

*Luis E. G. R.*



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

EVALUACION COMPARATIVA DEL FUNCIONAMIENTO DE  
MODELOS FISICOS DE LABORATORIO DE LAGUNAS  
ANAEROBIAS TRATANDO AGUAS RESIDUALES DE  
EXCRETAS DE CERDO

**T E S I S**

Que para obtener el Título de

**B I O L O G O**

presenta

**ROSALINA MUÑIZ RANGEL**

FACULTAD DE CIENCIAS

SECCION ESCOLAR

MARZO, 1987

ESTE TRABAJO FUE REALIZADO EN EL DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGIA Y BIOINGENIERIA DEL CENTRO - DE INVESTIGACION Y DE ESTUDIOS AVANZADOS DEL IPN, BAJO LA DIRECCION DEL M. en ING. AMB. -- HECTOR MARIO POGGI VARALDO Y EL ASESORAMIENTO DE LA M. EN C. GABRIELA RICO FERRAT A QUIENES AGRADEZO ANTE TODO LA AMISTAD Y LA CONFIANZA QUE ME HAN BRINDADO.

A MIS PADRES:

Que con su dedicación, apoyo y ejemplo permanente, me han impulsado hasta esta etapa de mi formación humana y profesional.

A MIS HERMANOS (AS):

Con cariño y mis mejores deseos por -  
que culminen sus propósitos.

Como un testimonio de reconocimiento  
a todos mis maestros.

Con gratitud especial a mis amigos y  
a todas aquellas personas que de al-  
guna forma contribuyeron en la reali-  
zación de ésta.



## RESUMEN

Se estudió el comportamiento de dos modelos físicos a escala laboratorio de Lagunas Anaerobias, modelo de vaso (profundidad útil de 14.5 cm.) y modelos de columna (210 cm. de profundidad), alimentados con agua residual -- porcícola. Ambos modelos se estudiaron con 2 condiciones -- experimentales cada uno.

Las condiciones de operación fueron: tiempo de retención hidráulica (TRH) de 90 días; temperatura promedio de 20°C y una carga orgánica volumétrica -- (COV) de 112 a 113 gr. de sólidos totales volátiles por metro cúbico por día.

Las condiciones de experimentación fueron:

- 1) Profundidad (vasos vs. columnas)
- 2) Difusión de compuestos volátiles (vaso vs. vaso con tapa)
- 3) Corrientes de convección (columna vs. columna con removedor)

El comportamiento de los sistemas fué similar en relación a la remoción de parámetros indicadores de contaminación y del mismo orden que los resultados reportados para lagunas anaerobias a escala completa.

Se concluye que para las condiciones de experimentación estudiadas, el sistema que mostró la mejor correlación de funcionamiento con el que se reporta a escala completa en bibliografía fué el sistema de Columna con removedor.

## ANTECEDENTES

En los últimos años, el problema de la contaminación ambiental ha despertado especial interés, en virtud de que han ido apareciendo nuevos agentes de contaminación derivados del avance en la tecnología, industrialización en general y explotación agropecuaria; ocasionando algunos de ellos, daños evidentes a la salud de la población y pérdidas económicas.

Desde el punto de vista de salud pública, se considera que existe contaminación ambiental cuando un elemento o conjunto de elementos se introduce al medio que rodea al hombre y le perjudica. Esto es, contaminantes tanto de índole física, química o biológica, que por su simple presencia ó porque se hallen en grandes cantidades llegan a perjudicar la salud física y/o mental y el bienestar económico y social del hombre.

En los centros urbanos, es precisamente donde se genera una gran cantidad de contaminantes tanto de tipo industrial como doméstico, ya sea en forma sólida (desechos sólidos), líquida (aguas residuales), ó como efluentes gaseosos.

Sin embargo, es importante hacer notar que si bien las grandes ciudades son fuentes principales de contaminación, lo son también aquellas zonas rurales dedicadas a actividades agropecuarias. Y a diferencia de las primeras, no se dedica tanto esfuerzo por controlar los problemas de contaminación existentes en ellas, debido probablemente a que su contribución no alcanza las magnitudes a las que se ha llegado en los centros urbanos, de

tal manera que las instituciones correspondientes no le confieren importancia (Middlebrooks, 1974).

Uno de los problemas que se enfrenta en las zonas rurales, es el manejo y disposición de desechos animales, generados durante su crianza intensiva en las granjas. Esta práctica que ha ido en aumento-en respuesta a la escasez de alimentos y recursos disponibles para satisfacer las necesidades del hombre-se dirige principalmente a ganado vacuno (carne y leche), porcinos y aves de corral.

El presente trabajo contempla únicamente a la "industria" porcícola, la cual ocupa el segundo lugar de explotación de la producción nacional de carne en México, -siendo en el último reporte de 19'364,058 cabezas de cerdo para 1983 (SARH, Informe 1972-1983).

Evidentemente, tal producción genera una gran cantidad de residuos sólidos (heces y restos de alimentos) y líquidos (orina y agua de lavado de las instalaciones), -los cuales deben ser removidos de las porquerizas y su --disposición provoca un grave problema para los porcicultores y habitantes.

Tanto en México, como en otros países, estos desechos brutos son eliminados mediante su aplicación a tierras de cultivo, utilizándolos como un medio económico de fertilización y riego.

Esta práctica común ha dado origen a problemas de contaminación (Muehling, 1969; Middlebrooks, 1974), tales como:

- A) Emisión de malos olores
- B) Creación de un ambiente propicio para la reproducción de moscas, mosquitos y otros insectos.
- C) Aumento en la carga microbiana, tanto en los suelos co

mo en las hortalizas que son regadas con las aguas residuales provenientes de las granjas.

- D) Exceso de fertilizantes, salinidad y anaerobiosis en el suelo.
- C) Peligro de contaminación de acuíferos subterráneos por percolación.

Las excretas porcícolas contienen una gran cantidad de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes (Taiganides, 1977), que por procesos de percolación son arrastrados a los sistemas de agua dulce, generando una gran acumulación de nutrientes y por consecuencia aumento en la actividad primaria, creando así sistemas eutróficos (Fair, 1968).

El grado de contaminación que se presente en estas zonas rurales dependerá de (Muehling, 1969; Middle -- brooks, 1974):

- i) Las características y disponibilidad del suelo
- ii) Las frecuencias de las descargas contaminantes
- iii) La concentración de materia orgánica y otros nutrientes presentes en las aguas residuales
- iv) El tipo de alimentación y edad de los cerdos y
- v) La época del año

Una de las formas para evitar los efectos contaminantes de la industrialización del cerdo, es el de estabilizar las aguas residuales por medio de tratamientos biológicos, siendo uno de los más utilizados para este tipo de efluentes (con gran cantidad de materia orgánica), la digestión anaerobia. (Muehling, 1969).

La digestión anaerobia es un proceso mediante el cual la materia orgánica es transformada a dióxido de carbono (30-40%) y metano (60-70%). Este proceso ocurre en forma natural en los sedimentos de marismas y estuarios -



(Jones y Paynter, 1980); en sedimentos de lagos (Strayer y Tiedje, 1978); en aguas termales con actividad volcánica (Zeikus, et.al., 1980); así como en los suelos y acumulaciones de materia orgánica en los que el oxígeno ha sido excluido y en el tracto digestivo de animales herbívoros (Hungate, 1966; Hobson, 1969).

Para algunos autores (Barker, 1956; Toerien y Hattin, 1969), la digestión anaerobia se lleva a cabo en dos etapas en las que intervienen dos grupos bacterianos: 1) Fermentativas no metanogénicas y 2) las propiamente -- llamadas metanogénicas.

Sin embargo en años recientes, nuevas investigaciones sugieren que no son sólo dos los grupos bacterianos involucrados, por lo que lo anterior resulta ser insatisfactorio para poder explicar el complicado metabolismo llevado a cabo en la digestión anaerobia.

Bryant (1979) sugiere un esquema que proporciona una mejor información de la fermentación anaerobia, que comprende tres etapas (Fig. 1):

Primera etapa: Participan especies de bacterias fermentativas, las cuales como un grupo metabólico complejo hidrolizan sustancias complejas como polisacáridos, ejem. celulosa, produciendo ácidos orgánicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Estas bacterias fermentativas (anaerobias facultativas u obligadas), también fermentan proteínas y lípidos con producción de productos similares.

Segunda etapa: Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno, las cuales metabolizan los ácidos orgánicos y alcoholes producidos en la primera etapa, degradándolos a -

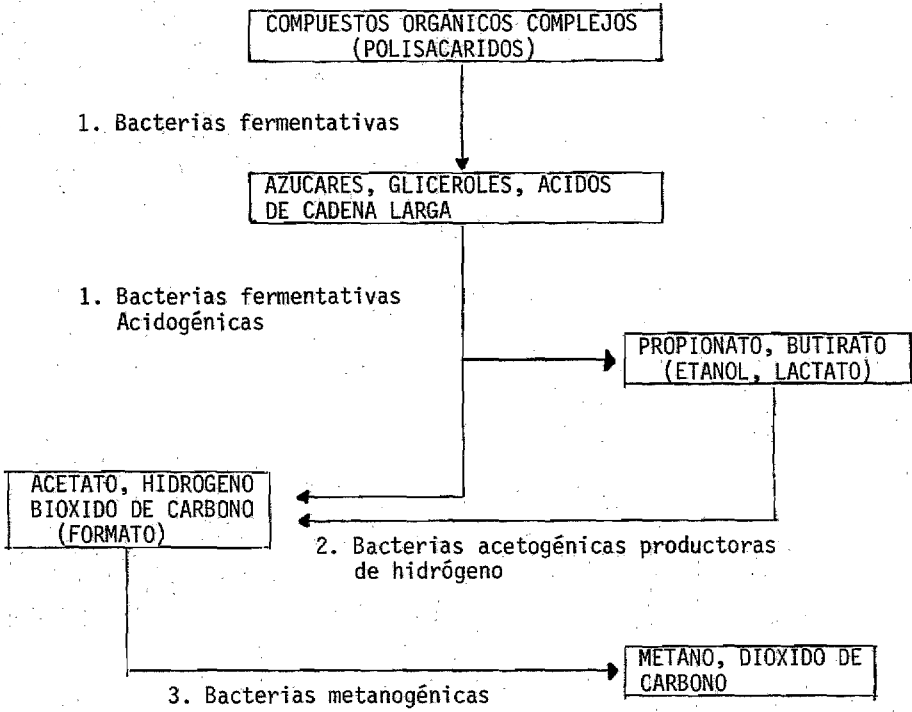


FIG. 1 Esquema de las etapas y grupos bacterianos participantes en la digestión anaerobia. (Adaptado de Bryant, 1979).

hidrógeno, acetato y a veces dióxido de carbono.

Tercera etapa: Involucra especies de bacterias metanogénicas, que utilizan los productos de la primera y segunda - etapas (principalmente hidrógeno, dióxido de carbono y -- acetato) para producir metano y dióxido de carbono.

El proceso de la digestión anaerobia puede ser -- inhibido particularmente a nivel de ésta última, afectando directamente a las bacterias metanogénicas; las cuales son extremadamente sensibles a diversos factores como son pH, altas concentraciones de ácidos orgánicos volátiles, metales pesados (Forday y Greenfield, 1983), detergentes, amonio, hidrocarburos clorados y aceptores de electrones inorgánicos tales como oxígeno, sulfatos y nitratos (Taylor, 1982).

Se han realizado diversos estudios para enumerar y conocer los géneros y especies que participan en el proceso anaerobio (Toerien y Hattingh, 1969; Siebert, et.al., 1968; Toerien y Siebert, 1967; Siebert y Hattingh, 1967; Mah, 1980 y 1982); así como también los aspectos bioquímicos (Barker, 1956; Stadman, 1967; Gottschalk, 1969).

