figura 2 se muestra las variaciones temporales de los porcentajes de remoción de AGV en el UASB, las cuales variaron de 99.5% hasta 10% (con TRH de 1 día), con medias de 96% con TRH de 2.8 días y 40% con TRH de 1 día.

En la figura 3 se presentan las eficiencias del sedimentador respecto a la remoción de los AGV que están presentes en el efluente del UASB; es importante destacar que en este componente del reactor se obtuvieron remociones extremas, desde 85% (con TRH de 1.3 días), hasta remociones negativas (-20%), esto significa que algunas veces, la película biológica que se formaba en las placas del sedimentador ocurría degradación de la materia orgánica presente en el desecho sujeto a tratamiento y se incrementaba la concentración inicial de los AGV que salían del UASB, lo cual se reflejaba en una falta de remoción de los AGV, esta aportación del funcionamiento del sedimentador se refle-

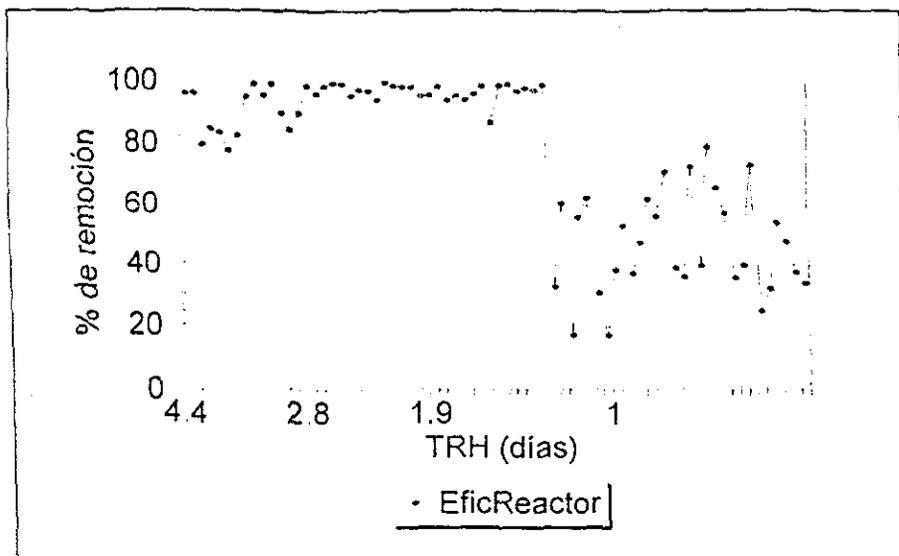


Fig. 4 Remociones de AGV en el Reactor

jaba siempre como un incremento en la eficiencia del sistema anaerobio respecto a la remoción de materia orgánica del desecho.

En la figura 4 se presentan las remociones de AGV que se obtuvieron en todo el sistema, esto es, las variaciones de la concentración de AGV en el influente y del efluente de todo el reactor, se observa que los porcentajes de eficiencia del sistema variaron desde 20% (TRH de 1 día) hasta remociones superiores al 90%, habiendo sido las medias extremas, de 98% a TRH de 2.8 días y 50% a TRH de 1 día. La condición de TRH de 1 día fue la más deslavo-

nable, lo cual puede deberse a la velocidad a la cual se suministraba el sustrato utilizado como alimento y a que éste tenía grandes variaciones en su concentración inicial, se destaca nuevamente que las aguas residuales eran utilizadas tal y como se generaban en las labores de limpieza de los corrales de la granja pecuaria, únicamente se pasaba por una criba para eliminar los sólidos gruesos.

En la figura 5 se muestran los promedios de las remociones de AGV en cada uno de los componentes del reactor y las remociones de todo el sistema anaerobio, con los

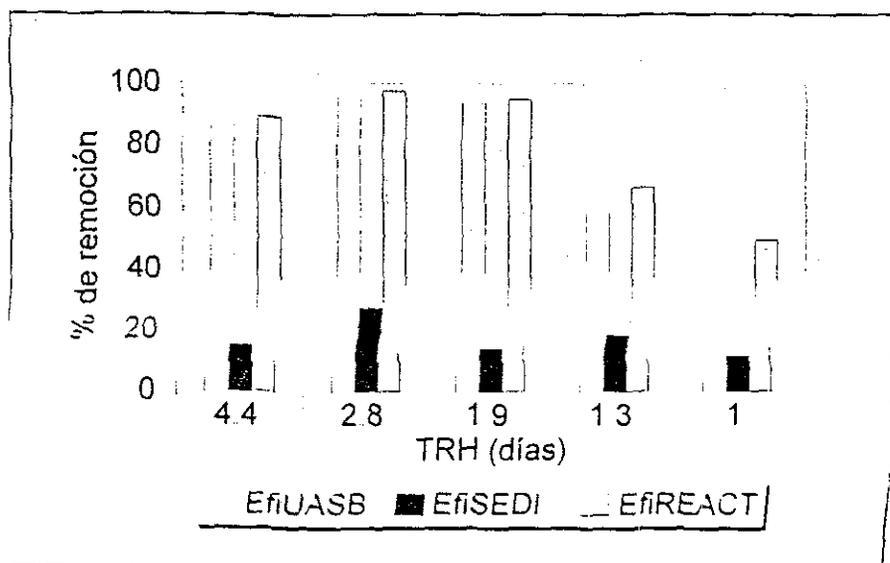


Fig. 5 Remociones de AGV

cinco TRH utilizados para la evaluación de este sistema de tratamiento.

Los mayores porcentajes de remoción de AGV resultaron cuando se utilizó el TRH de 2.8 días: 96%, 28% y 98% en el UASB, el sedimentador y todo el reactor, respectivamente.

4. Conclusiones y recomendaciones

- 1) Los mayores porcentajes de remoción de AGV (acético y propiónico) se obtuvieron con el TRH de 2.8 días: 96%, 28% y 98%, en el UASB, el sedimentador y el reactor, respectivamente.
- 2) El TRH de 1 día se considera como el más desfavorable para la remoción de AGV: 40%, 12% y 50%, en el UASB, el sedimentador y el reactor, respectivamente.
- 3) La dinámica de formación/consumo de los ácidos volátiles en un sistema anaerobio se rige fundamentalmente por la composición de la biomasa activa y la concentración inicial de ellos en el sustrato utilizado.
- 4) Destaca la gran capacidad del sistema anaerobio para amortiguar las variaciones en las concentraciones originales de AGV del agua residual utilizada como sustrato.
- 5) Los mayores porcentajes de remoción de AGV ocurren en el modelo UASB, lo cual manifiesta una mayor bondad de biodegradación por el consorcio microbiano presente en éste.

Referencias

- APHA, AWWA, WPCF: 1992. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 18th Edition. Washington, USA.
- BOARDMAN G.; TISINGER J. & GALLAGHER D.: 1985. Treatment of clam processing wastewater by means of Upflow Anaerobic Sludge Blanket tech-

AGUA

TECNOLOGIA DEL
AÑO XVII - NUM. 165 - JUNIO 1997 - I S S N.: 21 1/8173

CAPTACION, TRATAMIENTO, DISTRIBUCION Y DEPURACION DE AGUA Y SU IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

En este número:

Deshidratación de fangos mediante centrifuga móvil
Página 22

Eficiencias de dos componentes de un reactor anaerobio
Página 30

Sistema experto para la selección de la dosis óptima de coagulante
Página 37

Depuración anaerobia de purines de cerdo a 25 °C
(I) Tratamiento analítico
Página 49

Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos
Página 58

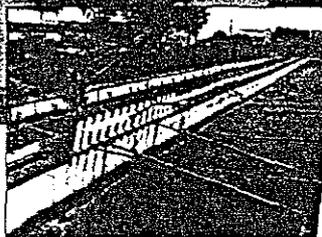
CONSTRUMAT'97
Página 66

Conferencia de la WEF en Marbella (II)
Página 81

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

REHAU®

Tubos para la aireación con membrana de silicona RAUBIOXON



Parrilla con tubos de aireación elevable



Saneamiento mediante colocación de membranas de aireación de Silicona sobre el cuerpo de soporte existente

Cada vez más municipios se deciden por el saneamiento de su depuradora con el sistema de aireación REHAU fabricado en Silicona

Con RAUBIOXON el sistema para la depuración biológica de aguas residuales les demostramos como son realizables costes de inversión bajos, tecnologías de ahorro energético y altos rendimientos:

La membrana RAUBIOXON de Silicona y cuerpo de difusión

RAUBIOXON de Polipropileno en combinación con los sistemas de distribución de aire fabricados en acero de alta calidad garantizan la depuración biológica y efectiva de

- aguas residuales urbanas
- aguas residuales industriales
- estabilización de lodos

Los altos valores de rendimiento y absorción de oxígeno han sido confirmados por el dictamen neutral elaborado por Prof. Dr. Ing. H. J. Pöpel de la TH Darmstadt

INDUSTRIAS REHAU S.A.
c/ Dr. Trueta, 11
Apdo. 2 25
08860 Castelldefels/Barcelona
Telefon: 93/6 36 12 00
Fax: 93/6 65 58 54

Editorial

5 Fangos, Lodos → Biosólidos.

Artículos técnicos

22 Deshidratación de fangos en las depuradoras mediante una centrifuga móvil.

Estudio de su viabilidad en las EDAR de Portbou, Colera, Port de la Selva y Cadaqués.

Dehydrating sewage plant sludge using a mobile centrifuge.

Viability study in waste water treatment plants at Portbou, Colera, El Port de la Selva and Cadaqués (Catalonia, Spain).

30 Eficiencias de dos componentes de un reactor anaerobio.

The efficiency of two anaerobic reactor components.

37 Sistema experto para la selección de la dosis óptima de coagulante.

Su aplicación en las Estaciones de Tratamiento de Aguas Potables.

Expert optimal coagulant dose selection system.

Application in waste water treatment plants

49

Depuración anaerobia de purines de cerdo a 25 °C: Influencia del soporte de inmovilización.

Parte I: Tratamiento analítico

Anaerobic treatment of pig sewage at 25 °C: the influence of the binding medium.

Part I: Analytic treatment.

58

Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos.

El caso de la casa de colonias "Can Massaguer" (Parc Natural del Montseny, Girona).

Treating urban sewage using constructed wetlands

A case study of the "Can Massaguer" children's holiday home (Montseny

Reportaje

66

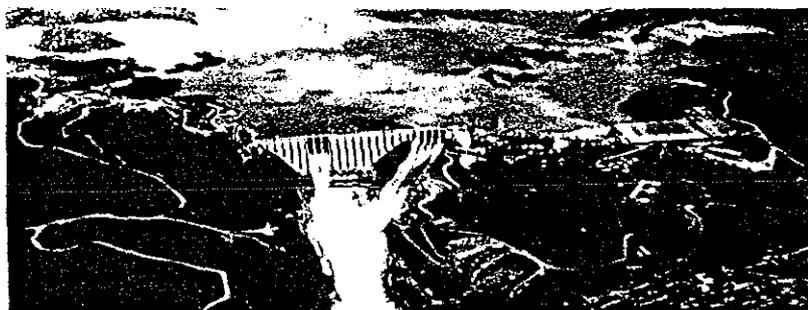
Natural Park, Girona, Spain).

81

Construmat'97.

Conferencia de la Water Environment Federation en Marbella (Málaga) y (II).

86 Ferias y Congresos



Noticiero, Agenda e Indices

11 Noticias del sector

72 Productos y Equipos

89 Libros y Catálogos

93 Agenda

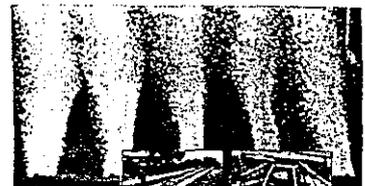
94 Indice anunciantes

95 Indice compras

Portada

REHAU

Tubos para la aireación con membrana de silicona RAUBIOXON



REHAU fabrica y desarrolla componentes técnicos, además de productos acabados para los principales sectores de la industria: la industria eléctrica y electrónica, la industria informática, del mueble y del automóvil, la industria médica, los fabricantes de electrodomésticos además de la construcción, obra pública y medio ambiente.

REHAU se ha especializado desde siempre en encontrar soluciones a problemas técnicos complicados y ofrece a sus clientes las condiciones adecuadas a tales efectos.

Teniendo en cuenta lo antes mencionado, REHAU concibió un novedoso tubo difusor de aire para las depuradoras con tratamiento biológico. El material de la membrana de aireación, silicona, se caracteriza por una excelente elasticidad, siendo constante en un amplio campo de temperaturas. Debido a una extraordinaria resistencia al envejecimiento, se mantienen las características del material durante mucho tiempo prácticamente inalteradas. Durante la fabricación de este material no hace falta la adición de plastificantes con el resultado de no difundir este aditivo en las aguas residuales, como ocurre frecuentemente con otras membranas fabricadas en EPDM.

Por ello se puede esperar una larga duración de servicio en el agua, la cual puede ser demostrada.

REHAU

INDUSTRIAS REHAU S.A.

Dr. Trueta 11

Tel: 636 12 00 - 636 12 48

Fax: 665 58 54

Apartado 225

08860 CASTELL DEFELS /Barcelona

Las estaciones depuradoras de aguas residuales obtienen, por una parte, agua residual de calidad suficiente para su posterior vertido al medio hídrico y además forzosamente, se convierten en fábricas de fangos. Para desprenderse de estos fangos las dificultades son crecientes, debido al aumento progresivo de su producción que supera rápidamente a la demanda existente. Todo ello da como resultado que la gestión de los fangos se ha transformado, en muchos casos, en el "principal problema" para muchos responsables de las EDARs.

Para afrontar esta nueva realidad deben estudiarse las distintas salidas a este producto, siendo la más usual realizar las correspondientes transformaciones del mismo, para reducir en lo posible su volumen y además, obtener un abono cuya aplicación sobre el terreno sea lo más fácil posible y, simultáneamente, produzca una buena fertilización y mejora en la calidad del suelo.

Para afrontar esta nueva realidad deben estudiarse las distintas salidas a este producto, siendo la más usual realizar las correspondientes transformaciones del mismo, para reducir en lo posible su volumen y además, obtener un abono cuya aplicación sobre el terreno sea lo más fácil posible y, simultáneamente, produzca una buena fertilización y mejora en la calidad del suelo.

Pero todo, ello siendo necesario no es suficiente, puesto que no debe olvidarse que la forma de presen-

Fangos, Lodos → Biosólidos

tación de este producto, como de cualquier otro, debe ser objeto de especial cuidado. Así será necesario diseñar el tipo embalaje, su tamaño o tamaños, etiquetaje, etc. con el fin de obtener la mayor aceptación por parte del público potencialmente consu-

midor. En esta línea marketing, ya en el año 1991, la WEF (Wastewater Environment Federation) tomó la decisión de denominar con la palabra biosólido al fertilizante obtenido a partir del fango de EDAR.