En lo que se refiere a las aplicaciones de la digestión anaerobia, este proceso ha sido ampliamente utilizado para tratar diversos tipos de efluentes industriales (Fannin, F.K., et.al., 1982), lodos municipales (Poggi y Medina, 1986), etc. Y en la actualidad su empleo se ha popularizado para el aprovechamiento de desechos animales - domésticos (Forday y Greenfield, 1983).

Los sistemas de tratamiento que utilizan la digestión anaerobia para aguas residuales son:

- 1) Tanques sépticos: son depósitos de decantación de sólidos de las aguas residuales, las cuales alimentan al tanque con suficiente lentitud para permitir la adecuada descomposición del sedimento. En estos tanques se efectúan dos procesos, el de sedimentación y el de degradación biológica del sedimento, a medida que las aguas penetran en el tanque tiene lugar la decantación (Fig. 2), lo que permite la descarga de un líquido con menos sólidos en suspensión (Fair, 1968).
  
- 2) Digestores: en su modalidad más simple, son tanques cerrados (Fig. 3) en donde los procesos de sedimentación y de digestión se realizan simultáneamente. En la actualidad, el diseño de los digestores se ha ido perfeccionando, de tal manera que se ha generado una diversidad de modelos que pretenden minimizar los costos de inversión, el tiempo de retención hidráulico y por otro lado, aumentan la eficiencia de remoción de materia orgánica, además de optimizar la producción de metano como fuente de energía (Poggi, 1984a). En la Fig. 4 se muestra el esquema de algunos digestores a escala completa operando con buenas eficiencias de remoción de contaminantes.
  
- 3) Lagunas: las lagunas anaerobias son estructuras construidas dentro de la tierra (Fig. 5), diseñadas y operadas para almacenar y/o tratar desechos y aguas residuales con el propósito de remover, destruir y estabilizar la materia orgánica y no la purificación total de aguas (Hobson, 1977).

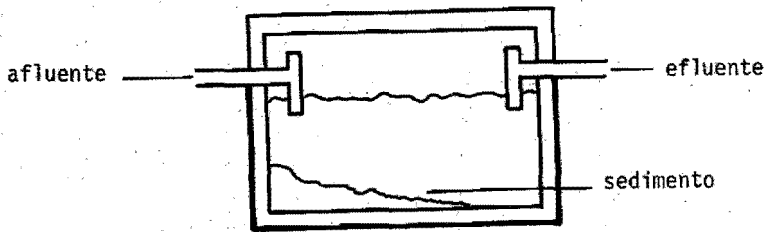


FIG. 2 SECCION VERTICAL POZO SEPTICO

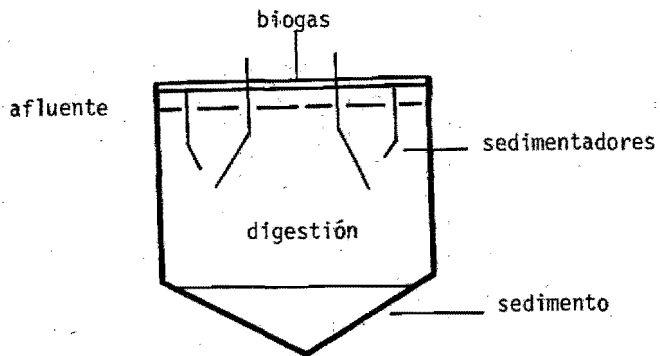
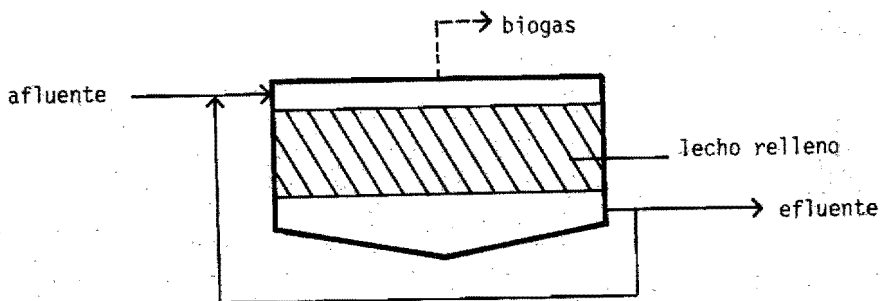
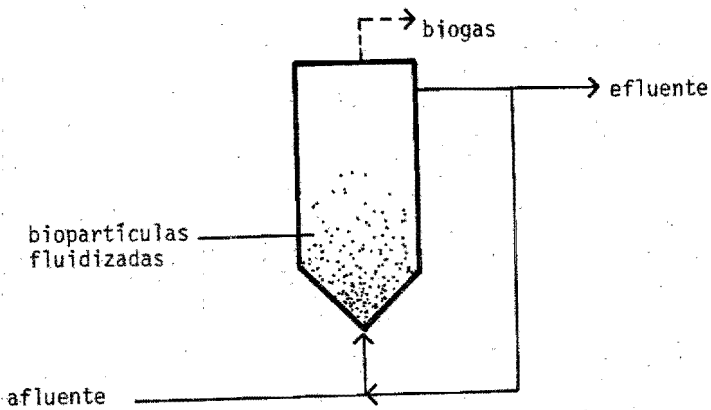


FIG. 3 DIGESTOR ANAEROBIO

FIG. 4 DIGESTORES ANAEROBIOS A ESCALA COMPLETA



FILTRO BIOLÓGICO ANAEROBIO



REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

Este tipo de sistema es uno de los más utilizados para el tratamiento de aguas residuales porcícolas, debido a las características que presenta (Muehling, 1969; -- Ginnivan y Eason, 1983) que son:

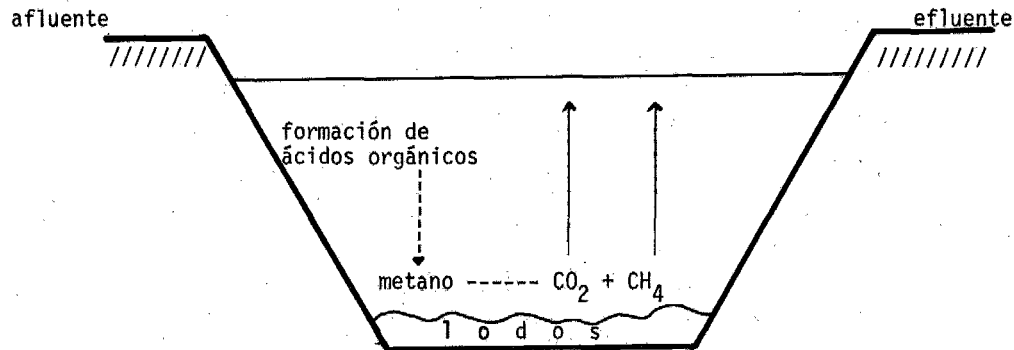
- Su bajo costo de inversión y operación
- Su diseño relativamente simple
- Su fácil operación y bajo nivel de atención, sin requerir por lo tanto de personal operativo calificado, lo cual es muy conveniente en zonas rurales
- Opera con altas concentraciones de materia orgánica en comparación con los tratamientos aerobios
- Su baja producción de lodos biológicos que requieren a su vez tratamiento posterior
- Como una posibilidad potencial a futuro, el aprovechamiento del metano

A pesar de las ventajas que presenta, existen limitaciones para su uso como:

- El grado de tratamiento del efluente final no es definitivo, requiriendo por lo tanto un tratamiento posterior, generalmente de tipo aerobio o facultativo
- Emisión de malos olores
- Disponibilidad de terreno barato

Las primeras lagunas utilizadas para efluentes pecuarios, fueron diseñadas empíricamente por procesos de "ensayo y error" basándose en aquellas lagunas utilizadas para tratar aguas residuales domésticas (Muehling, 1969). Estas lagunas presentaron fallas ya que no se consideró -

FIG. 5 LAGUNA ANAEROBIA





que las aguas residuales domésticas contienen una carga orgánica promedio de 655 mg. de ST\*/lt (Fair, 1968), en contraste con la de las aguas residuales porcícolas que es del orden de 33,000 mg. de ST/lt. En general, la falla se debió a una sobrecarga del sistema e incluso muchas de ellas llegaron a ser inoperantes. Seguidamente se generó una serie de criterios y estándares unitarios empíricos para el diseño de lagunas (Muehling, 1969), basados principalmente en la relación de carga orgánica y volumen de laguna o bien, superficie y volumen de laguna por animal (Tabla 1).

Para el diseño de lagunas anaerobias, no es suficiente tomar en cuenta únicamente los parámetros anteriores, sino además existen otros factores y aspectos como son las características de los desechos, los factores ambientales que afectan el proceso y las ventajas predictivas que ofrecen las técnicas de modelado de procesos.

Para el diseño de lagunas se debe considerar:

- A) La cantidad de excretas a tratar que dependerá del número de cabezas de animal producido (en este caso de cerdo)
- B) Cantidad de materia orgánica contenida en las excretas, que se utiliza para estimar parámetros de carga. Esta se expresa como sólidos totales volátiles (STV) por unidad de volumen de laguna por día, denominada como carga orgánica volumétrica (COV). Al respecto White (1977) recomienda cargas orgánicas de 6 a 166 gr. de STV/m<sup>3</sup>-día.

\* Sólidos totales

Los factores ambientales que deben ser considerados y usados para el diseño de lagunas, con el fin de asegurar condiciones favorables que permitan un buen desarrollo de las bacterias metanogénicas son:

- i) Temperatura: existen dos rangos para los cuales el proceso de la digestión anaerobia es efectivo, de 20-45°C (mesofílico) y de 50-65°C (termofílico), por debajo de 20°C ya no es recomendable pues las bacterias metanogénicas están virtualmente inactivas (White, 1977). Se recomienda se construyan en lugares con climas cálidos, en los que se ha observado que la tasa de anaerobiosis se incrementa y por ende la eficiencia de remoción de materia orgánica (op. cit.)
- ii) pH: el rango óptimo es de 6.7 a 7.4, sin embargo lo recomendable es mantener el pH cercano al punto neutral debido a las conversiones que suceden en el sistema, entre los ácidos orgánicos a metano por las actividades de las bacterias acetogénicas y metanogénicas (Boone, 1985)
- iii) Tiempo de retención hidráulico (TRH): considerado como el tiempo de permanencia promedio del efluente -- desde el momento que entra al sistema hasta que sale. Este factor está en función de la carga orgánica volumétrica y el tamaño de la laguna (Fair, 1968). Al mismo tiempo, este se relaciona casi directamente con el tiempo que necesita la materia orgánica para ser estabilizada hasta un punto razonable.

Al respecto se recomienda tiempos de retención hidráulica de 30 a 60 días para períodos de activa descomposición con temperaturas mayores de 15°C (White, 1977).

- iv) Profundidad y difusión de oxígeno: La primera tiene la ventaja de hacer más efectiva la utilización de tierra y mantener a las bacterias metanogénicas protegidas de cambios ambientales. La segunda proporciona una zona de depositación de lodos más compacta (Aguirre y Gloyna, 1970).

Se ha observado que el funcionamiento de lagunas anaerobias a escala completa presenta diversas fallas, de bido principalmente a que:

- Su diseño como proceso se apoya en bases y reglas empíricas sin integrar los conocimientos de microbiología, cinética bioquímica, diseño de reactores, etc. disponibles actualmente, de tal manera que se dificulta la obtención de un diseño óptimo (Poggi, 1984b).
  - No se han desarrollado modelos de lagunas anaerobias a escala laboratorio de confiabilidad conocida, que permitan establecer una correlación de comportamiento con lagunas anaerobias a escala completa (Aguirre y Gloyna, 1970; Ginnivan y Eason, 1983). Tal aspecto ha retrasado el modelado a escala laboratorio, el cual es el principio de toda etapa racional y de diseño confiable.
- Existen además algunos factores ya mencionados, que han limitado su aplicación a zonas y efluentes específicos.

## OBJETIVOS

El presente trabajo pretende:

Caracterizar el funcionamiento y capacidad depuradora de diversos modelos a escala la boratorio de lagunas anaerobias.

Establecer correlaciones de funcionamiento entre modelos y con el reportado en biblio grafia para lagunas anaerobias a escala -- completa.

## METODOLOGIA

En el presente estudio, se seleccionaron dos modelos básicos a escala laboratorio de lagunas anaerobias. El primer modelo designado como "vaso" de dos litros de volumen efectivo (diseño utilizado por Aguirre y Gloyna, 1970 para tratar aguas residuales domésticas), y el segundo denominado como "columna" de 45 lt. de capacidad (Ginnivan y Eason, 1983 utilizando aguas residuales porcícolas). Ambos modelos fueron operados bajo dos condiciones experimentales diferentes, utilizando como alimentación aguas residuales porcícolas.

### Descripción general:

#### 1) Modelo de vaso y columna.

En el diseño de las lagunas anaerobias la profundidad es un parámetro de suma importancia, por lo que para los modelos a escala laboratorio se eligió dos profundidades: 14.5 cm. (vaso) y 210 cm. (columna).

Estos modelos con diferentes profundidades, permitieron evaluar la relación entre profundidad y eficiencia de degradación de las aguas residuales porcícolas; utilizando como parámetros de comparación: la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Volátiles (STV) y Bacteriológicos (medido como coliformes totales y coliformes fecales).

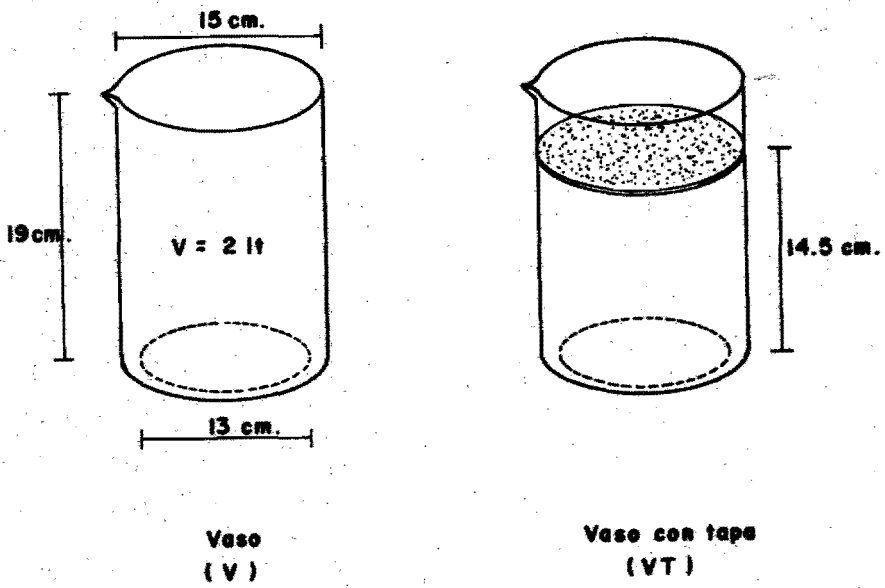


Fig. 6      Sistemas de Vaso

## 2) Modelo de vaso.

En este modelo se utilizaron dos vasos de precipitado de plástico con las dimensiones que se muestra en la Fig. 6

Condiciones Experimentales:

- Vaso sin tapa (V) y
- Vaso con tapa (VT) (fig. 6)

Se utilizó un sistema con tapa (unicel de 15 cm. de diámetro), con el objeto de estudiar el efecto de la - difusión de sustancias volátiles en el funcionamiento de los sistemas (Poggi, 1984 comunicación personal)

## 3) Modelo de columna.

Se construyeron dos columnas de acrílico de forma prismática con 12 salidas laterales a cada 10 cm. (Fig. 7) Para este modelo las condiciones experimentales fueron:

- Columna sin removedor (CP) y
- Columna con removedor de 110 cm. de profundidad (CPr) (fig.7)

El objeto de utilizar un removedor fué con el fin de simular corrientes de convección que al parecer afectan el proceso anaerobio (Poggi, 1984 comunicación personal) y estimar el efecto en el comportamiento del proceso. El removedor fué operado a 6 rpm. durante 15 minutos dos veces al día (mañanas y tardes).

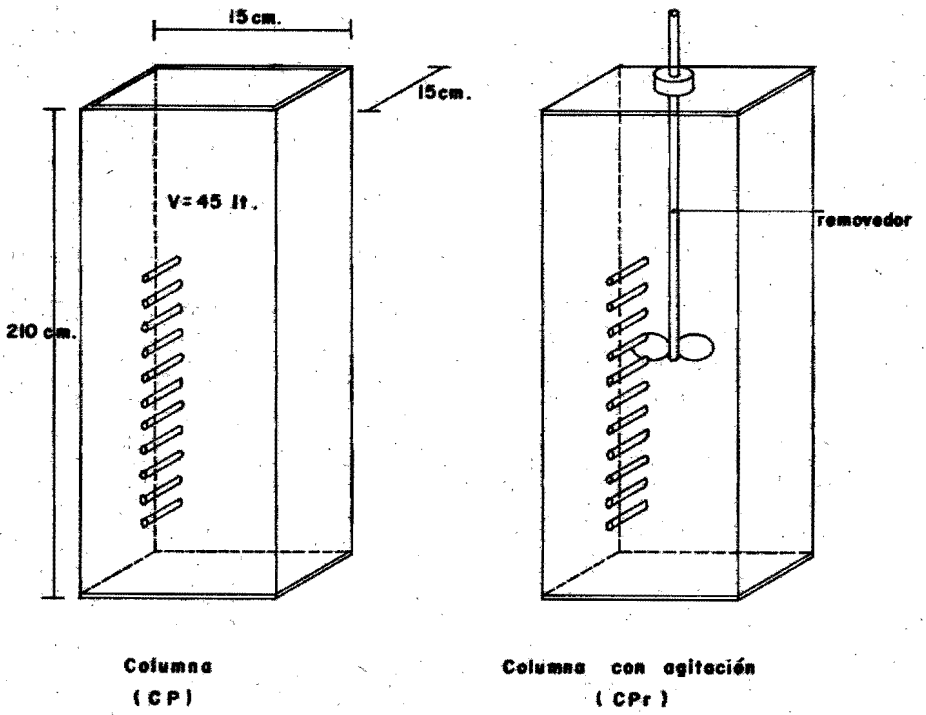


Fig. 7 Sistemas de Columna



### Alimentación:

Ambos modelos fueron alimentados con agua residual porcícola (AREC), con una concentración de sólidos totales volátiles (STV) de 10 gr/lt., preparada en el laboratorio con excretas provenientes de la granja experimental a cargo de la Universidad Nacional Autónoma de Chapingo.

Para su preparación se expone en el anexo 1, la forma y los cálculos que se requirieron para ello.

### Condiciones de operación:

Los modelos experimentales se operaron en dos etapas. La primera, considerada de pre-adaptación al sustrato y condiciones ambientales denominada como "inicio del proceso". La segunda que consistió en proveer una cantidad adecuada de AREC para mantener una carga orgánica volumétrica moderada.

Se expone a continuación los pasos experimentales en que consistió cada una de ellas.

#### a) Inicio del proceso.

En los sistemas de vaso, el 50% del volumen efectivo fué llenado con agua y el 50% restante se obtuvo por el suministro de 10 ml/día de agua residual porcícola (AREC). Se incluyó como fuente adicional de carbono 1 gr. de glucosa y 0.1 gr. de acetato, disminuyéndolos gradualmente hasta llegar a ser nulo.

Del mismo modo, los sistemas de columna se llenaron con agua en un 50% de su volumen efectivo y el restante por la adición de 500 ml. diarios de agua residual por-

cícola (AREC). Esta se enriqueció con 20 gr. de glucosa y 2 gr. de acetato, disminuyendo éstos paulatinamente hasta llegar a cero.

Los sistemas fueron inoculados con alícuotas en cantidades variables (30 a 60 ml) de la purga de un digestor anaerobio convencional a escala laboratorio (3 lt. de capacidad).

En esta etapa el pH se trato de mantener dentro del rango de neutralidad con soluciones de ácido fórmico e hidróxido de potasio.

#### b) Mantenimiento de la carga orgánica volumétrica:

Como se detalla en la tabla 2, la carga orgánica volumétrica elejida fué de 112-113 gr. de STV/m<sup>3</sup>-día. Por lo tanto el suministro de agua residual porcícola (AREC) fué de 22 ml/día y 500 ml/día para sistemas de vaso y columnas respectivamente.

#### Control de los sistemas:

El control de los sistemas se efectuó por medio de análisis fisico-químicos y bacteriológicos aplicados al afluente y efluente (Tabla 3).

El perfil de sólidos se hizo una vez, midiendo los sólidos totales de muestras tomadas a diferentes niveles de profundidad en los sistemas y las pérdidas por evaporación fueron compensadas con agua destilada para mantener el volumen efectivo, especialmente en el modelo de vaso.

Tabla 2: Condiciones físicas y operacionales de los sistemas de Lagunas Anaerobias a escala laboratorio.

SISTEMA	PROF. (cm)	VOL. (lt)	GASTO (ml/d)	TRH (d)	COV (gr. STV/m <sup>3</sup> -día)
V	14.5	2	22	90	112
VT	14.5	2	22	90	112
CP	210	45	500	90	113
CPr	210	45	500	90	113

Gasto: cantidad de agua residual porcícola que se suministró diariamente al sistema.

TRH : tiempo de retención hidráulica

COV : carga orgánica volumétrica (considerada moderada Taiganides, - 1977).

Nota: Los cálculos para obtener la COV, THR y flujo se encuentran en el anexo 2

Tabla 3: Análisis para el control de los sistemas (frecuencia y método utilizado)

PARAMETRO	FRECUENCIA	METODO (Ref.)
Demanda química de oxígeno (mg/lit)	2/semana	Reflujo c/dicromato (2)
pH	diario	Potenciómetro Beckman pH1 41 pH meter
Temperatura (°C)	diario	termómetro
Sólidos totales (gr/lit)	2/semana	(2)
Sólidos totales volátiles (gr/lit)	2/semana	(2)
Acidos orgánicos volátiles (gr/lit)	2/semana	Destilación por arrastre de vapor (16)
Conductividad ( $\mu$ Mhos/cm)	1/semana	Conductímetro
Alcalinidad (mg/lit de CaCO <sub>3</sub> )	1/semana	Titulación potenciométrica (16)
Fósforo total (mg/lit)	esporádico	Colorimétrico (16)
Nitrógeno Kjendahl total (mg/lit)	esporádico	(3)
Coliformes totales (m.o./100 ml)	2/mes	NMP (16)
Coliformes fecales (m.o./100 ml)	2/mes	NMP (16)

## RESULTADOS Y DISCUSION

Los modelos a escala laboratorio de lagunas anaerobias, se operaron con una carga orgánica volumétrica de 112-113 gr. STV/m<sup>3</sup>-día, un tiempo de retención de 90 días y una temperatura promedio de 20°C, utilizando agua residual porcícola en una concentración de 10 gr. STV/m<sup>3</sup>-día. Se trabajó en condiciones experimentales para comprobar los efectos de:

- a) Profundidad (vasos vs. columnas)
- b) Difusión de compuestos volátiles (vaso vs. vaso con tapa).
- c) Corrientes de convección (columna vs. columna con removedor)

El funcionamiento fué evaluado sobre la base de remoción de carga orgánica, medido como: demanda química de oxígeno, sólidos totales, sólidos totales volátiles y concentración bacteriana en los efluentes. Así como las características generales de cada sistema, medidas en términos de pH, alcalinidad, conductividad, ácidos orgánicos volátiles, acumulación de lodos, nitrógeno Kjendahl total y fósforo total.