Con este cambio de imagen es mucho más fácil captar la atención del consumidor potencial, frente a la utilización de las palabras fango o lodo, que deben desterrarse del lenguaje comercial de este producto, puesto que pueden inducir a su rechazo.

Todo lo descrito evidencia que la cultura de la imagen y el marketing ya ha llegado hasta un producto análogo al estiércol, o sea hasta el último rincón de la actividad humana.

Cosas del progreso.

Ramon Queralt
Director Técnico

TECNOLOGIA DEL
AGUA

Edita:
ELSEVIER PRENSA, S.A.

R

Miembro del Grupo REED ELSEVIER
Domicilio social, administración,
redacción y publicidad:
Av. Paral tel. 180, entlo.
08015 BARCELONA/España
Tel: (93) 325 53 50
Fax: (93) 425 28 80 (Administración)
Fax: (93) 423 54 99 (Redacción
y Publicidad)
Email: elsevier@btuprint.es

Presidente:
Derk Haank

Director General:
Isaac Rodrigo Keller

Director:
Manuel Masip F. de Lencres

Director de Publicaciones:
Mareel L. Icaal i Galceran

Director de Producción:
Josep M^a López Cortés

Director Técnico:
Ramon Queralt i Torrell

Redacción:
David Quésada Amador (periodista)

Corresponsal en Girona:
Remei Vizán Riquelme
C/ Cor de Maria, 7; 4^a - 1^a
17002 Girona
Tel: (972) 20 04 41
Fax: (972) 20 13 76

Consejo Asesor:
Josep Martí Deulofeu
Dr. Ing. Ind. Presidente de la Asociación de Empresas AQUA-ESPAÑA

Pedro Grau Verdagué
Dr. Ing. Ind. Secretario General de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

Benito Oliver-Rodés Clapés
Dr. Farmacia. Fundador y primer Presidente de la Asociación Española de Laboratorios Independientes y representante de la International Union of Independent Laboratories

Gamaliel Martínez de Bascarán
Dr. Ing. Ind. Dipl. Sanitary Engineering. Fundador y primer Presidente de la Spanish Water Pollution Control Federation (ADECAGUA)

Dr. Fernando Porta Visa
Dr. Ing. Ind. Apoderado General Gerente del Centro de Estudios e Investigación del Agua.

D. Manuel Gil Rodríguez
Dr. Químicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Universidad Politécnica de Madrid

Manuel R. Llamas Madurga
Ing. C.C. y P., Geólogo. Expresidente de la International Ground Water Association.

Claudi Mans Teixidó
Dr. Químicas. Catedrático Ingeniería Química. Univ. de Barcelona

Coordinador Publicidad:
José M^a García

Publicidad:
Andreu Serrat i Gràcia
Tel: (93) 418 92 27
Fax: (93) 417 41 36

Publicidad zona Madrid:
Alejandro Gómez Santamaría
Canillas 56 - 28002 Madrid
Tel: (91) 415 33 45 - Fax: (91) 413 43 58

Representante Publicidad Francia:
AIDMEDIA
31.33 Grande rue de Saint Rambert
69009 Lyon
Tel: 07334 78642037 - Fax: 07334 78835667

Representante Publicidad Italia
RANCATI ADVERTISING
Milano San Felice Torre 5
20090 Segrate (Mi)
Tel: (02) 703 000 88
Fax: (02) 703 000 74

Dpto. Suscripciones:
Zancoeta, 9 7^a
48013 Bilbao
Tel: (94) 441 07 50
Fax: (94) 441 52 29

Maquetación Electrónica:
Departamento propio

Impresión:
Grup 4. Badalona
ISSN: 0211-8173
Dep. Legal: B 4156-84

TECNOLOGIA DEL AGUA es la única revista editada en España dedicada en exclusiva a las técnicas de captación, tratamiento, distribución, y depuración de las aguas industriales y urbanas, materias afines y equipos. COPYRIGHT[®] Prohibida la reproducción total o parcial de cualquier trabajo sin previa autorización, incluso citando su procedencia. Los conceptos y opiniones expresados en cada trabajo son de la exclusiva responsabilidad del autor.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de un digestor anaerobio en el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas. El modelo experimental, con un volumen total de 534 litros, está constituido por un UASB en la parte inferior y un sedimentador de alta tasa en la parte superior.

El digestor se instaló en una granja porcícola y se determinó su eficiencia para distintas condiciones de operación, considerando el tiempo de retención hidráulica como parámetro crítico para la evaluación de las eficiencias del sistema anaerobio.

Se reportan los resultados obtenidos durante el experimento para establecer los parámetros críticos de trabajo: Las cargas orgánicas aplicadas a TRH de 1 día fueron 7.3 y 3 kg/m³/día, de DQO total y soluble, respectivamente; habiéndose obtenido remociones de materia orgánica (como DQO total) de 36% y 49%, y remociones de 74% y 85% (como DQO soluble), en el UASB y el sedimentador, respectivamente. La eficiencia de todo el reactor a este TRH fue 74% y 85%, de remoción de DQO total y soluble respectivamente.

Palabras clave:

Porcines cerdo Reactor Anaerobio Planta piloto UASB Parámetros fisicoquímicos Biogas Rendimiento

Abstract**The efficiency of two anaerobic reactor components.**

This study examined the behaviour of an anaerobic digester in treating pig farm sewage. The experimental model consisted of a UASB reactor at the bottom and a high-rate sedimentator at the top with a total capacity of 534 litres.

The digester was installed on a pig farm and its performance under different operating conditions was determined, with hydraulic retention time (HRT) as the critical parameter for evaluating the anaerobic system's efficiency.

The results obtained during the experiment to establish the critical operating parameters are reported. The organic loads applied for a HRT of 1 day were 7.3 and 3 kg/m³/day of total DQO and 3 kg/m³/day of soluble DQO following organic matter removal rates (as total DQO) of 36% and 49% respectively and removal rates (as soluble DQO) of 74% in the UASB and 85% in the sedimentator. The efficiency of the reactor as a whole at this HRT time was a removal rate of 74% of total DQO and 85% of soluble DQO.

Keywords:

Pig sewage Anaerobic reactor Pilot plant UASB Physical and chemical parameters Biogas Performance

Eficiencias de dos componentes de un reactor anaerobio

Por: Elizabeth Vázquez Borges I* ; Roger Méndez Novelo* ; Aldo Magaña Pietra* ; Pedro Martínez Pereda** ; Georgina Fernández Villagómez**

* Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Apartado Postal 150 Cordemex, Mérida, Yucatán.

** Universidad Nacional Autónoma de México, División de Estudios de posgrado de la Facultad de Ingeniería, México, D.F.

1. Introducción**1.1. Digestión anaerobia de aguas residuales**

La digestión anaerobia, o metanogénesis, es el proceso biológico en el cual la materia orgánica es biodegradada por la actividad bacteriana, en biogas, compuesto básicamente de metano y dióxido de carbono (Lema, 1987; Fernández, 1990; McCarty, 1991).

Un reactor anaerobio debe ser considerado como un sistema químico trifásico, compuesto por una fase sólida (microorganismos, sólidos orgánicos y precipitados inorgánicos), una fase líquida (agua y solutos), y una fase gaseosa (principalmente, metano y dióxido de carbono). La descripción de muchas de las reacciones que ocurren en el seno del reactor, deben ser explicadas en este contexto, utilizando equilibrios fisicoquímicos (Stadlbauer, 1992; Fongastitkul, 1994).

El concepto de los reactores anaerobios de alta carga se basa en tres pilares fundamentales:

a) Acumulación de la biomasa dentro del reactor, por medio de sedimentación, adhesión a sólidos (fijos o móviles) o por recirculación. Esto permite la retención de los microorganismos de lento crecimiento asegurando que el tiempo de retención

medio de los sólidos es muy superior que el tiempo de retención hidráulico.

b) Contacto mejorado entre la biomasa y el agua residual, superando los problemas de difusión de los sustratos y productos entre el líquido y las biopelículas o gránulos.

c) Actividad mejorada de la biomasa, por adaptación al sustrato y por crecimiento (Maragno, 1992; Paus, 1993).

1.2. Modelos de reactores anaerobios para aguas residuales

La aplicación del proceso anaerobio en el tratamiento de las aguas usadas en diversas actividades, ha dado por resultado el desarrollo de diferentes modelos de reactores, con la finalidad de que se obtengan los mejores resultados de remoción del material orgánico contenido en dichas aguas; muchos de ellos tienen nombres diferentes, lo cual da la impresión de que hay un gran número de reactores anaerobios, sin embargo, cuando se ve en detalle, el número de los diferentes tipos de reactores se reduce a unos cuantos básicos (Martínez, 1994; Metzner, 1990; Polat, 1993).

Para el desarrollo de los diferentes tipos de reactores utilizados en el proceso, se ha buscado, fundamen-

Cuadro 1

Existencia de ganado porcino, 1993 Principales países
(millones de cabezas)

1	China	370,975
2	URSS	75,542
3	EE.UU.AA.	54,477
4	Brasil	32,500
5	Alemania	30,819
6	Polonia	21,868
7	España	17,246
8	Países Bajos	13,788
9	Vietnam	12,261
10	Francia	12,239
11	Rumania	12,003
12	Japón	11,335
13	México	10,581

talmente que el tiempo para que las transformaciones ocurran sea el menor posible, para que los volúmenes de agua residual tratados por unidad de tiempo sean máximos; desde luego sin menoscabo de la eficiencia de remoción de materia orgánica (Souza, 1986; Van der Merwe, 1993).

Hay tres importantes factores que afectan negativamente el contacto entre biomasa y agua residual, éstos son: 1) canalización-formación de caminos preferenciales a través del reactor, 2) formación de zonas muertas, causadas por la compactación del lodo o por colmatación de la zona intersticial de la matriz de soporte por sólidos, y 3) colmatación de sistemas de distribución pobremente diseñados (o mantenidos) (Price, 1981; Misra, 1992; Souza, 1992).

1.3. Aplicación del proceso anaerobio para tratar las aguas residuales de la porcicultura

La aplicación de la digestión anaerobia en los sistemas de producción pecuaria, es factible prácticamente en cualquier nivel o clase de actividad, así se han realizado ensa-

yos para el tratamiento de desechos de aves, cerdos, ganado vacuno y de todo tipo de animal criado de forma controlada. Muchos de dichos ensayos han llegado a ser al nivel de gran escala y son aplicables en sitios en los que la crianza de animales es una actividad sistematizada y tecnificada (Draaijer, 1992; Shin, 1992; Sugrue, 1992).

Entre los desechos de origen animal, los procedentes de las granjas porcícolas son altamente putrecibles, contienen una baja cantidad de material celulósico y son de fácil fermentación; adicionalmente, la necesidad de emplear volúmenes grandes de agua para el lavado de los corrales, provoca que los desechos sólidos sean parcialmente solubilizados y la cantidad de material suspendido disminuya; este hecho favorece la aplicación del proceso, no obstante, siempre es recomendable reducir previamente la cantidad de material sólido suspendido, para la aplicación de algún reactor diferente a las lagunas o los de mezcla completa (Mazzotta, 1992; Oleszkiewicz, 1984; Andreadakis, 1992).

El empleo del proceso anaerobio en las zonas rurales, dedicadas a las

*Los desechos de las
granjas porcícolas
son altamente
putrecibles*

actividades agrícolas y pecuarias, representa no sólo el beneficio de la protección ecológica, al reducir la carga de contaminantes depositados en el medio ambiente, sino también conlleva el beneficio del aprovechamiento de los subproductos obtenidos del mismo proceso (Van de Last, 1992; Vázquez, 1993).

México ocupa el 13º lugar a nivel internacional en cuanto a existencias de ganado porcino. De la pira mundial, a México le corresponde el 1.2%. En el cuadro 1 se presentan los números de cerdos en diferentes países (INEGI, 1993).

Cabe destacar que los indicadores anteriores son promedios generalizados y que la porcicultura tiene una gama muy variada en modos de producción, desde la más modesta (traspatio) hasta la aplicación de alta tecnología para miles de vientres por unidad de producción. (INEGI, 1993).

II. Desarrollo experimental

II.1. Descripción del reactor experimental

El modelo experimental se construyó con dos cilindros metálicos (tambores) de 56 cm de diámetro y 90 cm de altura cada uno, con lo que se obtuvieron volúmenes útiles de 208 litros en el UASB y de 195 litros en el sedimentador de alta tasa.

El reactor está constituido de la siguiente manera: la parte inferior (un cilindro metálico) es un digestor anaerobio de lecho expandido de lo-

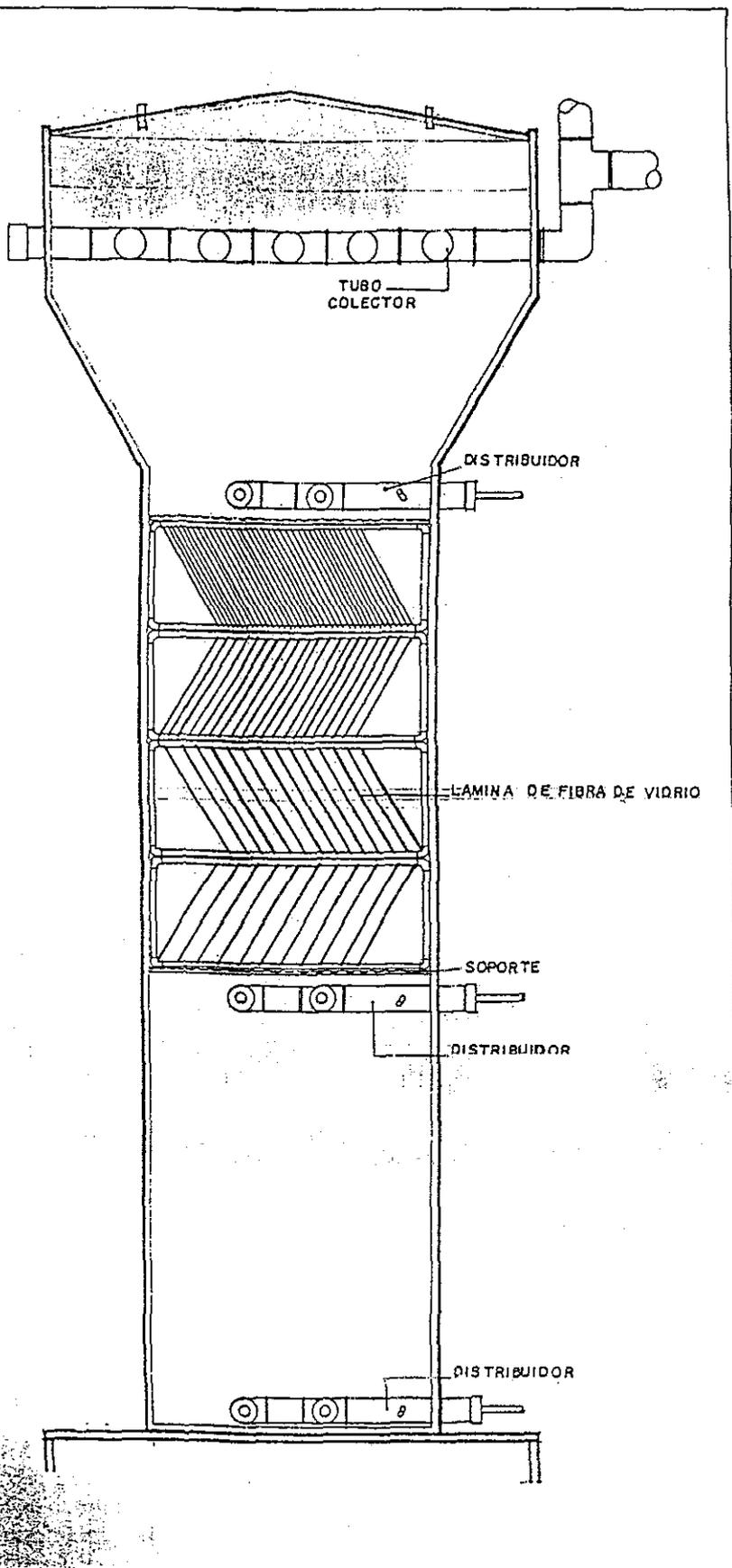


Fig. 1 Reactor anaerobio experimental

dos con flujo ascendente, este modelo fue propuesto por Lettinga y es conocido como "Upflow Anaerobic Sludge Blanket" (UASB); este modelo de digestor anaerobio es uno de los más empleados actualmente en el tratamiento de las aguas residuales con elevados contenidos de material orgánico, habiéndose obtenido resultados muy satisfactorios con su utilización

La parte superior del reactor (un cilindro metálico) contiene placas de fibra de vidrio de 0.40 x 0.10 m, inclinadas 70°; la separación de las placas fue de: 3.5 cm la primera, la segunda y la tercera 2.5 cm y las dos últimas 1.5 cm, en orden ascendente. Estas placas sirven para retener los sólidos de los lodos y actúan como sedimentador de las partículas que alcanzan a ser arrastradas por las aguas que salen del UASB, haciendo con ello más efectiva la retención de la biomasa activa, ya que, al mismo tiempo de retornar los sólidos al UASB, se forma una película biológica en las paredes de las placas del sedimentador y ello contribuye a incrementar la degradación de la materia orgánica contenida en el efluente del UASB.

En la parte superior del sedimentador se instaló un cono de lámina galvanizada de 95 cm de ancho y 65 cm de altura, cuyo volumen útil fue 131 litros. En la parte superior de esta tapa se instaló una salida para el biogás que se produce durante la biodigestión, en este punto se instaló el medidor de gas (flujómetro).

Todo el reactor fue forrado con fibra de vidrio (por dentro y por fuera), para procurar un mejor control de la temperatura, esto es, favorecer que la temperatura del interior del reactor se mantuviera en el rango mesofílico y evitar con ello variaciones bruscas de ésta, que afectaría el metabolismo microbiano.

En tres lugares del interior del reactor se instalaron sistemas de distribución de las aguas que fueron alimentadas al reactor, éstos fueron construidos con tubos de PVC con horadaciones para asegurar una dis-

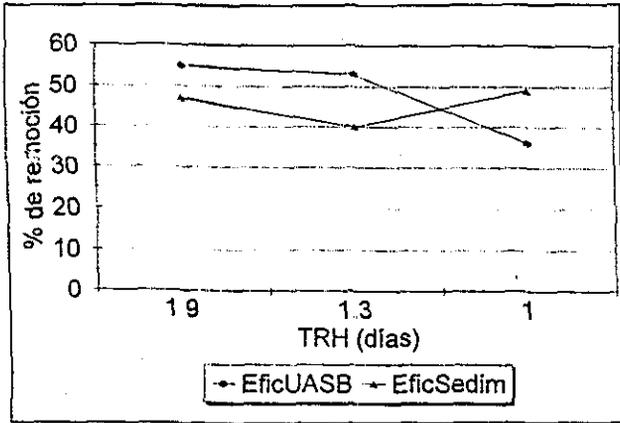


Fig 2 Remociones de DQO total

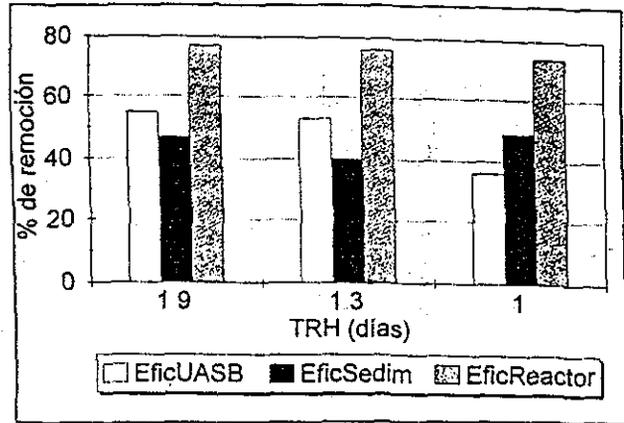


Fig 3 Remociones de DQO total

Resultados promedio de la evaluación del sistema experimental (DQO total)

TRH (días)	C.O. kg/m ³ /día	DQO inf (ppm)	DQO UASB (ppm)	DQO sedim (ppm)	DQO efl (ppm)	Efic. UASB %	Efic. sedim %	Efic. reac %
1.9	2.7	5165	2362	1260	1230	55	47	77
1.3	5.7	7207	3413	2065	1791	53	40	76
1	7.3	7250	4660	2398	1931	36	49	74

tribución uniforme del flujo suministrado; estos distribuidores fueron colocados en los siguientes lugares: a 5 cm de la parte inferior del reactor, en la parte media (donde se separan los dos modelos) y en la parte superior del sedimentador (donde se une con el cono).

En la zona de deflexión del cono se instaló un colector cuya función es recolectar el agua residual ya tratada y verterlas al exterior.

En la Figura 1 se muestra el reactor experimental utilizado

II.2. Operación y evaluación del sistema anaerobio

El reactor fue inoculado con una mezcla de líquido ruminal y fango de la granja porcícola. Se evaluó el funcionamiento de éste a 5 diferentes TRH, en este trabajo se analizan los 3 más cortos: 1.9, 1.3 y 1 día

Los análisis se realizaron de acuerdo con las técnicas recomendadas por la APHA/AWWA/WPCF (Standard Methods 1992).

III. Resultados: Análisis y justificación

En las Tablas 1 y 2 se presentan los resultados promedio obtenidos durante la evaluación del sistema experimental, determinándose las

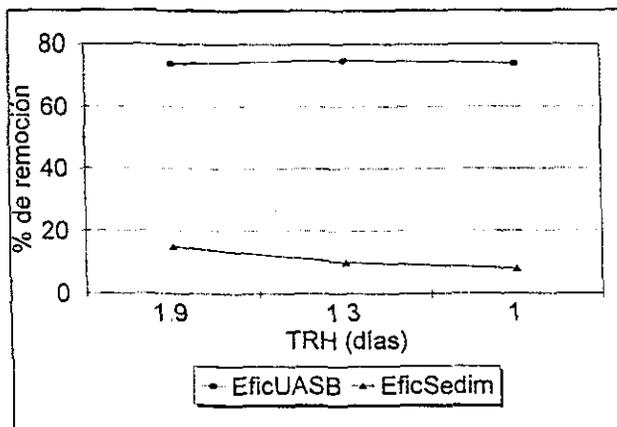


Fig 4 Remociones de DQO soluble

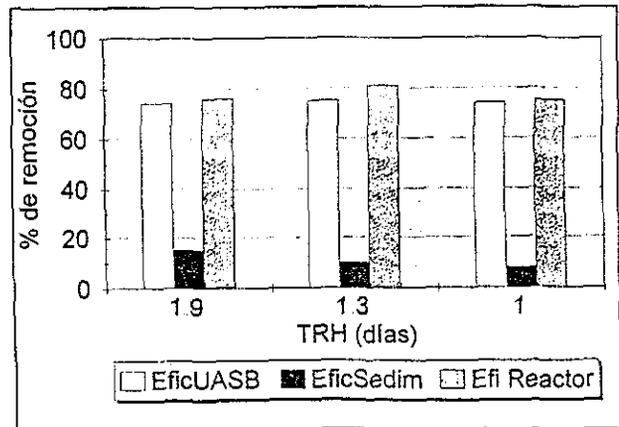


Fig 5 Remociones de DQO soluble

Resultados promedio de la evaluación del sistema experimental (DQO soluble)

TRH (días)	C.O. kg/m ³ /día	DQO inf (ppm)	DQO UASB (ppm)	DQO sedim (ppm)	DQO efl (ppm)	Efic. UASB %	Efic. sedim %	Efic. reac %
1.9	1.4	2763	742	638	615	74	15	76
1.3	3.1	3920	1015	917	745	75	10	81
1	3	3054	816	757	750	74	8	75

ciencias de remoción de materia orgánica, medida ésta como DQO total y soluble, respectivamente

En las figuras 2, 3, 4 y 5 se describen los resultados obtenidos en cada uno de los TRH aplicados.

En la figura 2 se muestran las reacciones promedio de DQO total en el UASB y el sedimentador cuando se utilizaron TRH promedio de 1.9, 1.3 y 1 día: se observa que las eficiencias fueron en el UASB: 74%, 75% y 74%, mientras que en el sedimentador estas eficiencias fueron: 47%, 40% y 49%.

Respecto a las eficiencias obtenidas en el UASB se observa que a TRH de 1.9 y 1.3 días se obtiene prácticamente la misma eficiencia (74% y 75%), no obstante que el TRH se redujo de 1.9 a 1.3 días y la carga orgánica se incrementó de 2.7 a 3.1 kgDQO/m³/día, por lo que se puede afirmar que el TRH de 1.3 días es la condición de trabajo que resultó mejor para el modelo UASB durante el tratamiento de este tipo de aguas residuales, en cuanto a la remoción de la DQO total.

Respecto a las remociones de DQO total alcanzadas en el sedimentador se observan los siguientes resultados: a TRH de 1.9 y 1 día se tuvieron eficiencias de 47% y 40%, aún cuando la carga orgánica resultante se incrementó de 2.7 a 3.1 kgDQO/m³/día. La disminución del TRH de 1.9 a 1 día, así como el incremento de la carga orgánica resultante fue muy bien amortiguada por el sedimentador. Los valores de las eficiencias del sedimentador se deben al efecto combinado de la remoción de partículas suspendidas (se-

dimentación) y a la degradación de materia orgánica soluble

En la figura 3 se presentan los promedios de las eficiencias obtenidas en el UASB y el sedimentador (como DQO total) y se comparan con las eficiencias promedio obtenidas por todo el reactor: las eficiencias promedio obtenidas con TRH de 1.9 y 1.3 días fueron mayores en el UASB respecto a las eficiencias promedio obtenidas en el sedimentador, comportamiento que se invirtió con TRH de 1 día, esto se debe a que a medida que se incrementó la velocidad de suministro del sustrato alimentado (para disminuir el TRH se aumentaba el gasto), se incrementó el arrastre de las partículas a través del UASB, mismas que eran retenidas por el sedimentador, lo cual se refleja en una disminución de la eficiencia en el UASB (36%) y un incremento en la eficiencia del sedimentador (49%).

En la figura 4 se presentan las remociones promedio de DQO soluble en el UASB y el sedimentador cuando se utilizaron TRH promedio de 1.9, 1.3 y 1 día: se observa que las eficiencias fueron en el UASB: 74%, 75% y 74%, mientras que en el sedimentador estas eficiencias fueron: 10%, 15% y 8%.

Respecto a las eficiencias obtenidas en el UASB se observa que se obtiene prácticamente las mismas eficiencias (74%, 75% y 74%), no obstante que el TRH se redujo de 1.9 a 1.3 y 1 día y las cargas orgánicas resultantes fueron 1.4, 3.1 y 3 kgDQO/m³/día, por lo que se puede afirmar que el TRH de 1 día es la condición de trabajo que resultó

mejor para el modelo UASB durante el tratamiento de este tipo de aguas residuales, toda vez que en la operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales se busca obtener las máximas eficiencias de remoción de materia orgánica a los menores TRH y las máximas cargas orgánicas posibles

Respecto a las remociones de DQO soluble alcanzadas en el sedimentador se observan los siguientes resultados: las eficiencias disminuyeron de 15% a 8% cuando el TRH se redujo de 1.9 días a 1 día y la carga orgánica resultante se incrementó de 1.4 a 3 kgDQO/m³/día, esta remoción representa únicamente la degradación de la materia orgánica soluble

En la figura 5 se muestran las eficiencias (como DQO soluble) en el UASB y en el sedimentador con los diferentes TRH utilizados, en ella se observan las eficiencias de los dos componentes respecto al reactor utilizado: en los 3 TRH utilizados, la eficiencia alcanzada en el UASB fue siempre mayor que las eficiencias promedio obtenidas en el sedimentador. Esta figura ilustra la aportación del modelo UASB para alcanzar dichas eficiencias y muestra cómo es este modelo el que mayor porcentaje de materia orgánica remueve.

Comparando los resultados de las eficiencias del sedimentador, en las figuras 2 y 4, se puede inferir que las diferencias de valores de remoción son debidas a la sedimentación propiamente dicha, esto se puede explicar con los datos que se muestran en la Tabla 3:

Porcentajes de remoción del sedimentador

TRH (días)	DQO total	DQO soluble	Sedimentación
1.9	47	15	32
1.3	40	10	30
1	49	8	41

Este comportamiento de ambos modelos respecto a la remoción de DQO total y DQO soluble se debe fundamentalmente a la función del sedimentador ya que su principal función consiste en permitir que los sólidos regresen al UASB más que como sistema biológico para la degradación de la materia orgánica, por ello, su importancia de estar integrado al modelo consiste más bien en la separación de las fracciones no soluble y soluble de la materia orgánica contenida en el desecho sometido al tratamiento anaerobio. El sedimentador funciona como separador de la fracción soluble (degradable) de la materia orgánica y las eficiencias alcanzadas se deben a la película biológica que se formó durante la evaluación del sistema.

IV. Conclusiones y recomendaciones

1) Los mayores porcentajes de remoción de materia orgánica, medida como DQO total se obtuvieron en el UASB, a TRH de 1.9 y 1.3 días: 55% y 53%; en estas condiciones las cargas orgánicas resultantes fueron 5.7 y 7.3 kgDQO/m³/día, respectivamente.

2) A TRH de 1 día en el sedimentador se obtuvo mayor eficiencia que el UASB: 49% y 36%, respectivamente, respecto a la remoción de DQO total.

3) Respecto a la remoción de DQO soluble en el UASB, el TRH de 1 día se considera el mejor ya que se obtuvieron eficiencias promedio de 74%.