De acuerdo a lo anterior y con el fin de hacer lo más claro posible lo correspondiente a este apartado, esta exposición comprende los resultados obtenidos en el siguiente orden:

- I) Resultados mensuales y promedios de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos para cada sistema, con el fin de analizar sobre esta base el comportamiento -

que presentaron durante el período de experimentación - (19 meses de operación desde el inicio del proceso).

II) Resultados de remoción de contaminantes (DQO, ST, STV y bacteriológicos), con los que se establecieron correlaciones de funcionamiento con los reportados para Lagunas anaerobias a escala completa.

III) El análisis estadístico realizado ( t student ), permitió determinar cual condición experimental de las mencionadas anteriormente, influyeron en el funcionamiento de las lagunas anaerobias, objeto de este estudio, y -- realizar una comparación entre modelos.

## I) RESULTADOS MENSUALES Y PROMEDIOS DE PARAMETROS FISICO-QUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS.

### Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Como una forma de conocer el contenido de materia orgánica contaminante a la entrada y salida del tratamiento anaerobio, se realizaron mediciones de la DQO tanto en la alimentación (AREC) como en los efluentes de cada sistema.

En promedio la DQO del afluente fué de 32,882 mg/lit y de 4,923 a 8,364 mg/lit. para los efluentes (Tabla 4)

La respuesta por meses de los sistemas de lagunas anaerobias estudiadas en el período comprendido de Mayo - 1985 a Abril - 1986, se presenta en la gráfica 1, en ella se observa que las fluctuaciones de la DQO en los sistemas CP y CPr son muy similares a la DQO de la alimentación, a diferencia de la que presentaron los modelos V y VT.

De lo anterior se desprende de manera general y en particular en aquellos meses en que la DQO de la alimentación, empieza a aumentar llegando incluso a ser excesiva (60,000 mg/lit), que la mejor respuesta a "choques" de carga contaminante fué precisamente la que presentaron los modelos de vaso, de ahí que el menor contenido de DQO promedio fué para los sistemas V y VT (Tabla 4).

TABLA 4. MEDICIONES PROMEDIO DE PARAMETROS FISICO-QUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS

P A R A M E T R O	S	I	S	T	E	M	A	S	AREC	LANEC
	V	VT	CP	CPr						
DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (mg/lit)	5.953	4,943	8,364	6,672					32,882	-----
SOLIDOS TOTALES (gr/lit)	17.90	14.74	11.79	9.35					24.05	-----
SOLIDOS TOTALES VOLATILES (gr/lit)	7.37	6.34	7.46	5.95					18.25	-----
pH	8.8	8.1	7.2	7.1					5.0	6.8-7.4
ACIDOS ORGANICOS VOLATILES (mg/lit)	654	1,144	585	578					4,219	525*
ALCALINIDAD (mg/lit de CaCO <sub>3</sub> )	4,260	4,484	6,314	5,686					1,718	1,590*
CONDUCTIVIDAD (μMhos/cm)	5,776	7,459	8,741	7,776					2,885	6000-8000**
NITROGENO KJENDAHL TOTAL (mg/lit)	177	358	953	918					1,148	200-1200***
FOSFORO TOTAL (ppm)	10	6	7	9					33	20-200***
ACUMULACION DE LODOS (% del volumen de laguna)	14	14	15	15					----	5-10***
COLIFORMES TOTALES (col./100 ml)	5x10 <sup>6</sup>	4x10 <sup>6</sup>	19x10 <sup>6</sup>	15x10 <sup>6</sup>					67x10 <sup>9</sup>	-----
COLIFORMES FECALES (col./100 ml)	13x10 <sup>3</sup>	14x10 <sup>3</sup>	16x10 <sup>3</sup>	14x10 <sup>3</sup>					15x10 <sup>6</sup>	-----

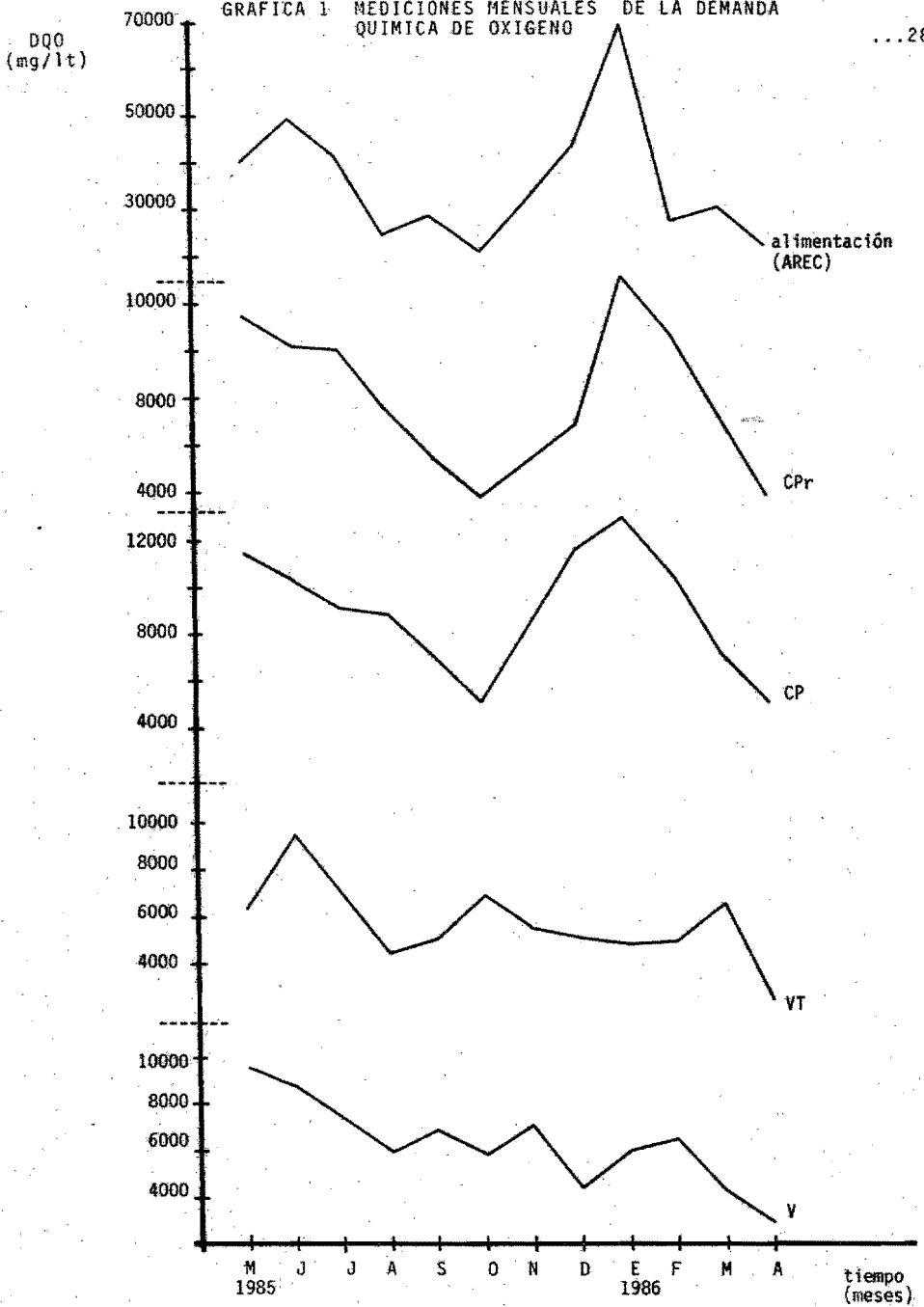
\* Tomado de Clark, 1965; \*\* Tomado de Fulhage, 1980; \*\*\* Tomado de White, 1977

AREC= Agua residual porcícola  
LANEC= Lagunas anaerobias a -  
escala completa.

NOTA: Los resultados expuestos corresponden al promedio de todas las mediciones realizadas durante el periodo de estudio.



GRAFICA 1 MEDICIONES MENSUALES DE LA DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO



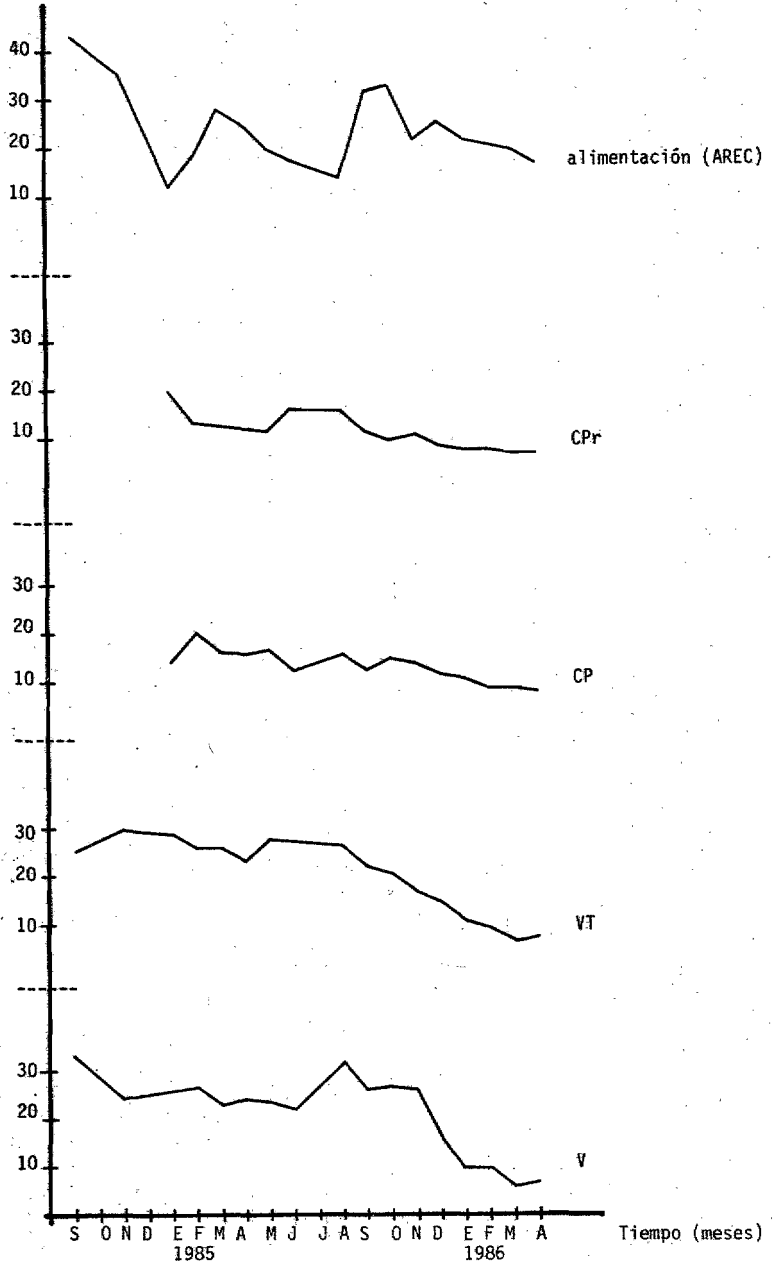
### Sólidos totales (ST)

De las propiedades físicas importantes de los desechos porcícolas, una de ellas es el contenido de sólidos totales, el cual varía con la edad y tamaño del animal, dieta, clima, etc. (Taiganides, 1977). Esta característica se emplea como uno de los parámetros de diseño de lagunas en general (White, 1977). Sin embargo, en este trabajo se utilizó como una medida más de la carga contaminante, obteniéndose efluentes con un contenido de sólidos totales promedio en el rango de 9.35 a 17.90 gr/lt -- contra 24.05 gr/lt del afluente como se indica en la Tabla 4; en esta se observa al mismo tiempo, que el mayor contenido de sólidos totales lo presentaron los sistemas V y VT; adjudicado presumiblemente a que la materia orgánica se mineralizó más y apareció como sólidos totales fijos (10.53 y 8.40 gr/lt respectivamente). Aún cuando los resultados no son concluyentes, gran parte del alto contenido de sólidos totales fijos (y por ende de sólidos totales), puede adjudicarse a las altas concentraciones de alcalinidad (medida por neutralización ácido-base).