4) Respecto a la remoción de DQO soluble, la mayor eficiencia (15%) en el sedimentador se obtuvo con TRH de 1.9 días.

5) El TRH de 1 día se propone como el mejor para todo el sistema ya que se obtuvo 75% de remoción promedio de DQO soluble y la carga orgánica fue 3 kgDQO/m³/día.

Referencias

- ANDREADAKIS A. D. (1992). Anaerobic Digestion of piggery wastes. *Water Science Technology*, vol. 25, n° 1, pp. 9-16.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* 18th Edition. Washington, USA.
- DRAAIJER H.; MAAS J.; SCHAAPMAN J.; KHAN A. (1992). Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. *Water Science Technology*, vol. 25, n° 7, pp. 123-133.
- FERNANDEZ P.F.; GARCIA E.P. (1990). Tecnología anaerobia en depuración de aguas residuales. *Mapfre Seguridad* n° 37 primer trimestre.
- FONGASTITKUL P.; MAVINIC D.; LO K. (1994). Two-phased anaerobic digestion process. Concept, process failure and maximum system loading rate. *Water Environmental Resources* vol. 66, n° 3, pp. 243-254.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA GEOGRAFIA E INFORMATICA (1993). VIII Censo Agropecuario. México.
- LEMA J.; MENDEZ R. and BLAZQUEZ R. (1987). Aspectos cinéticos y biológicos del diseño y operación de digestores anaerobios de lecho fijo. *Tecnología del Agua*, n° 33, pp. 58-66, Barcelona, España.
- MARAGNO A.L.; CAMPOS J.R. (1992). Treatment of wastewater with a low concentration of organics using an anaerobic fluidized bed reactor. *Water Science Technology*, vol. 25, n° 7, pp. 179-191.
- MARTINEZ V.A.; LLABRES P.; CECCHI F. & MATA A. (1994). Two-phase kinetic model fitting in a two-phase anaerobic digestion of highly biodegradable organic matter. *Environmental Technology*, vol. 16, pp. 379-388.
- MAZZOTTA F.; DIAZ R.; ROMAGNOLI C.; FERNANDEZ O.; JOHANSEN D. (1992). Estudio de factibilidad para la implementación de un sistema de tratamiento de efluentes-biogas-fertilizante en un establecimiento de cría porcina. II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, La Habana, Cuba.
- METZNER G.; TEMPER U. (1990). Operation and optimization of a full-scale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater. *Water Science Technology*, vol. 22, n° 1-2, pp. 373-384.
- MISRA U.; SINGH S.; SINGH A.; PANDEY G. (1992). New temperature controlled digester for anaerobic digestion for biogas production. *Energy Conversion Management*, vol. 33, n° 11, pp. 983-986.
- McCARTY P.; MOSEY F. (1991). Modelling of anaerobic digestion process (a discussion concepts). *Water Science Technology*, vol. 24, n° 8, pp. 17-33.
- OLESZKIEWICZ J. (1984). A comparison of anaerobic treatment of low concentration piggery wastewaters. *Agricultural Wastes* 8, pp. 215-231. Printed in Great Britain.
- PAUSS A.; NYNS E. (1993). Past, present and future trends in anaerobic digestion applications. *Biomass Bioenergy*, vol. 4, n° 4, pp. 263-270.

- POLAT H.; SELCUK N.; SOYU-PAK S. (1993). Biogas production from agricultural wastes: semicontinuous anaerobic digestion of sunflower heads. *Energy Sources* vol 15, n° 1, pp 67-75
- PRICE E. and CHEREMISINOFF P. (1981) Biogas Production & Utilization. Ann Arbor Science, United States of America.
- STADLBAUER E A ; ACHENBACH R.; DOLL D ; JEHL E B ; KUFNER B ; OEY L ; QUURCK J (1992) Design and performance of pulsed anaerobic digesters. *Water Science Technology*, vol 25, n° 7, pp 351-360.
- SOUZA M E (1986) Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors *Water Science Technology*, vol.18, no.12, pp.55-69
- SOUZA M ; FUZARO G ; POLEGATO A (1992) Thermophilic anaerobic digestion of vinasse in pilot plant UASB reactor *Water Science Technology*, vol.25, no 7, pp.213-222
- SHIN H ; BAE B ; LEE J ; PAIK B. (1992). Anaerobic digestion of distillery wastewater in a two-phase UASB system. *Water Science Technology*, vol 25, no.7, pp 361-371
- SUGRUE K.; KIELY G ; McKEOGH E. (1992). Pilot plant study of the anaerobic digestion of a mixture of municipal sewage and industrial sludges. *Water Science Technology*, vol 26, no 9-11, pp 2465-2468
- VAN DE LAST A ; LETTINGA G. (1992). Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities. *Water Science Technology*, vol.25, n° 7, pp 167-178.
- VAN DER MERWEM ; BRITZ T. (1993). Anaerobic digestion of baker's yeast factory effluent using an anaerobic filter and a hybrid digester *Bioresource Technology*, vol. 43, n° 2, pp. 169-174.
- VAZQUEZ E. & MANJARREZ A (1993) Contaminación del agua subterránea por la actividad porcícola *Tecnología del Agua*, año XIII n° 109 Barcelona, España



PUMPEX

Bombas Sumergibles y de drenaje con facilidad de mantenimiento incomparable

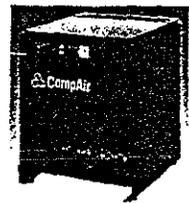
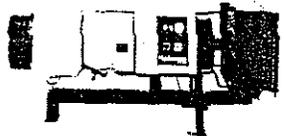


CompAir

La gama de compresores más completa del mercado

Compresores centrífugos exentos de aceite · Compresores rotativos de paletas · Compresores rotativos de tornillo, lubricados y exentos de aceite · Compresores alternativos lubricados y exentos de aceite · Compresores para aire de respiración · Compresores para gases · Equipos de tratamiento de aire comprimido y gases *Filtración - Secado - Accesorios.*

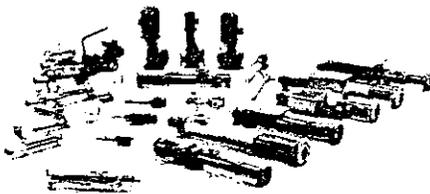
Potencias desde 1 CV hasta más de 20.000 CV · Presiones desde 1 bar hasta más de 400 bar



de 30 años de experiencia
mbeos difíciles

TZSCH

s completa ga-
s bombas de
helicoidal con



Delegaciones:

Cataluña: Tel.: (93) 731 31 36
Fax: (93) 731 35 12

Andalucía: Tel.: (95) 476 20 10
Fax: (95) 476 66 43

CompAir Holman Ibérica, S.A.

Ctra. de Andalucía, km. 18
28320 PINTO (Madrid)
Apto 14.785 - 28080 MADRID
Tel.: 649 92 00
Fax: 649 92 49

DISTRIBUIDORES Y SERVICIOS OFICIALES EN TODA ESPAÑA

AGUA

ADAPTACION, TRATAMIENTO, DISTRIBUCION Y DEPURACION DEL AGUA Y SU IMPACTO MEDIO AMBIENTAL

AÑO XVII - NUM. 167 - AGOSTO 1997 - I.S.S.N. : 211/8173

este número:

osmosis inversa
y aplicación a
desalinización
de aguas
página 17

control de los vertidos
de río Henares (II):
sedimentos pesados
página 23

modelo predictivo para
determinar la eficiencia
de un reactor anaerobio
página 28

tratamiento anaerobio
de aguas residuales
de alta carga en
condiciones psicrófilas
(12 °C)
página 41

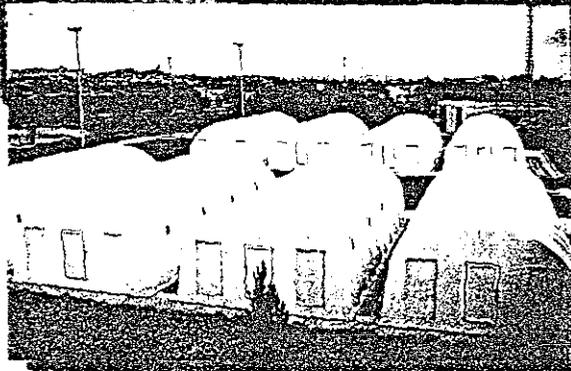
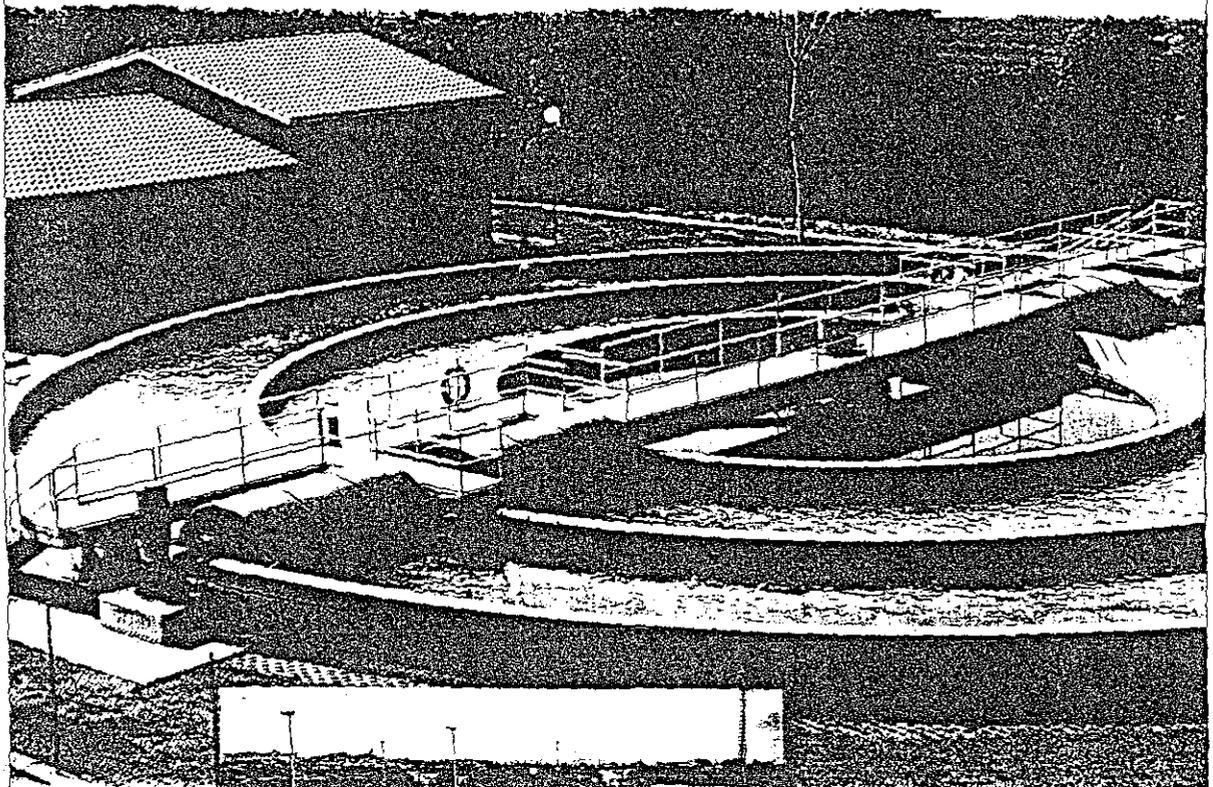
tratamiento
combinado y en
continuo de aguas
residuales
página 49

esquema de
purificación biológica
de pequeños núcleos
de población
página 57

de 1997
página 69

revista a:
J. Dalmau
página 73

Tratamiento de aguas: proceso y residuales



Proceso ORBAL

Proceso R B C.

CIDA

cida hidroquímica
tratamiento de aguas

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

UNA PUBLICACION DE


ELSEVIER
PRENSA S.A.
BARCELONA

Gran Via de les Corts Catalanes, 645
08010 Barcelona
Tel: (93) 301 30 16
Fax: (93) 302 00 30

158

Editorial

- 5 Una propuesta de clasificación de los ecologistas

Artículos técnicos

- 17 La ósmosis inversa y su aplicación en la desalación de aguas.
III. Costes de producción.
Inverse osmosis in water desalination.
III. *Production costs.*
- 23 Impacto de los vertidos al río Henares en el tramo Guadalajara-Azuqueca.
II. Metales pesados.
The impact of waste waters released into the river Henares in the vicinity of Guadalajara-Azuqueca (Spain).
II. *Heavy metals*
- 28 Modelo predictivo para establecer la eficiencia en un reactor anaerobio.
A predictive model for determining anaerobic reactor efficiency.
- 41 Tratamiento anaerobio de aguas residuales de baja carga en condiciones psicrófilas (10-12°C).
Estudio en un reactor de lodos granulares de lecho expandido (EGSB).
Psychrophilic anaerobic treatment (10-12°C) of low strength wastewaters.
Study of an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor.
- 49 El seguimiento automatizado y en continuo de aguas residuales.

Utilidad del seguimiento automatizado e interpretación de resultados.
Automatic ongoing sewage monitoring.
The usefulness of automatic monitoring and interpretation of results.

Procesos y Sistemas

- 57 Esquemas de depuración biológica en pequeños y medianos núcleos de población.
Descripción de las técnicas aplicables en la depuración de aguas residuales.
Biological sewage treatment arrangements in small and medium-sized population centres.
A description of the techniques that can be used for treating waste waters.

Reportaje

- 69 Conferencia sobre economía del agua-Aqua'97.

Entrevista

- 73 Joan Dalmau Martín
Responsable de la creación del Registro de Morosos en el seno de Aqua España.

Ferías y congresos

- 77 21 Congreso Internacional y Exposición de Distribuidores del Agua en Madrid.
- 78 Congreso Mundial de la IDA sobre Desalinización y Reutilización del Agua.

Noticiario, Agenda e Indices

- | | | | |
|----|---------------------|----|--------------------|
| 9 | Noticias del sector | 89 | Agenda |
| 80 | Libros y Catálogos | 91 | Índice anunciantes |
| 83 | Productos y Equipos | 92 | Índice compras |

Portada



CIDA HIDROQUIMICA, S.A. es una ingeniería fundada en 1955 que tiene su sede central en Barcelona

Especializada en tratamiento y depuración de aguas, tanto a nivel de estudios de ingeniería, plantas piloto, caracterización de vertidos y ensayos de biodegradabilidad, como de proyectos de instalaciones llaves en mano.