Para un contenido variable de sólidos totales, como se observa en la gráfica 2, la respuesta de los sistemas CP y CPr fue muy similar durante todo el período de estudio. Por lo que para ellos el contenido de sólidos totales en el efluente se deslizó en un rango de 10 a 20 gr. por litro y no así para V y VT correspondiéndoles valores en un rango de 20 a 30 gr./lt.

GRAFICA 2 MEDICIONES MENSUALES DE SOLIDOS TOTALES

ST (gr/lt)



### Sólidos Totales Volátiles (STV)

Este parámetro además de ser otra de las características de los desechos porcícolas, es básicamente la -- principal que se considera para el diseño de lagunas anaerobias (White, 1977), y también representa en forma general la materia orgánica presente en el efluente.

Para este estudio, los sólidos totales volátiles fueron el parámetro que se utilizó para calcular el gasto diario de los sistemas y como base para indicar la capacidad depuradora de los mismos. A este respecto se obtuvieron efluentes con un contenido promedio de 7 gr/lt para los sistemas V y CP y de 6 gr/lt para VT y CPr contra 18 gr/lt de la alimentación (Tabla 4)

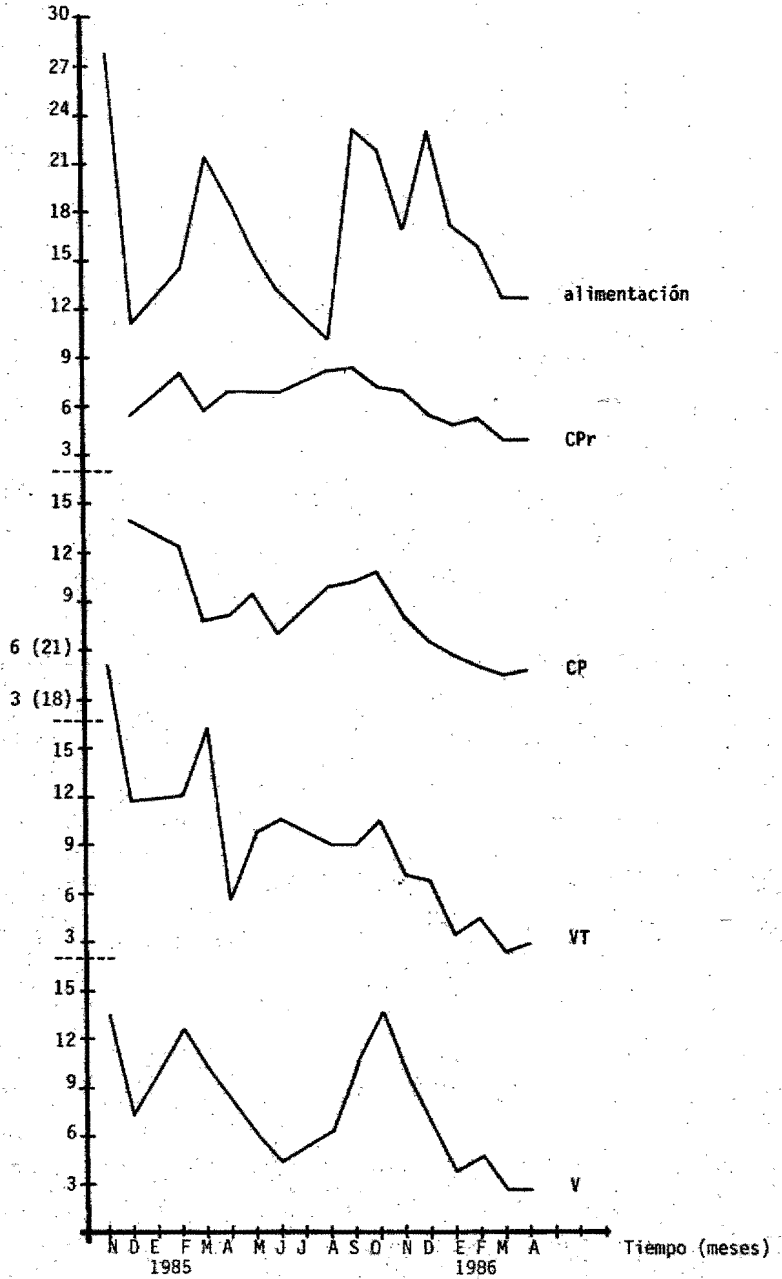
En cuanto a la respuesta de los sistemas durante el período de estudio la gráfica 3 muestra que de Noviembre-1984 a Diciembre-1985, existieron variaciones del contenido de sólidos totales volátiles debidas a una etapa de adaptación a cambios en la concentración del sustrato y condiciones ambientales por parte de las bacterias participantes en el proceso anaerobio.

De manera general el contenido de sólidos totales volátiles se deslizó de 3 a 6 gr/lt en todos los sistemas a partir de Enero-1986, fecha que indicó la obtención del estado estable.

La tasa de degradabilidad ( $k$ ) fué aproximadamente de 0.01, lo que pudiera indicar que la respuesta de utilización de sólidos totales volátiles no es afectada por -- las diferentes condiciones de experimentación que se consideraron en este estudio, excepto quizá las diferencias de  $k$  para CP y CPr.

GRAFICA 3 MEDICIONES MENSUALES DE SOLIDOS TOTALES VOLATILES

STV (mg/lit)



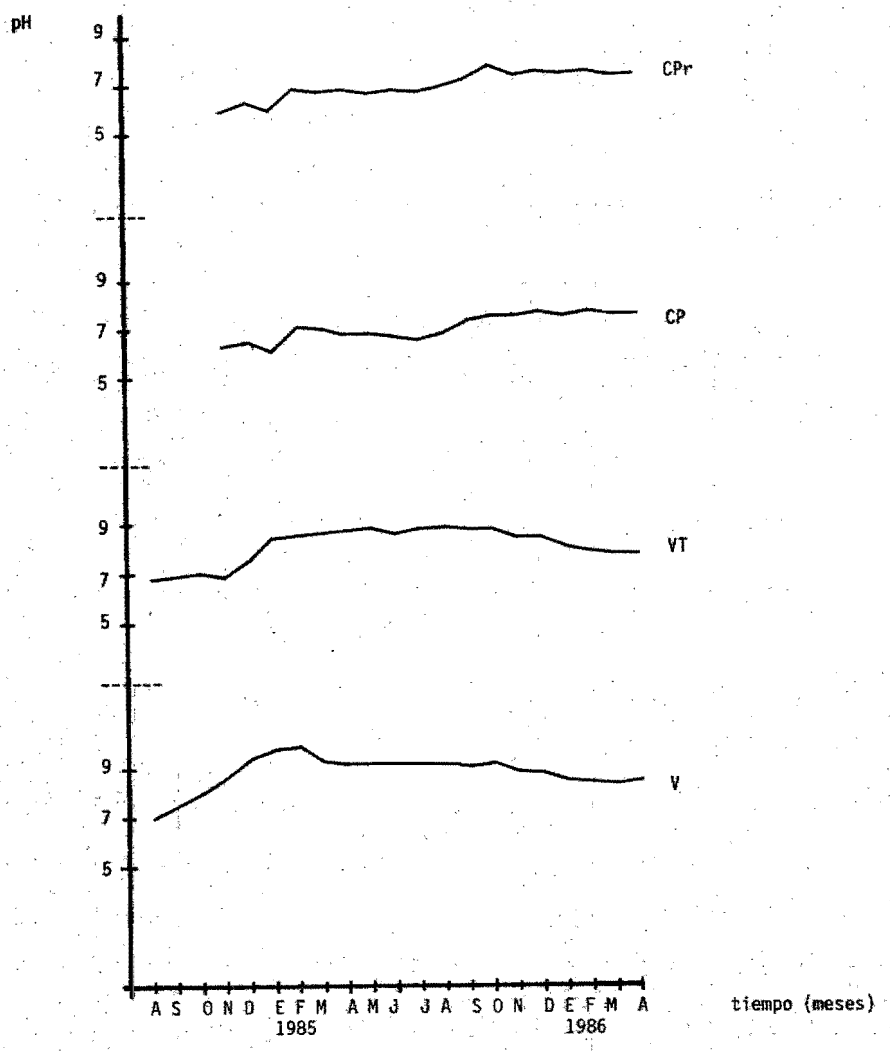
### pH-Acidos orgánicos Volátiles (AOV)-Alcalinidad

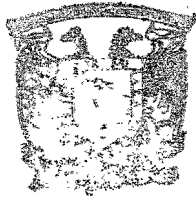
El pH promedio que presentaron los sistemas, varió de un pH básico para V y VT, llegando incluso a 10 para el primero, a un pH casi neutro en CP y CPr (gráfica 4). Estos últimos son los normales comparados con los reportados para llevarse a cabo una buena digestión anaerobia.

En aquellos modelos en donde el pH es alto, no se observó que hubiese deterioro del proceso. Se esperaba esto porque para un buen desarrollo de las bacterias participantes, se requiere un pH óptimo de 6.5 a 7.6 y por otro lado, no existen datos en donde la digestión en este tipo de sistemas, proceda a un pH tan elevado como el que presentó el sistema V; sin embargo, si la digestión estuviese ocurriendo de forma incompleta o fallida, se producirían compuestos intermedios, muchos de los cuales son olorosos y sin embargo, el efluente de éste modelo comparado con el de los demás, no presentó olores objetables, aunado a que las remociones de demanda química de oxígeno y sólidos totales volátiles fueron razonablemente altas.

Por otro lado, debido al alto grado de disociación del ión hidrosulfuro las lagunas anaerobias con pHs mayores de 8.5 no emiten olores cuando el sulfuro de hidrógeno está presente en grandes cantidades; esto por lo tanto indicaría presencia de bacterias del azufre que crecen a pHs elevados y que no parecen dañar las remociones de contaminantes (Aguirre y Gloyna, 1970). Sin embargo, si éstas existiesen, la coloración en el licor sería de color rosa oscuro (op. cit.), lo cual no fué nuestro caso, ya que el sistema mostró un color café claro a dife-

GRAFICA 4 MEDICIONES MENSUALES DE pH





rencia del resto de los sistemas en que fué gris.

Posiblemente el pH existente en V se debe a que el  $\text{HCO}_3$  se descompone en  $\text{CO}_2$  e hidroxilos, el primero escapa a la naturaleza y queda un medio básico en el sistema ( $\text{OH}^-$ ), por lo cual se tiene un pH promedio de 8.8

De los resultados promedio de pH-AOV-alcalinidad (Tabla 4), se observa que para pH y AOV los sistemas CP y CPr, presentaron una respuesta similar a la reportada para lagunas a escala real; no así en lo que respecta al contenido de alcalinidad, el cual resultó ser alto en todos los sistemas en relación a lo reportado por Clark, 1965.

Al mismo tiempo, se muestra que el sistema VT presentó el mayor contenido de AOV, a diferencia del modelo V; debido probablemente a efectos de la tapa, la cual impidió de alguna manera que éste compuesto volátil escapara a la atmósfera.

A pesar del alto contenido de AOV en el licor de este sistema, se observó que éste no fué en detrimento del pH y por ende en la inhibición de bacterias metanogénicas, debido presumiblemente a que el contenido de alcalinidad fué lo suficiente como para neutralizar el posible exceso de ácidos orgánicos volátiles.

Si el contenido de alcalinidad no cumpliera con su papel de amortiguador, la relación pH-AOV-alcalinidad, se presentaría como una disminución de alcalinidad, pHs ácidos y un aumento en el contenido de AOV; los cuales son signos de falla en el proceso anaerobio (Hobson, 1977).

Al analizar los datos puntuales de alcalinidad se observa que de manera general, ésta se mantuvo en el mismo orden. Que el contenido de AOV evidentemente varía de acuerdo a la variación inherente de la alimentación, sin embargo, se encuentra dentro del orden que se reporta en



bibliografía. Y que el pH especialmente en los sistemas de vaso, fué decreciendo sin llegar al punto neutral. En columnas el pH que inicialmente fué ácido, éste aumentó paulatinamente hasta alcanzar la neutralidad. Por consiguiente se puede considerar que los contenidos de alcalinidad, están cumpliendo con su papel de sistema buffer en el licor de los sistemas.

### Conductividad

Como una estimación del contenido de sales inorgánicas solubles (cloruros, sulfatos, bicarbonatos de alcalinos y alcalinos térreos), y como una medida de la sanidad de la laguna (Fulhage, 1980), se llevarón a cabo mediciones de conductividad en el efluente de cada sistema. A este respecto, se obtuvieron efluentes con una conductividad de  $5,776 \mu\text{Mhos/cm.}$  en el sistema V, de  $8,741 \mu\text{Mhos/cm.}$  para CP y del mismo orden para VI y CPr (tabla 4).

Los valores obtenidos resultan ser altos en relación a los reportados (Fulhage, 1980; Seoáñez, F. en Poggi, 1984). Para conductividades mayores de  $2,250 \mu\text{Mhos/cm.}$  -- pueden existir peligros de salinización en suelos para -- riego, sin embargo se considera que una utilización razonable del residual proveniente de lagunas anaerobias no -- generaría problemas por parte de las plantas en la capacidad de absorber agua. Hay que hacer notar que la utilización del efluente obtenido, puede ser factible para el -- riego de hortalizas y pastos, las cuales son tolerantes a concentraciones altas de salinidad y bajo condiciones de

descarga controlada (Seoánez en Poggi, 1984).

### Nitrógeno Kjendahl Total (NKT) y Fósforo Total

Se llevó a cabo un análisis del contenido de nitrógeno (medido como nitrógeno kjendahl total) y fósforo total en los efluentes, con el fin de conocer su calidad desde el punto de vista de fertilizantes para su posterior utilización en suelos.

En la tabla 4 se da el contenido de NKT y fósforo total que se encontró en el efluente de los sistemas. Se observa que los modelos de columna presentaron un contenido de NKT aproximadamente del mismo orden (900 mg/lt) y valores bajos para los sistemas de vaso, siendo el menor para el sistema V, incluso este no cae dentro del rango que se reporta para lagunas anaerobias a escala completa que es de 200-1200 mg/lt (White, 1977). Posiblemente en el sistema V existan pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco debido a su naturaleza volátil, por lo que sale a la atmósfera, a diferencia del sistema VT que por presentar la tapa, la difusión de este compuesto volátil no es tan evidente como en el primero:

En lo que respecta al fósforo, se obtuvieron efluentes con un contenido que resultó ser bajo en todos los sistemas comparado con los valores reportados para lagunas anaerobias a escala real (tabla 4). Esto presumiblemente se deba a que el mayor contenido de fósforo se en-

cuenta en los lodos acumulados más que en el licor de los sistemas.

La utilización del efluente para riego en zonas agrícolas, resulta ser una alternativa viable, en virtud de su alto contenido en nutrientes. Ya que por un lado, los contenidos que se obtuvieron son más altos comparados con el de las excretas frescas\* (Tamhane, et. al., 1979) y por otro, disminuiría los problemas de contaminación tan fuertes como es el caso de olores desagradables cuando -- se utilizan como residuales brutos.

\* Las excretas animales es la práctica más comúnmente usada para abonar las tierras de cultivo, obteniéndose muy buenos resultados. Sin embargo, el contenido de nutrientes depende en mucho del manejo que se les da a las excretas. (Tamhane, et. al., 1979)

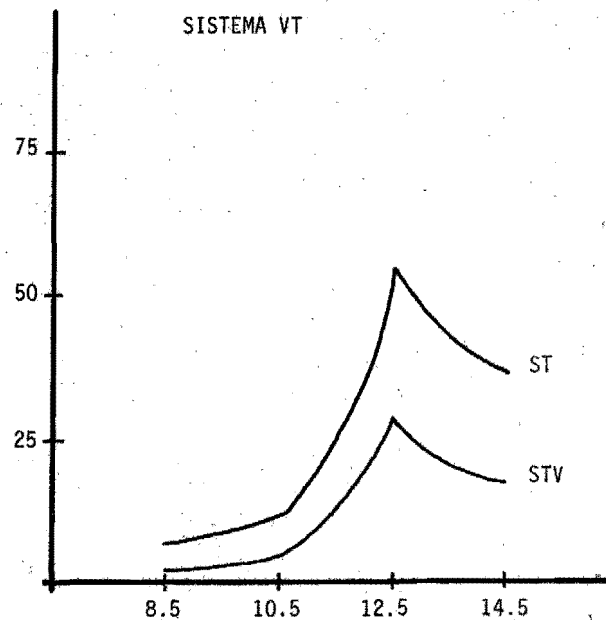
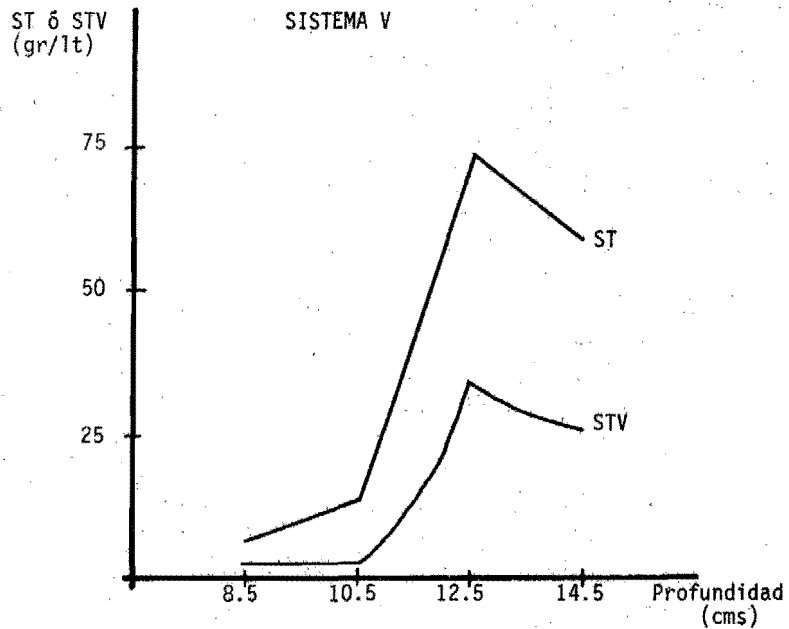
### Acumulación de lodos

Se realizaron mediciones del contenido de sólidos totales a diferentes profundidades, con el fin de determinar cuanto del volumen efectivo de la laguna correspondía a la capa de acumulación de lodos. Este aspecto resulta de importancia debido a que por un lado, se considera como un indicador del funcionamiento de lagunas (Smith, 1980) y por otro, si dicha acumulación es excesiva, daría como resultado una disminución del volumen efectivo y por ende del tiempo de retención con los subsecuentes problemas de azolvamiento de la laguna y fallas del proceso.

Se obtuvo una acumulación de lodos anual del 14% y 15% del volumen de laguna para vasos y columnas respectivamente (Tabla 4). Dichos porcentajes resultan ser ligeramente mayores a los que se reportan en lagunas anaerobias a escala completa que son de 5 a 10% anual/volumen de laguna, tratando el mismo tipo de residual (White, 1977).

En relación a que la acumulación de lodos es uno de los principales problemas que presentan las lagunas anaerobias a escala completa, los resultados expuestos se consideran preliminares, en virtud de que se hace necesario evaluar el parámetro en cuestión bajo diferentes condiciones hidráulicas. Con lo que se tendrían más elementos de juicio para poder sugerir aquellas condiciones de operación en las que se minimice el contenido de lodos y así evitar problemas de azolvamiento tanto a nivel laboratorio como en el siguiente nivel de experimentación (semipiloto).

GRAFICA 5 PERFIL DE SOLIDOS DE LOS SISTEMAS DE VASO

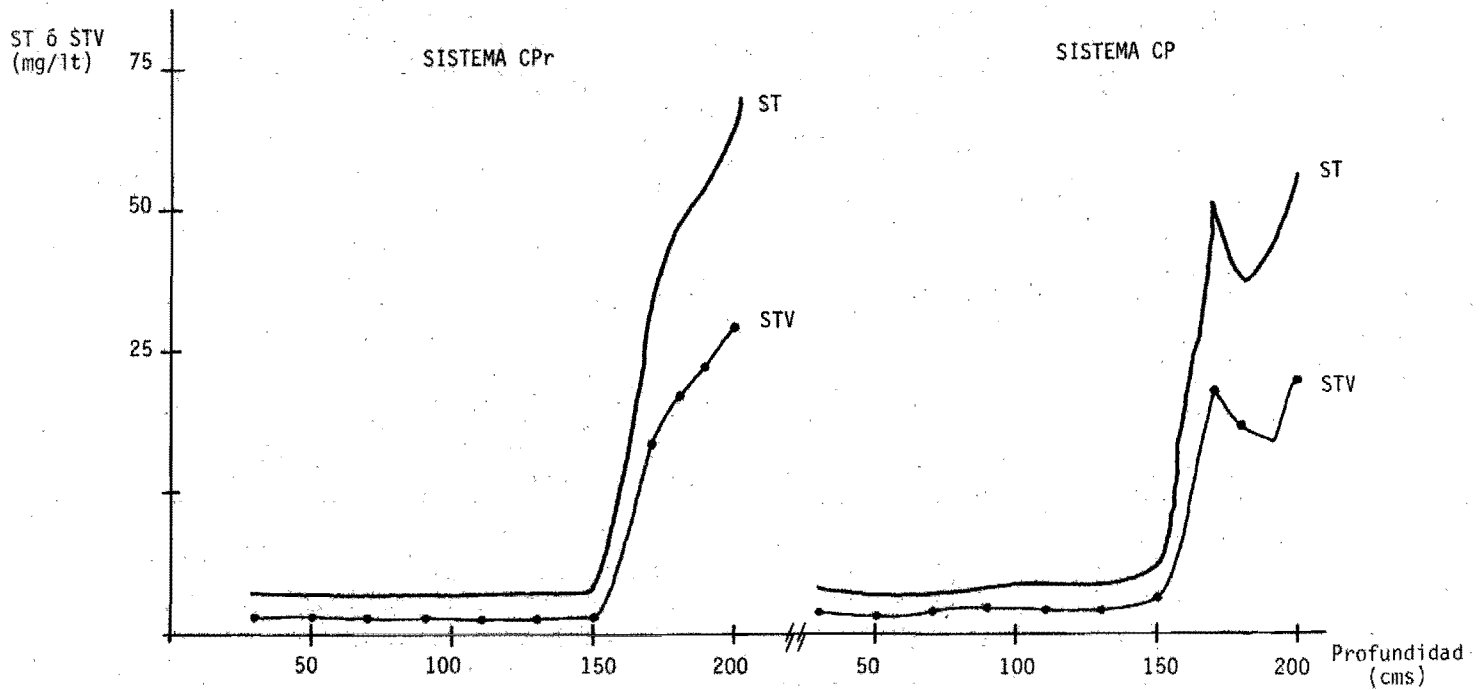


En la gráfica 5, se observa que para los sistemas de vaso se presentó indistintamente una acumulación de lodos a una profundidad de 12.5 cm. con un contenido de sólidos totales de 55 gr/lit y 74 gr/lit para VT y V respectivamente.