Las líneas de actividad de la compañía son: potabilización de aguas superficiales y subterráneas, desalinización de aguas salobres y agua de mar, tratamiento de aguas de proceso, estaciones depuradoras de aguas urbanas y aguas residuales de origen industrial, equipos y procesos ENVIREX (ORBAL, RBC, REX-FLEX, TOW-BRO, etc.), secado térmico de fangos de depuradora (tecnología ALPHA/SWISS-COMBI)



CIDA HIDROQUIMICA, S.A.
Gran Via de les Cortes Catalanes, 645 3ª
08010 - Barcelona
Tel : 301 30 16
Fax: 302 00 30

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

El movimiento ecologista está de moda dando lugar a las correspondientes organizaciones que conforman un colectivo de orígenes extremadamente diversos y en el que cohabitan varias corrientes ideológicas, como sucede con cualquier otra asociación o entidad de nuestra sociedad. Este colectivo puede estudiarse desde diversas perspectivas; una de ellas nos ha proporcionado una clasificación que seguidamente exponemos:

Los *sanidia* cuyo nombre nacido en Italia los describe perfectamente: un poco verdes por fuera y muy rojos por dentro. Se trata de grupos marxista-leninistas reconvertidos (ya que esta ideología está del todo desacreditada y ahora la disimulan pintándola por fuera de verde), sin embargo, lo que el cuerpo les pide es la revolución y la lucha de clases.

Los *inmovilistas* son el otro extremo del abanico. Se oponen a cualquier tipo de cambio, sea una carretera, un desarrollo urbano, una repoblación forestal, etc., aunque ello suponga condenar al subdesarrollo o la emigración a los habitantes de un área geográfica, que evidentemente no suele ser donde viven ellos. Este grupo es el más manipulable para hacer el juego a los intereses de caciques locales.

Los *fundamentalistas* o *integristas* son los poseedores de un corpus dogmático de verdades absolutamente inmutables que conforman una especie de nueva religión por medio de la cual se condena al fondo de los infiernos a un conjunto de ma-

Una propuesta de clasificación de los ecologistas

teriales y técnicas a los que se atribuye una naturaleza intrínsecamente perversa como la energía nuclear, los embalses y los trasvases de agua, la fluoración del agua potable, los alimentos transgénicos, los eucaliptos, las fábricas de pasta de papel, el PVC, las incineradoras, etc.

Los *insolidarios*, conocidos también por el acrónimo inglés *nimby* (not in my back yard). No son propiamente

ecologistas, simplemente son personas que se oponen a alguna actuación con la cual, en principio, no están en desacuerdo, pero que les molesta cerca de su casa.

Finalmente están los ecologistas no clasificados en los grupos anteriores que por exclusión pueden denominarse *moderados* o *pragmáticos*, los cuales cuando conforman el grueso del liderazgo de este colectivo, pueden y deben influir en el progreso social, incorporando conceptos tan importantes como calidad de vida, impacto ambiental, biodiversidad, desarrollo sostenible, ciclo de vida de un producto, etc. que ya están conformando progresivamente nuestra futura sociedad.

En cambio, cuando los moderados, segmento donde se hallan los ecologistas con mayor formación técnico-científica, son arrastrados por alguno de los grupos antes citados, tarde o temprano toda la sociedad debe pagar, de una forma u otra, el coste del desajustado correspondiente.

Ramon Queralt
Dtor Técnico

TECNOLOGIA DEL AGUA

Edita: ELSEVIER PRENSA, S.A.



Miembro del Grupo REED ELSEVIER
Domicilio social, administración, redacción y publicidad:
Av. Paral·lel, 180, entlo.
08015 BARCELONA/España
Tel.: (93) 325 53 50
Fax: (93) 425 28 80 (Administración)
Fax: (93) 423 54 99 (Redacción y Publicidad)
Email: elsevier@bluprint.es

Presidente:
Derk Haank

Director General:
Isaac Rodrigo Keiler

Director:
Manuel Masip F. de Lienesca

Director de Publicaciones:
Marcel Ucal i Galceran

Director de Producción:
Josep M^a López Curtés

Director Técnico:
Ramon Queralt i Torrell

Redacción:
David Quesada Amador (periodista)

Corresponsal en Girona:
Remei Vizan Riquelme
C/ Cor de Maria, 7, 4^a - 1^a
17002 Girona
Tel. (972) 20 04 41
Fax: (972) 20 13 76

Consejo Asesor:
Josep Martí Deulofeu
Dr. Ing. Ind. Presidente de la Asociación de Empresas AQUA-ESPAÑA

Pedro Grau Verdager
Dr. Ing. Ind. Secretario General de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

Benito Oliver Rodés Clapés
Dr. Farmacia. Fundador y primer Presidente de la Asociación Española de Laboratorios Independientes y expresidente de la International Union of Independent Laboratories

Gamaliel Martínez de Bascarán
Dr. Ing. Ind. Dipl. Sanitary Engineering. Fundador y primer Presidente de la Spanish Water Pollution Control Federation (ADECAGUA)

Dr. Fernando Porta Visa
Dr. Ing. Ind. Apoderado General Gerente del Centro de Estudios e Investigación del Agua.

D. Manuel Gil Rodríguez
Dr. Químicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Universidad Politécnica de Madrid.

Manuel R. Llamas Madurga
Ing. C.C. y P., Geólogo, Expresidente de la International Ground Water Association.

Claudi Mans Teixidó
Dr. Químicas. Catedrático Ingeniería Química. Univ. de Barcelona.

Coordinador Publicidad:
José M^a García

Publicidad:
Andreu Serrat i Gràcia
Tel. (93) 418 92 27
Fax. (93) 417 41 36

Publicidad zona Madrid:
Alejandro Gómez Santamaría
Canillas 56 - 28002 Madrid
Tel. (91) 315 33 45 - Fax (91) 413 45 58

Representante Publicidad Francia:
AIDMEDIA
31,33 Grande rue de Saint Rambert
69009 Lyon
Tel. 07334 78642037 - Fax: 07334 78835667

Representante Publicidad Italia
RANCATI ADVERTISING
Milano San Felice Torre 5
20090 Segrate (MI)
Tel. (02) 703 000 88
Fax. (02) 703 000 74

Dpto. Suscripciones:
Zancoeta, 9 7^a
48013 Bilbao
Tel. (94) 441 07 50
Fax: (94) 441 52 29

Maquetación Electrónica:
Departamento propio

Impresión:
Grup 4 Badalona
ISSN: 0211-8173
Dep. Legal: B 4156-84

TECNOLOGIA DEL AGUA es la única revista editada en España dedicada en exclusiva a las técnicas de captación, tratamiento, distribución y depuración de las aguas industriales y urbanas, materias afines y equipos. COPYRIGHT[®] Prohibida la reproducción total o parcial de cualquier trabajo sin previa autorización incluso citando su procedencia. Los conceptos y opiniones expresados en cada trabajo son de la exclusiva responsabilidad del autor.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de un digestor anaerobio en el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas, para desarrollar modelos matemáticos que permitan predecir la eficiencia de remoción de la materia orgánica, en función del TRH y la concentración de DQO del influente para este tipo de desecho. El reactor de 534 litros está constituido por un UASB en la parte inferior y por un sedimentador de alta tasa en la parte superior.

Se reportan los resultados obtenidos durante el experimento para establecer los parámetros críticos de trabajo, habiéndose obtenido remociones de materia orgánica de 72 % con TRH de un día y la carga orgánica fue 3 kg DQO/m³/día.

Se presentan los modelos matemáticos obtenidos, analizando la remoción de materia orgánica como variable respuesta y el TRH y la DQO del influente como variables independientes.

Palabras clave:

Purines cerdo, digestión anaerobia, reactor UASB; modelo matemático, DQO, rendimiento.

Abstract**A predictive model for determining anaerobic reactor efficiency**

This study set out to evaluate the behaviour of an anaerobic digester dealing with pig farm sewage as a basis for developing mathematical models capable of predicting the efficiency of organic material removal in terms of hydraulic retention time (HRT) and the CDO concentration of the influent for this type of waste. The 534 litre digester used consists of a UASB reactor at the bottom and high-rate sedimentator at the top.

The results obtained during the experiment are reported and the critical operational parameters calculated. Organic material removal rates were 72% with a one-day HRT and an organic load of 3 kg CDO/m³/day.

The mathematical models presented analyse the removal of organic matter as a variable response and the HRT and CDO of the influent as independent variables.

Keywords:

Pig sewage, Anaerobic digestion, UASB reactor, Mathematical model CDO, Performance.

Modelo predictivo para establecer la eficiencia en un reactor anaerobio

Por: Elizabeth Vázquez Borges¹; Pedro Martínez Pereda²; Georgina Fernández Villagómez²; Roger Méndez Novelo¹; Aldo Magaña Pietra¹

¹ Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán. Apartado Postal 150 Cordemex Mérida, Yucatán.

² División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM, México D F

1. INTRODUCCION**1.1. Digestión anaerobia de aguas residuales**

La digestión anaerobia es el proceso biológico en el cual la materia orgánica, susceptible de ser biodegradada, es transformada por la actividad microbiana en ausencia de oxígeno libre, en una mezcla de gases, conocida como biogás, compuesto básicamente de metano y dióxido de carbono. (Price, 1981; Hasenboehler, 1987) El proceso anaerobio ha sido estudiado con amplitud y se sabe que en él concurren una amplia variedad de bacterias facultativas y anaerobias estrictas. En el desarrollo del proceso se han establecido dos etapas sucesivas, conocidas como fases no metanogénica y metanogénica; en la fase no metanogénica se inicia la transformación de las moléculas que conforman la materia orgánica, en esta fase del proceso suelen considerarse dos etapas, una de hidrólisis seguida por la acidogénesis.

Los productos de estas primeras actividades bacterianas sirven de

sustrato para los microorganismos que se desarrollan en la siguiente fase, la que se caracteriza por ser en la que se produce el metano, de donde le viene su nombre. (Mejía, 1996).

1.1. Impacto de la porcicultura en el medio ambiente

La mayoría de las granjas dedicadas a la crianza de cerdos consumen grandes volúmenes de agua diariamente en el lavado de las porquerizas y estas aguas son conducidas a un punto determinado donde se concentran y permanecen sin ningún tipo de tratamiento. (Andreadakis, 1992). Los desechos sólidos son transportados manualmente y vertidos en los alrededores de las granjas, no habiendo un sitio determinado para su disposición (Mazzotta, 1992).

Los problemas de contaminación que se presentan son tanto en el suelo como los causados por la infiltración de las aguas hasta alcanzar los mantos de agua subterránea, la cual recibe una gran cantidad de contaminantes, tanto de materia orgánica

El reactor

fue inoculado

con 60 litros

de líquido ruminal

Resultados promedio de la evaluación del digestor

TRH _(días)	4.4	2.8	1.9	1.3	1
pH inf	7.1	6.7	6.9	7.2	7.2
eff	7.2	7.1	7.0	7.1	7.3
DQO inf	8070	4700	2763	3920	3010
(ppm) efl	1707	619	677	932	826
% efic	78	84	72	77	72
C.O.*	1.8	1.7	1.4	3.1	3

*kgDQO/m³/día

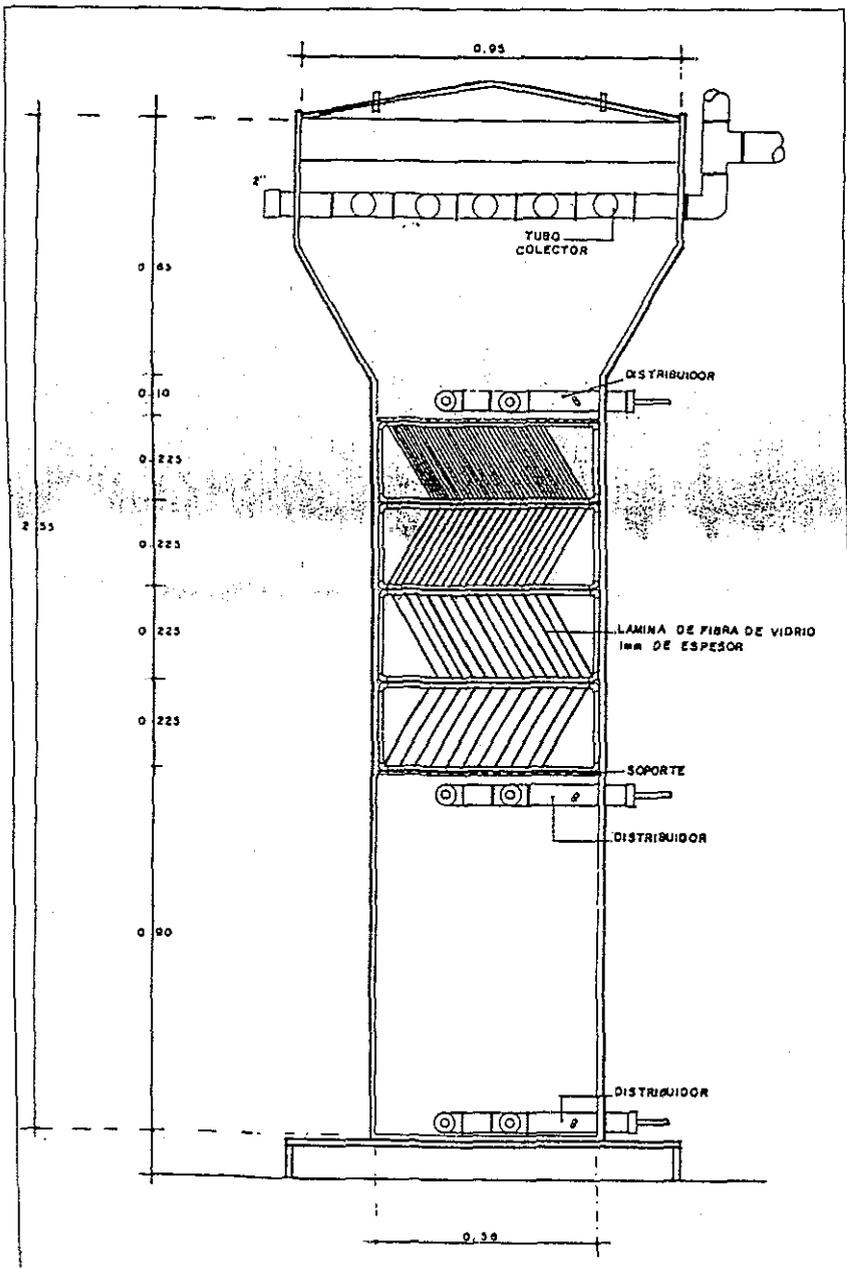


Fig 1 Reactor anaerobio híbrido Corte

como de microorganismos, esto ha sido comprobado por análisis de laboratorio de esas aguas en las que se encontraron elevadas concentraciones de organismos coliformes de origen fecal. Aun en el caso de que las excretas sean separadas de las aguas se tiene un efecto muy similar, ya que ellos son depositados directamente sobre el suelo, donde se descomponen permitiendo la proliferación de moscas y otros insectos (Vázquez, 1993).