Para los sistemas de columna (gráfica 6), se presentó una acumulación de lodos a una profundidad de 170 cm.; a diferencia del sistema CPr, el modelo CP presentó por abajo de esta profundidad una disminución en el contenido de sólidos totales y aumenta nuevamente a 200 cm., debido a efectos del removedor, pues el sistema CPr presentó una mayor homogenización del licor y al sistema que no se le colocó el removedor presentó una estratificación, en la que se dió una interfase similar a lo que ocurre en forma natural en lagos, denominada termoclina.

A pesar de que algo parecido se da en los sistemas de vaso, no se considera de igual forma, porque con la baja altura de ellos, es difícil que ocurra el fenómeno mencionado, y la desviación que se presentó se puede deber a efectos de toma de muestra, a diferencia de las columnas en las que se tenían salidas fijas para dicho fin.

GRAFICA 6 PERFIL DE SOLIDOS DE LOS SISTEMAS DE COLUMNA



### Bacteriológicos

Como indicadores de remoción más que de contaminación, debido a la naturaleza del agua residual utilizada, se realizaron determinaciones cuantitativas del contenido bacteriano, medido como coliformes totales y coliformes fecales. Se obtuvieron resultados del orden de 4 a 19 millones y de 13 a 16 mil microorganismos por cada 100 ml. respectivamente (tabla 4).

El menor contenido bacteriano se encontró en los sistemas de vaso, pero de manera general el contenido de coliformes totales en los sistemas fué del mismo orden -- ( $10^6$ ) que el reportado en lagunas anaerobias a escala completa (Clark, 1965).

En virtud de que este tipo de tratamiento biológico no tiene como objetivo la purificación de agua, se establece que el efluente así obtenido es factible de utilizarse para riego e incluso para recircularse para el lavado de las porquerizas. Lo anterior se fundamenta en base a las siguientes consideraciones:

- a) Por la naturaleza del afluente que se utilizó en este estudio, era de esperarse que presentara una carga microbiana bastante considerable en relación a otro tipo de residual.
- b) El grupo de bacterias coliformes, generalmente no son patógenas (Depto. de sanidad del Edo. de New York, 1976). A excepción quizá de que se presenten en lechones de 2 a 15 días de nacidos y que generalmente se asocia a Salmonella, causando la muerte (Poggi, 1987 comunicación personal), de los lechones.



- c) El sistema de lagunas anaerobias que se estudió, cumplió con su papel de remoción, obteniéndose una muy buena disminución (99.9%) en la carga microbiana.
- d) El grupo coliforme por tener su habitat natural en el intestino grueso de seres humanos y animales, indica que son parte de la flora intestinal de los mismos (Depto. de Sanidad del Edo. de New York, 1976).
- e) En relación con el punto anterior, se considera que a pesar de haber otenido efluentes con un alto contenido de coliformes (totales y fecales), éste puede ser utilizado para el lavado de porquerizas y riego, sin crear daños al hombre y a los animales.
- f) El problema de contaminación potencial que se pudiera presentar al utilizar el efluente citado, sería por el hecho de que éste contuviera bacterias patógenas o protozoarios. La presencia de éstos, esta asociada directamente a la existencia de animales enfermos, y por lo que serían arrastrados junto con el resto de desechos, al sistema de tratamiento. Las bacterias patógenas que sobrevivan en condiciones desfavorables se registrarían precisamente en el agua residual aún después de ser tratada, lo que generaría que el uso del efluente se limitara.
- g) Las bacterias coliformes, por otra parte, siempre están presentes en aguas residuales y son mucho más resistentes que las patógenas, razón por la cual la evaluación bacteriológica del agua más generalizada se basa precisamente en dicho grupo (Depto. de Sanidad del Edo. de New York, 1976).

h) Se dispone de poca información en cuanto a la remoción de patógenas. Encontrándose una reducción del 93% para Salmonella y un 96% del grupo coliforme para un tiempo de retención de 3-17 días (Curds, 1975). Tomando como base lo anterior, se puede suponer que la reducción de Salmonella en caso de encontrarse, fuera del mismo orden, en virtud del tiempo de retención con el que se -trabajo.

II) RESULTADOS DE REMOCION DE CONTAMINANTES (DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO, SOLIDOS TOTALES, SOLIDOS TOTALES Y VOLATILES, COLIFORMES TOTALES Y COLIFORMES FECALES).

Con base en los resultados de remoción de carga orgánica contaminante y los bacteriológicos, se establecen las siguientes correlaciones de funcionamiento con el que se reporta para lagunas anaerobias a escala completa ---- (White, 1977; Clark, 1965).

A) Como se muestra en la tabla 5, la remoción en la demanda química de oxígeno de los sistemas estudiados, resultó ser similar a la de lagunas reales; obteniéndose las mejores para VT seguido del sistema V. Sin embargo, se considera que de manera general, las remociones obtenidas fueron bastante buenas y dieron la misma respuesta que el de lagunas anaerobias a escala completa.

B) En lo que se refiere a la remoción de sólidos totales, se observa en la tabla 5, que para los sistemas de vaso resultaron ser bajas comparadas con el porcentaje de remoción que se reporta para lagunas anaerobias a escala completa. Para los modelos de columna, el resultado se encuentra dentro del rango reportado; el sistema CPr a diferencia de CP, fué ligeramente menor pero no lo fué tanto como en el caso de los modelos de vaso.

Las bajas remociones de sólidos totales, se adjudican -presumiblemente a procesos de mineralización discutido con anterioridad en el punto I.

C) La remoción de sólidos totales volátiles fué similar - entre VT y CPr y del orden que se reporta para lagunas anaerobias a escala real (tabla 5). Para V y CP la reducción fué similar entre ambos y ligeramente por debajo del rango 60-90% que se reporta para éste parámetro. En estricto rigor, se aceptan como buenas remociones - las obtenidas en VT y CPr en relación a las de lagunas anaerobias a escala completa.

D) En cuanto a la remoción de coliformes totales y fecales, es importante mencionar que para estos últimos, - no se dispone de información en cuanto a su remoción - en el sistema de tratamiento en cuestión. A pesar de - lo anterior, se considera que se obtuvieron sin excepción una muy buena remoción de coliformes fecales y coliformes totales, incluso fueron superiores a las que se reportan en lagunas anaerobias a escala completa - (tabla 5).

La diferencia de remoción de coliformes totales entre los resultados obtenidos y los reportados, se debe probablemente a la interacción de diversos factores que - influyen en la tasa de mortalidad de los microorganismos, como son: temperatura, diferencias en el régimen de flujo, concentración de productos veterinarios suministrados en la dieta de los cerdos, así como mayor entrada de luz en nuestros sistemas, competencia y agotamiento de nutrientes entre otros.

### III) RESULTADOS DE LA EVALUACION ESTADISTICA DE LAS CONDICIONES EXPERIMENTALES ESTUDIADAS.

Se realizó un análisis estadístico (t student), comparando las medias de las remociones de carga orgánica que se obtuvieron con el fin de establecer si las condiciones de experimentación trabajadas en este estudio, afectaron el funcionamiento de las lagunas anaerobias a escala laboratorio.

En este análisis la condición de profundidad se estableció comparando como modelos únicos a vasos y columnas; para la difusión de compuestos volátiles entre los sistemas de vaso (V vs. VT) y para la simulación de corrientes de convección entre columnas (CP vs. CPr).

#### A) PROFUNDIDAD (Tabla 6)

- 1) No existen diferencias significativas entre V, VT y CPr para las remociones en la Demanda Química de Oxígeno, lo que implica que entre los modelos de vaso y el sistema CPr, el factor no influyó en la remoción de carga orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno.
- 2) La presencia del removedor en el modelo CPr, promovió el rompimiento de una estratificación y que combinado con el factor profundidad, generó una respuesta similar a los sistemas de vaso más que la del sistema CP.
- 3) Existen diferencias significativas entre los sistemas de vaso y el sistema CP, lo que indica que entre estos

el factor profundidad es importante para la obtención de buenas remociones.

- 4) En las remociones de sólidos totales, existen diferencias significativas entre los sistemas de vaso y de columna, siendo la profundidad un factor que afecta la remoción de este parámetro en lagunas anaerobias a escala laboratorio.
- 5) La profundidad no afectó la remoción de sólidos totales volátiles que presentaron cada uno de los sistemas.

#### B) DIFUSIÓN DE COMPUESTOS VOLÁTILES (Tabla 6)

Esta condición, que se experimentó entre los modelos vaso y por lo que se colocó a uno de ellos una tapa de unicel (VT), no pareció afectar las remociones de carga orgánica (DQO, ST, STV), en virtud de que el análisis estadístico indicó que no existen diferencias significativas entre los sistemas.

#### C) CORRIENTES DE CONVECCIÓN (Tabla 6)

La simulación de ésta condición, al menos a escala laboratorio entre columnas, sí presentó diferencias significativas por lo que se obtuvo mejores remociones en el sistema en el cual están presentes las corrientes de convección (columna con removedor, CPr).

Evidentemente, por haber presentado todos los sistemas el mismo porcentaje de remoción de coliformes totales y coliformes fecales, no se llevó a cabo el análisis estadístico para este parámetro. Por lo que ninguna de las condiciones experimentales estudiadas afectó la respuesta de remoción de carga microbiana.

TABLA 6 ANALISIS ESTADISTICO DE COMPARACION DE MEDIAS ("t" student) DE LAS REMOCIONES DE CARGA ORGANICA CONTAMINANTE.

EFECTO	SISTEMAS	P A R A M E T R O				
		DQO	ST	STV	CT	CF
Profundidad	V vs. CP	+	+	-	-	-
	VT vs. CP	+	+	-	-	-
	V vs. CPr	-	+	-	-	-
	VT vs. CPr	-	+	-	-	-
Difusión de Compuestos Volátiles	V vs. VT	-	-	-	-	-
Corrientes de convección	CP vs. CPr	+	+	+	-	-

+ Existen diferencias significativas

- No existen diferencias significativas

NOTA: Los resultados cualitativos del análisis estadístico se espone en el anexo 3.

## CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos durante este estudio y de acuerdo a los objetivos planteados, se concluye que:

1. Los modelos de columna presentaron un pH cercano a la neutralidad y a pesar de que los sistemas de vaso registraron pHs básicos, éste no deterioró el proceso anaerobio ni las remociones de contaminantes.
2. El contenido de ácidos orgánicos volátiles en los efluentes fué del orden que se reporta para lagunas anaerobias a escala completa, excepto para el sistema VT que presentó el mayor contenido en comparación con los demás sistemas.
3. Los contenidos de alcalinidad a pesar de ser altos, son valores que se consideran aceptables para mantener la capacidad buffer en el licor de los sistemas.
4. El efluente obtenido por medio del tratamiento anaerobio de lagunas, presentó contenidos de nitrógeno y fósforo aceptables y ligeramente altos en conductividad. Características que permiten que sea utilizado para riego y lavado de porquerizas bajo condiciones controladas de descarga.
5. Los sistemas de lagunas anaerobias a escala laboratorio presentaron una remoción bastante buena de coliformes -



totales y coliformes fecales (99.9%).