2. MATERIAL Y METODOS

El modelo experimental fue construido con dos cilindros metálicos de 56 cm de diámetro y 90 cm de altura cada uno, ensamblados en forma vertical, con los que se obtuvieron volúmenes útiles de 208 litros en el modelo UASB (la parte inferior) y 195 litros en el sedimentador de alta tasa (parte superior del reactor) El sedimentador se construyó con placas acanaladas forradas con fibra de vidrio, formando ángulos de 45°. En la parte superior del reactor se instaló un cono de 95 cm de diámetro y 65 cm de altura con un volumen final de 131 litros En la figura 1 se presenta el reactor anaerobio experimental

El reactor fue inoculado con 60 litros de líquido ruminal, 20 litros de lodos provenientes de otro reactor anaerobio y 20 litros de lodos de fosas sépticas. Se completó el volumen del reactor con las aguas residuales de la granja porcícola y se dejó recirculando durante ocho días.

167 / AGOSTO / 1997

La evaluación del proceso de digestión anaerobia se realizó mediante determinación de la remoción de materia orgánica medida ésta como DQO, del influente (inf), efluente (efl), interior del reactor, y cantidad y calidad del biogás producido. Todos los análisis se efectuaron de acuerdo con las técnicas recomendadas en el Métodos Estándar de la APHA, AWWA, WPCF, Edición 1992).

3. RESULTADOS: ANALISIS Y JUSTIFICACION

Los resultados obtenidos durante la evaluación del sistema anaerobio se presentan en la **Tabla 1**.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la eficiencia del proceso anaerobio para la remoción de la materia orgánica, así como determinar la influencia que sobre la eficiencia tiene el TRH, por lo anterior y con base en los datos experimentales, se ensayaron modelos de regresión múltiple en el que se tiene a la eficiencia como variable respuesta y al TRH y la concentración del influente (substrato) como variables independientes.

El modelo propuesto para estimar la eficiencia del proceso es el de regresión múltiple, este método se utiliza cuando dos o más variables están relacionadas y se desea explorar esta relación.

La concentración de materia orgánica de las aguas residuales de la industria porcícola es muy variable, debido a las diferencias que existen en las operaciones unitarias de las distintas granjas, sin embargo, la composición de las mismas es semejante, resultado de las excretas y residuos de alimentos de los animales, (Oleszkiewicz, 1984), este hecho justifica la presencia de la concentración del substrato utilizado en el modelo. Por otra parte, el TRH debe ser optimizado, toda vez que TRH cortos significan reactores más pequeños y por lo tanto más económicos.

Los análisis estadísticos se realizaron con ayuda del paquete com-

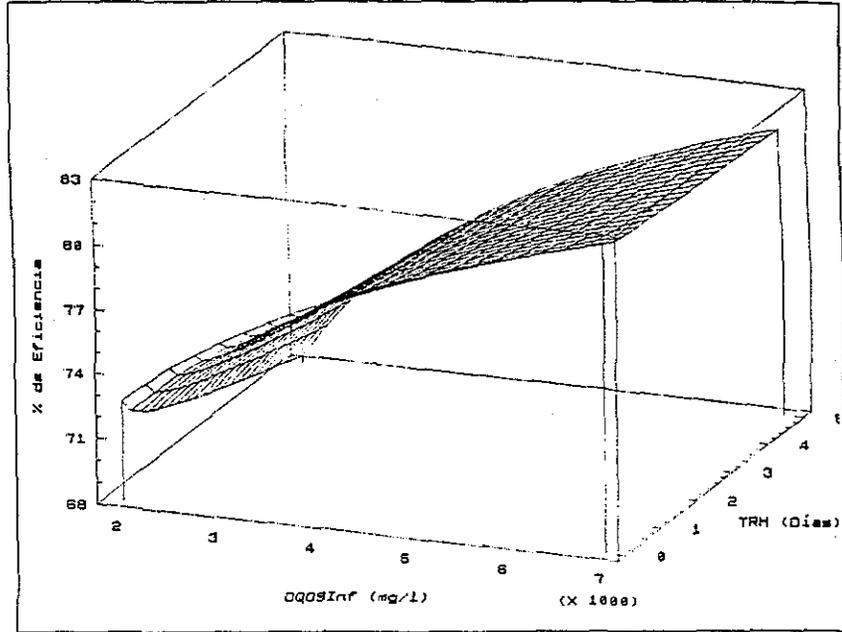


Fig. 2 Gráfico del modelo para DQO soluble

putacional denominado "Statgraphics V.5" y los resultados se presentan a continuación:

3.1. Modelo para la DQO soluble

Sustituyendo los valores experimentales en un modelo de regresión múltiple, se obtiene la siguiente expresión que permite predecir la eficiencia del reactor en términos del TRH y de la DQO_{inf}:

$$\% \text{ eficiencia} = 49.3 - 3.8 \text{ TRH}^{-2} + 7.8 \log(0.01 \times \text{DQO}_{\text{inf}})$$

En la **Figura 2** se presenta el gráfico del modelo propuesto, el cual es significativo a niveles de confianza $b = 99.96\%$. En este modelo la variable DQO_{inf} es significativa con $a = 0.0057$, no así el TRH con $a = 0.2283$, estos datos se presentan en la **Tabla 1**. Lo anterior pese a todas las variables no controladas, ya que el experimento fue desarrollado a las condiciones ambientales de temperatura y el agua residual era utilizada tal y como se generaba en la granja, únicamente se pasaba por una criba para eliminar los sólidos gruesos.

En el rango de TRH que se evaluó, este parámetro no resultó una variable significativa estadísticamente ya que no hubo grandes variaciones en la eficiencia del reactor a pesar de haber disminuido el TRH de 4.4 días a 1 día; para TRH extremos (mucho mayores o mucho más cortos) pudo haberse notado la influencia de esta variable en los resultados de eficiencia obtenidos, no así para los TRH utilizados en este experimento, lo cual representa una gran ventaja ya que permite la utilización de TRH cortos (1 día), sin disminuir los porcentajes de remoción que el sistema alcanza con esta condición de trabajo.

En el eje TRH, se observa una influencia muy pequeña, no así para el de la variable DQO_{inf}, en el cual se aprecia la gran influencia que tiene respecto a la respuesta del reactor: para valores bajos de DQO_{inf} hay una tendencia negativa del TRH, ya que a mayores TRH hay menores eficiencias y viceversa. A medida que la DQO del influente se incrementa, se incrementan también las eficiencias, hasta concentraciones de 7000 ppm DQO, lo cual no quiere decir que si se continúa incrementando la concentración de mate-

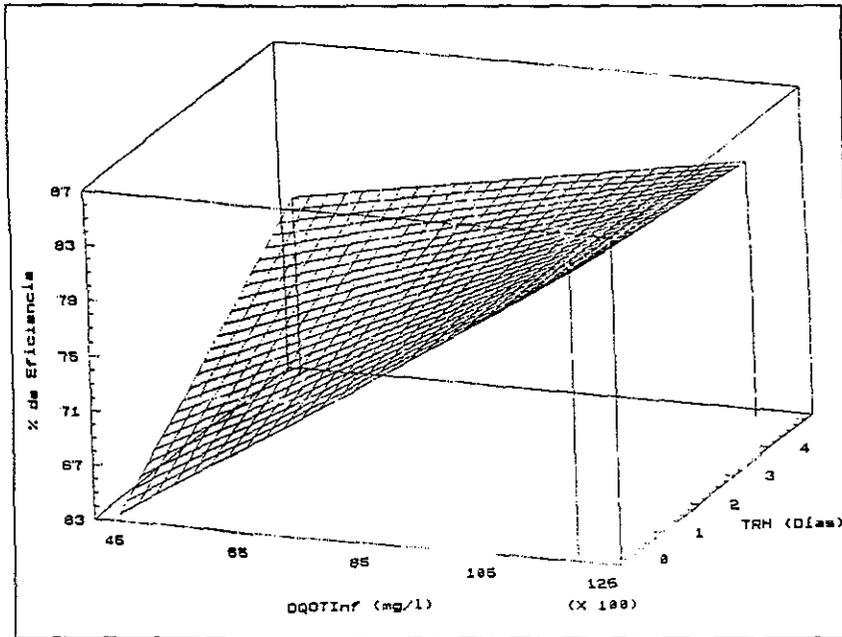


Fig 3 Gráfico del modelo para DQO total

ria orgánica en el sustrato también se van a incrementar las eficiencias del sistema ya que éste también tiene un límite. Estos resultados se dieron así porque el sistema amortiguaba muy bien las variaciones en las concentraciones iniciales de materia orgánica y aún cuando la concentración inicial era muy alta (7000 ppm DQO), o muy baja (2000 ppm DQO), la calidad del efluente era aproximadamente la misma lo que se reflejaba como una mayor eficiencia cuando la DQO del influente eran más altas, estas condiciones son determinadas por las condiciones reales del sustrato utilizado.

Este comportamiento se explica por la acción conjunta de dos efectos combinados: Por un lado, las eficiencias reportadas son estimaciones o aproximaciones de las eficiencias reales, toda vez que se calculan con las concentraciones del influente y efluente tomadas al mismo tiempo, sin considerar el TRH. Por otro lado las concentraciones del influente fueron decreciendo mientras disminuían los TRH; por tal motivo, una baja concentración del influente en la etapa I se asociaba con la concentración

del influente en el mismo momento (y no después del TRH), dando como resultado una baja eficiencia, mientras que la misma baja concentración del influente a TRH altos, se asociaba con la concentración del efluente (más baja que la del TRH anterior) dando por tanto, una eficiencia mayor, establecida ésta

como porcentaje de la remoción de materia orgánica contenida en el sustrato alimentado.

3.2. Modelo para la DQO total

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple, se obtiene el modelo que permite predecir la eficiencia del reactor para remover la DQO total:

$$\% \text{ eficiencia} = 50.84 + 0.0028DQO_{inf} + 4.34TRH - 0.000396TRH \times DQO_{inf}$$

En la figura 3 se presenta el gráfico del modelo propuesto y en la Tabla 2, los valores predichos en éste: el modelo es significativo a niveles de confianza $\beta > 99.99\%$.

Se observa en el modelo propuesto que la DQO del influente es significativa con $\alpha = 0.0001$ y el TRH tiene una significancia $\alpha = 0.0090$, cuando se combinan ambas variables la significancia del modelo es de 0.0145. En la figura 2 se observa que a concentraciones bajas de DQO total en el influente se ob-

Análisis de regresión para DQO soluble

Variable independiente	Coefficientes β	σ	t	α
Constante	49.3	10.9	4.6	0.0000
$(TRH)^{-2}$	-3.8	3.1	-1.3	0.2283
$\log(0.1 \times DQO_{inf})$	7.8	2.8	2.9	0.0057

Análisis de Varianza para el modelo de DQO soluble

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	α
Modelo	2329.9	2	1164.9	8.7	0.0004
Error	10595.9	79	134.2		
Total	12925.8	81			

164

tienen las mayores eficiencias conforme se incrementa el TRH, a medida que se incrementa la concentración de la DQO en el influente también se incrementa la eficiencia del reactor pero en menor grado. Contrario al modelo de la DQO soluble, a bajas concentraciones de DQO del influente, la eficiencia se incrementa, mientras mayor es el TRH. Esto se explica por la remoción de sólidos suspendidos totales, ya que a elevados TRH, las condiciones hidráulicas son mejores para la retención de sólidos. También es importante considerar que la DQO total incluye a la porción de materia orgánica que no es biodegradable por el sistema anaerobio.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- 1) Los modelos propuestos para estimar la eficiencia del reactor anaerobio, a niveles de confianza superiores al 95%, son los siguientes:
 Para la DQO soluble:
 $\% \text{ eficiencia} = 49.3 - 3.8 \text{ TRH} - 2 + 7.8 \log(0.01 \times \text{DQO inf})$
 Para la DQO total:
 $\% \text{ eficiencia} = 50.84 + 0.0028 \text{ DQO inf} + 4.34 \text{ TRH} - 0.000396 \text{ TRH} \times \text{DQO inf}$
- 2) El TRH de 1 día se considera el mejor ya que a esta condición de operación del reactor se obtuvo 72% en promedio de eficiencia y la carga orgánica fue 3 kg DQO/m³/día.
- 3) Los resultados obtenidos demuestran la influencia de las variables independientes (TRH y concentración del substrato) en la respuesta del sistema experimental, en cuanto a la remoción de materia orgánica, medida ésta como Demanda Química de Oxígeno. Al realizar los análisis de regresión se observó que la explicación de los modelos aumenta al incluir cada una de las variables, lo que demuestra la influencia de cada una de ellas sobre el proceso.

Análisis de regresión para DQO total

Variable independiente	Coefficientes β	σ	τ	α
Constante	50.84	5.43	9.37	0.0000
DQO inf	0.0028	0.00064	4.27	0.0001
TRH	4.34	1.619	2.68	0.0090
TRH (DQO inf)	-0.000396	0.00016	-2.5	0.0145

Tabla 6. Continuación

Análisis de Varianza para el modelo de DQO total

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	α
Modelo	3357.8	3	1119.3	9.66	0.0000
Error	9045.4	78	115.96		
Total	12403.2	81			

- 4) Los resultados obtenidos en este experimento a nivel piloto, podrían servir de base para futuros estudios de simulación de procesos anaerobios, que utilicen reactores combinados de flujo ascendente, alimentados con cualquier otra agua residual cuyas características sean semejantes a las utilizadas en este trabajo

REFERENCIAS

APHA, AWWA, WPCF. (1992) Standard Methods for the examination of water and wastewater. 18th Edition. Washington, NDREADAKIS A D (1992) Anaerobic Digestion of piggery wastes Water Science Technology, vol.25, No.1, pp 9-16.
 HASENBOHLER A and ALVAREZ J (1987). Biogás a partir de aguas residuales. Tecnología del Agua, No.37, pp 139-142 Barcelona, España.
 MAZZOTTA F.; DIAZ R.; ROMAGNOLI C.; FERNANDEZ O.; JOHANSEN D (1992) Estudio de factibilidad para la implementación de un sistema de tratamiento de efluentes-biogas-fertilizante en un establecimiento de

cría porcina. II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, La Habana, Cuba
 MEJIA SANCHEZ G. (1996). Digestión anaerobia. Folleto técnico 1, Universidad Autónoma de Yucatán.
 OLESZKIEWICZ J. (1984) A comparison of anaerobic treatment of low concentration piggery wastewaters. Agricultural Wastes 8, pp 215-231 Printed in Great Britain.
 PRICE E. and CHEREMISINOFF P. (1981) Biogas Production & Utilization. Ann Arbor Science, United States of America.
 VAZQUEZ E. & MANJARREZ A. (1993) Contaminación del agua subterránea por la actividad porcícola. Tecnología del Agua, año XIII, n.º 109, Barcelona, España.
 MENDEZ NOVELO (1995). Desarrollo de un modelo predictivo de la concentración orgánica de los lixiviados producidos por el proceso de composteo de residuos sólidos domiciliarios y lodos de fosa séptica Tesis en opción al grado de maestría en ingeniería ambiental. Universidad Autónoma de Yucatán.

AGUA

CAPTACION, TRATAMIENTO, DISTRIBUCION Y DEPURACION DEL AGUA Y SU IMPACTO MEDIOAMBIENTAL

AÑO XVIII - NUM. 174 - MARZO 1998 - I S S N : 211/8173

este numero:

lenteja de agua
mo sistema blando
depuración
página 18

eliminación de la
contaminación acuosa
por residuos oleosos
procedentes de las
cáscaras de los buques
página 26

estudio de nuevos
materiales como
soporte en filtros
membranas
página 34

producción de biogás y
hidrógeno en un reactor
anaerobio UASB
página 46

estudio en planta
de optimización del tratamiento
biológico de alta
carga (T.B.A.C.) para
el saneamiento
del área de
San Sebastián-Bahía
de Pasajes
página 52

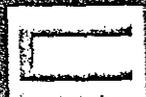
caracterización de la
degradación orgánica de
un vertido lácteo
página 61

eliminación de
residuos en
industria de tintes y
colorantes textiles (II)
página 69

inactivación
de los Organismos de
agua dulce
página 83

calpeda

El valor de la investigación La importancia de la calidad



EL SEVIER EDITORIAL S.A. CALPEDA S.A. CALPEDA S.A. CALPEDA S.A.

091

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Editorial

5 Asignatura pendiente.

Artículos técnicos

18 La lenteja de agua como sistema blando de depuración de aguas residuales de bajo coste.

Criterios de diseño, funcionamiento y rendimientos.
Duckweed as a low-cost soft sewage treatment system. Design, operating and performance criteria.

26 Aplicación de la oxidación acuosa a los residuos oleosos procedentes de las sentinas de los buques.

Una propuesta para la gestión de los residuos oleosos marítimos
Application of aqueous oxidation to oily waste from ship bilges. A proposal on how to manage oily maritime waste.

34 Estudio de nuevos materiales como soporte en filtros inundados en la depuración de aguas residuales.

Study of new materials for use as flooded filter media in waste water treatment.

46 Producción de biogás y metano en un reactor anaerobio UASB.

Ensayo en planta piloto con obtención de un modelo matemático
Biogas and methane production in an aerobic reactor. Pilot plant trial and construction of a mathematical model.

52 Estudio en planta piloto del tratamiento biológico de alta carga (T.B.A.C.) para el saneamiento del área de San Sebastián-Bahía de Pasajes.

Comparación con el tratamiento fisicoquímico

A study of high load biological sewage treatment in a pilot plant for the San Sebastián-Pasajes Bay area. Comparison with physico-chemical treatment.

61 Desaminación de la materia orgánica de un vertido lácteo, mediante tratamiento aerobio en discontinuo.

Efecto del pH, temperatura, carga DQO y fosfatos en el rendimiento del proceso.

Deamination of organic matter from dairy waste by means of discontinuous aerobic treatment.

The effect of pH, temperature, COD load and phosphates on process performance.

69 Aguas residuales en la industria de tintes y acabados textiles (II).

Parámetros analíticos y procesos de depuración
Waste waters in the textile dyeing and finishing industry (II).

Analytical parameters and treatment processes.

Gestión de Abastecimientos y Saneamientos

83 La financiación de los Organismos de Cuenca.

Ferias y Congresos

89 XVIII Jornadas de la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (AEAS).

90 XXVIII Jornadas anuales del CED CED annual Meeting. Hydrotop'98.

Noticario, Agenda e Indices

9	Noticias del sector	96	Libros y Catálogos
86	Agenda	101	Índice anunciantes
91	Productos y Equipos	103	Índice compras

Portada

calpeda

El valor de la investigación
La importancia de la calidad



Treinta y cinco años de experiencia, más de 200 empleados. Más de 700 tipos de bombas desde 0,5 hasta 175 caballos de potencia. Una variedad de modelos tan extensa no la tiene ningún constructor italiano.

Los productos de Calpeda están presentes en varios países de Europa, Norte y Sur de América, medio y Extremo Oriente, África, Australia y Nueva Zelanda. Catorce agencias de ventas y de asistencia técnica les caracterizan como una de las marcas líderes en Italia y en el mundo entero en la fabricación de electrobombas: Calpeda.

Inician su actividad en 1959 por voluntad de Vinicio Mettilogo y continuada por sus sucesores. Un desarrollo evidente en términos "físicos" (caracterizado en varias ampliaciones que la han llevado hasta los actuales 20.000 m² cubiertos en la sede de Montorso Vicentino), en términos de mercado, y lo que es más importante, en términos de producto. Calpeda es sinónimo de tecnología avanzada, de fiabilidad, de seguridad, de proporcionalidad calidad/precio, debido a una acertada dirección a la creatividad y experiencia de los proyectistas, al constante desarrollo de sus técnicos, a la continua experimentación, al compromiso y trabajo de todos.

Bombas Calpeda España, S.A. inicia su actividad a principios del año 1985. Desde esta fecha el crecimiento y la participación en el mercado nacional ha sido constante gracias a la organización y al trabajo de todo un equipo de 25 personas.

Para seguir a rajatabla el lema de la empresa "Dar el mejor servicio a nuestros clientes", la empresa dispone de diez almacenes con importantes depósitos de bombas y otros tanto servicios post-venta situados en las principales ciudades de nuestro país, controlados por sus propios delegados y agentes comerciales.

En los talleres centrales de Barberà del Vallès se fabrican los equipos contra-incendios, grupos de presión y equipos de bombeo para aguas fecales.



Bomba Calpeda España, S.A.
c/ Josep Maria de Sagarra, 5 y 7
08210-BARBERÀ DEL VALLES - BARCELONA
Tel 93 718 95 61 - FAX: 93 718 70 04

Hace unas pocas semanas ha sido noticia el "invento" de los Drs. Cervilla y Llopis, profesores de la Universidad de Valencia, quienes anunciaron a hombro y platillo que mediante un catalizador de molibdeno y prácticamente a temperatura ambiente, habían conseguido la descomposición del agua sin ningún consumo apreciable de energía. Entonces, el oxígeno e hidrógeno generados se podrían aprovechar para recombinarlos por combustión, liberando una gran cantidad de calor. Resumiendo, se había descubierto un sistema de descomposición del agua que no consumía energía y que en cambio, al formarse nuevamente la producía en gran cantidad, contradiciendo los conceptos básicos de la física y química. Con ello se resolvía definitivamente el problema de la energía en nuestro planeta y condenaba al paro a miles de científicos que investigan nuevas fuentes de energía con presupuestos multimillonarios. Así mismo, debe señalarse que la noticia de esta experiencia, ni anteriormente ni después, ha sido recogida por ninguna publicación científico-técnica. Esta forma de hurtar la información, del ámbito donde lógicamente debe producirse la noticia y su posterior debate, es ya un clarísimo reflejo de la inseguridad de los autores

Asignatura pendiente

en presentar su trabajo a la comunidad científica. Este evento recuerda también la expectación producida a principios de 1989, con la denominada "fusión fría" del agua pesada, por parte de dos norteamericanos Jones y Fleischmann, que al final terminó en un fiasco. Otros investigadores, esta vez franceses, en el año 1988 difundieron el concepto de la "memoria del agua" que luego también resultó falsa. En los años del inefable NODO, se proyectó en nuestras pantallas el invento español de un automóvil que funcionaba con agua. Y así podríamos continuar explicando más "batallitas" relacionadas con el agua, como muestra de la evidente fascinación que ésta ejerce sobre los pseudoinventores. Otro aspecto de la noticia del "invento" es que ésta fue profusamente difundida en la prensa diaria española más importante e incluso por los diversos canales de televisión. Ello evidencia la tradicional ausencia de control de calidad, en el tratamiento de los temas científicos y técnicos en los medios de comunicación social, una asignatura pendiente desde hace ya demasiados años.

Ramon Queralt
Dtor. Técnico

AGUA

Edita:
EL SEVIER PRENSA, S. A.

R

Miembro del Grupo REED ELSEVIER

Domicilio social, administración,
redacción y publicidad:
Entença 28 entlo.
08015 BARCELONA/España
Tel.: (93) 325 53 50
Fax: (93) 425 28 80
Email: elsevier@bluprint.es

Presidente:
Derk Haank

Director General:
Isaac Rodrigo Keller

Director:
Manuel Masip F de Liencres

Director de Publicaciones:
Marcel Lleal i Galceran

Director de Producción:
Josep M^o López Cortés

Director Técnico:
Ramon Queralt i Torrell
Redacción:
David Quesada Amador (periodista)
Corresponsal en Girona:
Remei Vizan Riquelme
C/ Cor de Maria. 7. 4^o - 1^o
17002 Girona
Tel. (972) 20 04 41
Fax: (972) 20 13 76
Consejo Asesor:
Josep Martí Deulofeu
Dr. Ing. Ind. Presidente de la Asociación de Empresas AQUA-ESPAÑA
Pedro Grau Verdaguer
Dr. Ing. Ind. Secretario General de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento
Benito Oliver-Rodés Clapés
Dr. Farmacia. Fundador y primer Presidente de la Asociación Española de Laboratorios Independientes y representante de la International Union of Independent Laboratories
Gamatiel Martínez de Buscarán
Dr. Ing. Ind. Dipl. Sanitary Engineering. Fundador y primer Presidente de la Spanish Water Pollution Control Federation (ADECAGUA).
Dr. Fernando Porta Visa
Dr. Ing. Ind. Apoderado General Gerente del Centro de Estudios e Investigación del Agua.

D Manuel Gil Rodríguez
Dr. Químicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Universidad Politécnica de Madrid
Manuel R. Llamas Madurga
Ing. C.C. y P., Geólogo. Expresidente de la International Ground Water Association
Claudi Mans Teixidó
Dr. Químicas. Catedrático Ingeniería Química. Univ. de Barcelona

Coordinador Publicidad:
José M^o García

Publicidad:
Andreu Serrat i Gràcia
Tel. (93) 418 92 27
Fax (93) 417 41 36

Publicidad zona Madrid:
Alejandro Gómez Santamaría
Canillas. 56 - 28002 Madrid
Tel. (91) 415 33 45 - Fax (91) 413 45 58

Publicidad Portugal:
Ilimitada Publicidade
Av. Engenheiro Duarte Pacheco
Empreendimento das Amoreiras
Torre 2 piso 5 sala 5 - 1000 Lisboa
Tel.: 07 351 1-3883176
Fax: 07 351 1-3883283

Representante Publicidad Italia
RANCATI ADVERTISING
Milano San Felice Torre 5
20090 Segrate (Mi)
Tel. (02) 703 000 88
Fax (02) 703 000 74

Dpto. Suscripciones:
Zancoeta, 97^o
48013 Bilbua
Tel. (94) 441 07 50
Fax: (94) 441 52 29

Maquetación Electrónica:
Departamento propio

Impresión:
Grup 4 Badalona
ISSN: 0211-8173
Dep. Legal: B 4156-84

TECNOLOGIA DEL AGUA es la única revista editada en España dedicada en exclusiva a las técnicas de captación, tratamiento, distribución y depuración de las aguas industriales y urbanas, materias afines y equipos. COPYRIGHT^o Prohibida la reproducción total o parcial de cualquier trabajo sin previa autorización incluso citando su procedencia. Los conceptos y opiniones expresados en cada trabajo son de la exclusiva responsabilidad del autor

Resumen

A partir de los resultados obtenidos durante la evaluación de un digestor anaerobio para el tratamiento de aguas residuales de granjas porcícolas, se desarrollaron modelos matemáticos que permitan predecir la eficiencia del sistema para producir biogás y el contenido de metano en éste en función del TRH y la concentración de DQO del influente, para este tipo de desecho. El modelo experimental está constituido por un UASB en la parte inferior y un sedimentador de alta tasa en la parte superior, y tiene un volumen útil de 534 litros.

Se reportan los resultados obtenidos durante el ensayo para establecer los parámetros críticos de trabajo, habiéndose obtenido producciones de biogás de 259 l/m³ y 217 l/m³ de metano, con TRH de 1.3 días cuando la carga orgánica aplicada fue 3 l kgDQO/m³/d.

Se presentan los modelos matemáticos obtenidos, analizando la producción de biogás como variable respuesta, y el TRH y la DQO del influente como variables independientes, para la evaluación de la eficiencia del sistema.

Palabras clave:

Purines cerdo, digestión anaerobia, UASB planta piloto, biogás, metano modelo matemático.

Abstract**Biogas and methane production in an aerobic reactor.**

On the basis of the results obtained during the evaluation of an anaerobic digester in treating pig farm sewage, mathematical models were constructed predicting the system's efficiency in producing biogas from such waste, and the methane content of this gas, as a function of the influent's hydraulic retention time (HRT) and chemical oxygen demand (COD). The experimental device consisted of a UASB reactor at the bottom and a high-rate sedimentator at the top with a total operational volume of 534 litres.

The results obtained to establish the critical operating parameters are reported. The production of biogas was 259 l/m³ and methane 217 l/m³ with an HRT of 1.3 days when a load of 3 l kg-COD/m³ day was applied.

The mathematical models presented analyse biogas production as a variable response and the influents' HRT and COD as independent variables to assess the efficiency of the system.

Keywords:

Anaerobic digestion biogas mathematical models

Producción de biogás y metano en un reactor anaerobio UASB

Ensayo en planta piloto con obtención de un modelo matemático

Por: Elizabeth Vázquez Borges, Roger Méndez Novelo, Aldo Magaña Pietra.
Ingeniería Ambiental. Universidad Autónoma de Yucatán. Apartado Postal 150, Cordemex Mérida. Yucatán. Tel. 99 41-00-93 ext. 129 Fax 99 41 01 89

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1. Introducción

La digestión anaerobia es el proceso biológico en el cual la materia orgánica, susceptible de ser biodegradada, es transformada por la actividad microbiana en ausencia de oxígeno libre, obteniéndose como productos finales: metano y dióxido de carbono, principalmente, y algunos otros gases en menor cantidad (Iza, 1992, Mejía, 1996).

2. La Metogénesis

La metanogénesis ocurre en ecosistemas muy diversos (Hasenbohrer, 1987), tales como pantanos, sedimentos marinos o lacustres (Andreadakis, 1992), en medios ambientes extremos como en lugares hipertermofílicos, en los tractos de animales, por ejemplo el rumen de los rumiantes se puede comparar a un verdadero reactor anaerobio metanogénico (Valles, 1987; DoNascimento, 1992). Sin embargo, cada uno de estos ecosistemas tiene características propias, lo que hace que puedan cambiar los mecanismos metanogénicos (Chamy, 1990; Mazzota, 1992).

3. Generación de desechos porcícolas

La contaminación provocada por los desechos porcícolas no sólo tiene un efecto sobre el medio ambiente donde el aspecto de los alrededores de las granjas es realmente sucio y deplorable (ASA, 1993) en muchos casos, y la calidad del agua subterránea altamente degradada (Vázquez y Mejía, 1988), también influye en la economía de la propia actividad la cual tiene que utilizar para su abasto esa misma agua contaminada, lo que da por resultado frecuentes brotes de colibacilosis generalmente en cerdos recién nacidos, con la consiguiente pérdida económica (Mejía y Magaña, 1986).

4. Material y métodos

El modelo experimental se construyó uniendo dos cilindros metálicos de 56 cm de diámetro y 90 cm de altura cada uno, con lo que se obtuvo un volumen útil del reactor de 534 litros. Mayor información sobre el diseño y funcionamiento del di-

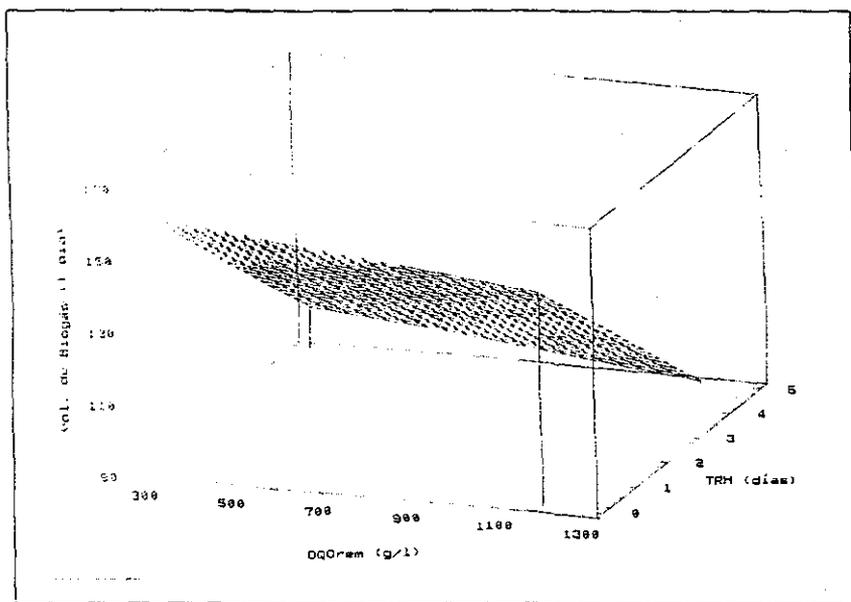


Fig 1 Gráfico para el modelo para biogás

La metanogénesis ocurre en ecosistemas muy diversos, tales como pantanos, sedimentos marinos o lacustres

del TRH y la DQO removida (gramos de DQO), por el sistema:

$$Y_1 = 164.38 - (0.013 \times \text{gDQOrem}) - (11.81 \text{ TRH})$$

gestor anaerobio se puede consultar en Vázquez et al, 1997.

La evaluación del digestor anaerobio se realizó mediante la determinación de la cantidad de biogás producido y el contenido de metano en éste. Todos los análisis se realizaron de acuerdo con los procedimientos y las técnicas recomendadas por el "Standard Methods for the Water and wastewater", editado por la APHA, AWWA, WPCF (1992).

El biogás producido se cuantificó con un gasómetro compuesto de un flujómetro y un graficador del volumen de biogás detectado por el medidor de flujo. La fracción de metano presente en el biogás se determinó por medio de cromatografía con detector de ionización de flama

4.1. Resultados: Análisis y justificación

Los resultados obtenidos durante la evaluación del sistema anaerobio se encuentran en la **Tabla 1**.

Se ensayaron modelos de regresión múltiple en los que se tiene a la producción de biogás como variable respuesta y al TRH y la concentración del sustrato utilizado como variables independientes.

4.2. Modelo para el biogás producido

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple, se obtiene el modelo que permite predecir la eficiencia del reactor (Y_1) para la producción de biogás, en términos

En la **figura 1** se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores predichos por éste: El modelo es significativo a niveles de confianza $\beta > 99.99\%$. En este modelo la variable DQO removida es significativa con $\alpha = 0.0241$, y el TRH con $\alpha = 0.0000$.

Se observa en la **figura 1** que para TRH largos (eje Y), existe una menor producción de biogás (eje Z), principalmente cuando se incrementan los valores de la DQO removida (eje X). A medida que se fue incrementando la DQO removida (de 300 g/l a 1300 g/l), se fueron incrementando los volúmenes de biogás producidos.

El comportamiento del reactor respecto a las variables TRH y DQO removida se dio de la siguiente ma-

Tabla 1

Resultados promedio del comportamiento del reactor

TRH (días)	4.4	2.8	1.9	1.3
Carga orgánica (kgDQO/m³/d)	1.8	1.7	1.4	3.1
Biogás (l/m³)	195	228	269	259
Metano (l/m³)	143	140	217	217
Biogás (l/g DQO)	0.21	0.27	0.27	0.27
Metano (l/g DQO)	0.15	0.17	0.22	0.22

nera: para el TRH de 5 días y de 1200 a 1400 g/d de DQO removida se obtuvo un promedio de 96.5 l/d de biogás. En el otro extremo, se observa que para TRH menor de 1 día y en el rango de 300 a 900 g/d de DQO removida, se obtienen los mayores volúmenes de biogás, de 153.6 l/d de este producto. Lo anterior puede explicarse tomando en cuenta la composición de la biomasa, considerando que al inicio del experimento las metanobacterias no se encontraban en cantidad suficiente para degradar la materia orgánica que se suministraba y la producción del biogás estuvo limitada al principio por la composición de la biomasa activa del reactor.

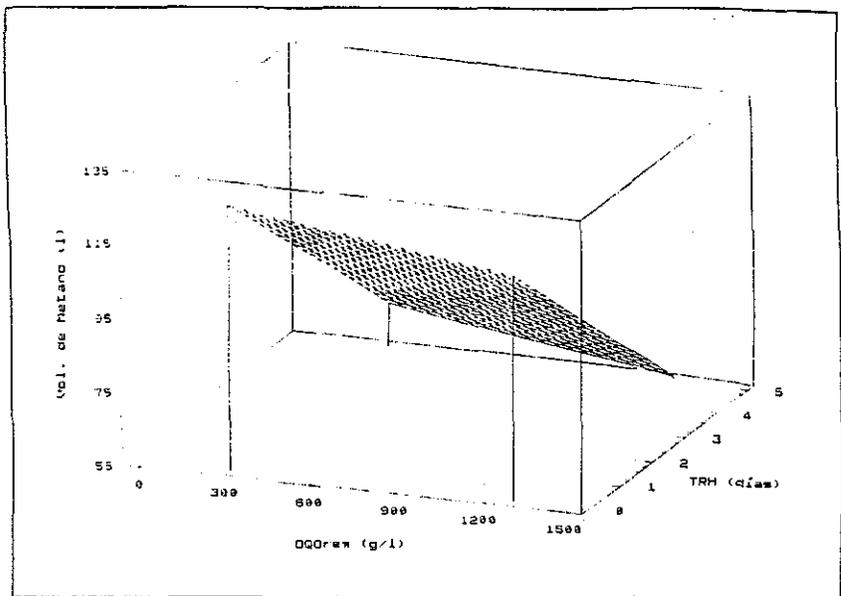


Fig. 2 Gráfico del modelo para metano

4.3. Modelo para el metano producido

Sustituyendo las variables transformadas y coeficientes en el modelo de regresión múltiple se obtiene el modelo que permite predecir la eficiencia del reactor (Y2) para la producción de metano:

$$Y_2 = 130.16 - (0.011 \text{ DQO rem}) - (12.1 \text{ TRH})$$

En la figura 2 se presenta el gráfico del modelo propuesto y los valores predichos en éste: El modelo es significativo a niveles de confianza $\beta > 99.97\%$. En este modelo propuesto la DQO removida es significativa con $\alpha = 0.2535$, y el TRH con $\alpha = 0.0002$.

Se observa en la figura 2 que para TRH largos (eje Y), existe una menor producción de biogás (eje Z), principalmente cuando se incrementan los valores de la DQO removida (eje X). A medida que se fue incrementando la DQO removida (de 300 g/l a 1200 g/l), se fueron incrementando los volúmenes de metano producidos.

Este comportamiento del reactor respecto a las variables TRH y DQO removida, resultó de la siguiente manera: Para el TRH de 5 días y de 600 a 1300 g/d de DQO removida se

obtiene un promedio de 55.8 l/d de metano. En el otro extremo para TRH menor de 1 día y en el rango de 300 a 950 g/d de DQO removida, se obtienen los mayores volúmenes de biogás, 119.8 l/d en promedio de este producto.

En la figura 3 se presentan los volúmenes de metano presente en el biogás producido. En el eje X se encuentra el volumen de biogás, de 90 l/d a 150 l/d y en el eje Y están los

volúmenes de metano, en el rango de 34 l/d hasta 134 l/d.

La composición en metano del biogás producido resultó uniforme en el rango de resultados generados durante la evaluación del reactor. Estos datos manifiestan la capacidad de las metanobacterias presentes para degradar el ácido acético que ingresa y se forma en el interior del reactor. La composición del biogás fue constante, a pesar de las va-

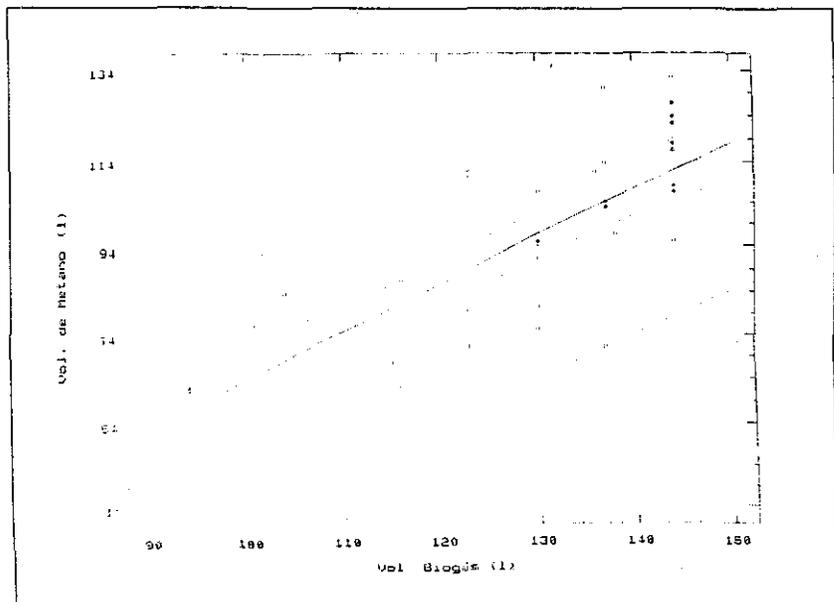


Fig. 3 Volúmenes de metano contenido en el biogás producido

La composición

del biogás

fue constante

riaciones de las características del sustrato suministrado.

Aunque se hubiera esperado que a mayores TRH se incrementara la producción de biogás, la respuesta del sistema experimental pudo deberse a que a TRH muy bajos (1.9 y 1.3 días) se tuvieron concentraciones muy elevadas de ácido acético en el interior del reactor condición que no se presentó cuando los TRH eran más largos (4 días), cuando se inició la evaluación del reactor anaerobio. Existe una relación óptima entre las especies microbianas participantes en el proceso para la mayor producción de biogás, esta relación es más próxima a la óptima a menores cantidades de DQO removida.

5. Conclusiones y recomendaciones

1) Los modelos propuestos para estimar la eficiencia del reactor para producir biogás y metano, a niveles de confianza superiores al 95%, son los siguientes:

Para el biogás:

$$Y_1 = 164.38 - (0.013 \times \text{gDQOrem}) - (11.81 \text{ TRH})$$

Para el metano:

$$Y_2 = 130.16 - (0.011 \text{ DQO rem}) - (12.1 \text{ TRH})$$

2) El análisis de los resultados demostraron la influencia de las va-

riables TRH y concentración del sustrato utilizado, sobre la respuesta del sistema experimental, en relación con la producción de biogás y metano.

3) Se recomienda realizar el estudio microbiológico de los sistemas anaerobios para conocer las variaciones de las características en la biomasa activa del sistema

4) Las plantas de biogás para residuos de agroindustrias, se reconocen cada día más como alternativas biotecnológicas ambientales bien establecidas

Referencias

ANDREADAKIS A.D.(1992) Anaerobic Digestion of piggery wastes. Water Science Technology, vol 25, No.1, pp 9-16.

APHA,AWWA,WPCF. (1992). Standard Methods for the examination of water and wastewater 18th Edition Washington,USA.

ASA (1993): Asociación Americana de Soya: "Manual del cuidado y manejo del cerdo en alojamientos con ambiente controlado". Consejo Nacional de Porcicultores de los EE UU. ASA/México A N No 117, Marzo, México D.F.

CHAMY R ; POIRRIER P. and S C H I A P P A C A S S E M.(1993) "Tratamiento anaerobio de residuos sólidos". Proceedings 2o International Specialized Conference on Biofilms Reactors, pp 217-230, Paris, Spain.

DO NASCIMENTO J. y BARBOSA C.(1992) "Tratamiento anaerobio tecnología de bajo costo para países en desarrollo" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp 195-204, La Habana, Cuba.

HASENBOHLER A. and ALVAREZ J.(1987) Biogás a partir de aguas residuales. Tecnología

del Agua, No 37 pp.139-142. Barcelona, España

IZA J y URUEÑA M (1992) "Tecnología de la digestión anaerobia de aguas residuales: sistemas de bajo costo para ensayos de laboratorio y planta piloto" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina, pp.220-226, La Habana, Cuba.

MAZZOTTA F ; DIAZ R ; ROMAGNOLI C ; FERNANDEZ O.; JOHANSEN D. (1992). "Estudio de factibilidad para la implementación de un sistema de tratamiento de efluentes-biogás-fertilizante en un establecimiento de cría porcina" II Taller Regional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. La Habana, Cuba.

MEJIA S G. (1996) Digestión anaerobia Folleto técnico 1, Universidad Autónoma de Yucatán.

MEJIA S G & MAGAÑA A. (1986). Digestión anaeróbica de agua residual de granjas porcícolas. V Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Puebla, Pue México.

VALLES S ; FLORS A ; LEQUERICA J y MADARRO A (1987) "Un tema al día Producción e metano por fermentación anaerobia. I. Descripción del proceso" Revista del Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos, 20(2), pp 189-205, Valencia, España.

VAZQUEZ B E y MEJIA S G. (1988). "Impacto ambiental de las granjas porcícolas en el Estado de Yucatán" Memorias del VI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Querétaro México.

VAZQUEZ B E ; MENDEZ N R.; MAGAÑA P A ; MARTINEZ P.P; FERNANDEZ V G (1997) "Eficiencias de dos componentes de un reactor anaerobio". Tecnología del Agua. Año XVII-num 165-junio, pp 30-36