6. Se obtuvo una acumulación de lodos del 14 y 15% anual -- por volumen de laguna para modelos de vaso y columna -- respectivamente. Valores ligeramente mayores a los recomendados para este tipo de tratamiento biológico.
7. Los cuatro sistemas de Lagunas anaerobias a escala laboratorio presentaron una muy buena remoción de la demanda química de oxígeno, obteniendo las mejores para los modelos de V y VT (80 y 82% respectivamente).
8. El sistema CPr presentó una respuesta similar a la que se reporta para la remoción de sólidos totales, mientras que para los restantes sistemas ésta fue deficiente.
9. La respuesta a la remoción de sólidos totales volátiles fue similar entre VT y CPr, y del orden que se reporta para Lagunas anaerobias reales; no así para V y CP que fue similar entre ellos pero ligeramente menor a lo que se reporta en bibliografía.
10. Para la carga orgánica volumétrica media con la que se operaron los modelos experimentales, la profundidad no fue un factor que influyera en la remoción de sólidos -- totales volátiles , coliformes totales y coliformes fecales, aunque sí afectó en la demanda química de oxígeno, sólidos totales y en valores de pH.
11. La difusión de compuestos volátiles en el modelo de va-

so (V vs. VI) no parece afectar el funcionamiento de los sistemas.

Se satisface el objetivo de caracterizar el funcionamiento y capacidad depuradora de los 4 sistemas de lagunas anaerobias a escala laboratorio y se determina -- que la correlación de funcionamiento en comparación con el reportado para lagunas anaerobias a escala completa es el siguiente:

- 1) Muy buena: para el sistema de columna con removedor.
- 2) Buena: para los sistemas de columna y vaso con tapa
- 3) Regular: para el sistema de vaso

## RECOMENDACIONES

Como parte de la experiencia adquirida a través de este trabajo de experimentación se hacen las siguientes recomendaciones:

1. Que al realizar mediciones de alcalinidad se haga por el método de titulación potenciométrica más que por el método volumétrico, ya que este presenta problemas en el vire de color debido a la naturaleza de la muestra.
2. Realizar mediciones de Nitrógeno Kjendahl Total y Fósforo total a los lodos acumulados, con el objeto de conocer cual es su valor como fertilizante.
3. Realizar mediciones más finas de la acumulación de lodos, especialmente en los sistemas de vaso.
4. Evaluar el contenido de Salmonella, de tal manera que permita conocer cual es el grado de remoción que se puede obtener por medio de Lagunas Anaerobias para este tipo de patógeno.
5. Llevar a cabo conteos de Bacterias Metanogénicas que permitan establecer correlaciones entre el funcionamiento y el número existente con el fin de anticiparse a la posible falla del sistema. Nivel importantísimo ya que es el grupo bacteriológico más sensibles en los procesos anaerobios.

6. Trabajar los sistemas de Lagunas Anaerobias a escala - laboratorio por duplicado, proporcionando así una ma - yor información con la que subsecuentemente, se reali - cen análisis estadísticos más completos.
7. Operar los sistemas en condiciones altas de carga orgá - nica, con el fin de observar cual es la respuesta al - cambio.

## REFERENCIAS

1. AGUIRRE, J. Y E.F. GLOYNA (1970). Design Guides for Biological Wastewater Treatment Process. Waste Stabilization Pond Performance. Technical Report EHE 71-3-CRWR - 77. The University of Texas. USA, 140 pp.
2. ALBOR, C.C. Y E.E. ORTIZ (1982). Muestreo y Análisis de Aguas. Manual de Prácticas. Universidad Autónoma de Chapingo. México, 38-42
3. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (1970). Methods of Analysis of the  
William Horwitz, ed. 19a. USA,
4. BARKER, H.A. (1956). Bacterial Fermentation. John Wiley New York, USA,
5. BOONE, D. (1985). Fermentation Reaction of Anaerobic Digestion. In. Biotechnology Application and Research. -- Ed. Paul n. Cheremisinoff. Technomic Publishing CO. INC. USA, 43-51
6. BRYANT, M.P. (1979). Microbial Methane Production. Theoretical Aspects. Jour. of Animal Science. USA, 48(1): 193-201
7. CLARK, C.D. (1965). Hog Waste Disposal by Lagooning. -- Jour. of Sanitary Engineering Division. Proc. of Amer. Soc. Chem. Eng. USA, 27-41
8. CURDS, C.R. Y H.A. HAWKES (1975). Ecological Aspects of Used Water Treatment. The organisms and their ecology. Vol. I. Academic Press. London, 65-91

9. DEPARTAMENTO DE SANIDAD DEL EDO. DE NEW YORK (1976). Manual de Tratamiento de Aguas Negras. Ed. Limusa. México, 300-304
10. FAIR, G.M. (1968). Water and Wastewater Engineering. John Wiley & Sons. New York, USA, 2:34-1 a 34-32
11. FANNIN, F.K., et. al. (1982). Anaerobic Process. Jour. Water Pollution Control Federation. USA, 54(6): 612-623
12. FORDAY, W. Y P.F. GREENFIELD (1983). Anaerobic Digestion. Jour. Effluent and Water Treatment. USA, 23(10):
13. FULHAGE, C.D. (1980). Performance of Anaerobic Lagoons as Swine Waste Storage and Treatment facilities in Missouri. Livestock Waste: A renewable resources. Proc. 4th. International Symposium on Livestock Waste. Pub. Am. Soc. Agric. Eng. USA,
14. GINNIVAN, M. Y P. EASON (1983). Intermittent Shallow Aeration of Anaerobic Lagoons Treating Piggery Waste. Jour. Effluent Water Treatment. USA, 23(3): 101-104
15. GOTTSCHALK, G. (1969). Bacterial Metabolims. Springer-Verlag. New York, USA, 203-210
16. GREENBERG, A.E., et. al. (1981). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15a. ed., American Public Health Association, AWWA, WPCF. USA, 635-676
17. HOBSON, N.P. (1969). Rumen Bacteria. In. Methods in Microbiology, Ed. by N.R. Norris y D.W. Ribbons, Academic Press. New York, USA. 3B:133-148
18. HOBSON, N.P. (1977). Waste Treatment in Agriculture. - Applied Science Publishers, LTD. London, 122-187

19. HUNGATE, E.R. (1966). The rumen and its Microbes. Academic Press. New York, USA, 533 pp.
20. JONES, W.J. Y J.B.M. PAYNTER (1980). Populations of Methane-Producing Bacteria in Vitro Methanogenesis in -- Salt Marsh and Stuarine Sediments. Appl. and Environ. Microbiol. USA, 39(4):864-871
21. MAH, R.A. (1980). Microbiology of Methanogenesis. Animal Waste Treatment and Utilization. Proc. International Symposium on Biogas, Microalgae & Livestock Waste. Republic of China, 13-29
22. MAH, R.A. (1982). Methanogenesis and Methanogenic Partnerships. Phil. Trans. R. Soc., London, 599-616
23. METCALF, L. Y H.P. EDDY (1972). Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal. Mc. Graw Hill. New -- York, 920 pp.
24. MIDDLEBROOKS, J.E. (1974). Animal Waste Management and Characterization. Water Research. USA, 8:697-712
25. MONTGOMERY, D.C. (1984). Design and Analysis of Experiments. J. Wiley, 2nd. ed. New York, 535 pp.
26. MUEHLING, J.A. (1969). Swine Housing and Waste Management a Research Rewiew. Pub. by The Dept. of Agric. -- Engin. of Agriculture. USA, 27-91
27. POGGI, V.H. (1984).
28. POGGI, V.H. (1984a). Desarrollo de un Reactor Anaerobio de lecho fluidizado para el Tratamiento de lodos y otros efluentes contaminados. Propuesta a Cosnet. Depto. de Biotecnología y Bioingeniería. CINVESTAV-IPN.

29. POGGI, V.H. (1984b). Propuesta del área de Ecología - sobre líneas de Investigación. Depto. de Biotecnología y Bioingeniería. CINVESTAV-IPN. México.
30. POGGI, V.H. Y G.MEDINA (1986). Advanced Anaerobic Process for Sludge Treatment. Amer. Chem. Soc. Proc. of the 21st. Intersoc. Engineering Conf. on Energy Conversion. USA,
31. SARH. Subsecretaria de Ganadería. Dir. Gral. de Fomento Ganadero. Compendio Histórico. Estadística del Subsector Pecuario 1972-1983. México.
32. SIEBERT, M.L. Y W.H.J. HATTING (1967). Estimation of Methane-Producing Bacterial Numbers by The Most Probable Number (MPN) Technique. Water Research. USA.1:13-19
33. SIEBERT, M.L., et. al. (1968). Enumeration Studies on Methanogenic Bacteria. Water Research. USA. 2:545-554
34. SMITH, R.E. (1980). Sludge as a Conditions Indicator of Anaerobic Lagoons. Livestock Waste: A renewable Resources. Proc. 4th. International Symposium on Livestock Waste. Pub. Am. Soc. Agric. Eng. USA,
35. STADMAN, T.C. (1967). Methane Fermentation. Annu. Rev. Microbiol. USA, 21:121-142
36. STRAYER, F.R. Y M.J. TIEDJE (1978). Application of the Fluorescent-Antibody Technique to the Study of a Methanogenic Bacterium in Lake Sediments. Appl. and Environ. Microbiol. USA, 35(1):192-198
37. TAIGANIDES, E.P. (1977). Bio-Engineering Properties of Feedlots Wastes. In. Animal Waste. Ed. Taiganides. Applied Science Publishers LTD. London, 131-153



38. TAMHANE, R.V., et. al. (1979). Suelos: su química y - Fertilidad en zonas tropicales. Ed. Diana. México. 268-285
39. TAYLOR, G.T. (1982). The Methanogenic Bacteria. In. - Progress in Industrial Microbiology. Ed. M.J. Bull. - USA, 15:306-307
40. TOERIEN, D.F. Y W.H.L. HATTINGH (1969). Anaerobic Di-  
gestion. I The Microbiology of Anaerobic Digestion.  
Water Research. USA, 3:385
41. TOERIEN, D.F. Y M.L. SIEBERT (1967). A method for the  
Enumeration and cultivation of Anaerobic "acid-for --  
ming" bacteria present in digesting sludge. Water Re-  
search. USA, 1:397-404
42. WHITE, R.K. (1977). Lagoon Systems for Animal Wastes.  
In. Animal Waste. ED. Taiganides. Applied Science Pub-  
lishers, LTD. London, 213-232
43. ZEIKUS, G.L., et. al. (1980). Microbiology of Methano-  
genesis in Thermal Volcanic Environmentals. Jour. of  
Bacteriology. USA, 143(1):432-440

## ANEXOS

## ANEXO No. 1 PREPARACION DEL AGUA RESIDUAL PORCICOLA

## A) CALCULOS TEORICOS (Taiganides, 1977).

EXCRETA TOTAL HUMEDA (%PTV*)	$\frac{5.1 \text{ Kg/d.}}{1000 \text{ Kg. PTV}}$
SOLIDOS TOTALES (%PTV*)	$\frac{0.69 \text{ Kg. ST/d.}}{1000 \text{ Kg. PTV}}$
SOLIDOS TOTALES (%ETH**)	$\frac{0.69 \text{ kg. ST/d.}}{1000 \text{ kg. PTV}}$
	<hr/>
	$\frac{5.1 \text{ Kg/d.}}{1000 \text{ Kg. PTV}}$

SOLIDOS TOTALES (%) 13.5 gr.

100 gr. de Excretas totales humedas contienen: 13.5 gr. de ST/100 ml. = 135 gr. de ST/lt.

Para obtener una concentración de 30 gr. de ST/lt:

$$\frac{135 \text{ gr. de ST.}}{30 \text{ gr. de ST.}} = 1 \text{ lt.} + \text{Volumen de agua de dilución (V}_d\text{)}$$

$$135/30 = 1 = \text{Volumen de agua de dilución (V}_d\text{)}$$

$$3.5 \text{ lt.} = \text{Volumen de agua de dilución (V}_d\text{)}$$

\* Peso total vivo de cerdo

ST= Sólidos totales

\*\* Excreta total húmeda

V<sub>d</sub> = Volumen de agua de dilución.

Continúa anexo 2.

**B) FORMA DE PREPARACION DEL AGUA RESIDUAL PORCICOLA:**

Se diluyen en 4 litros de agua un kilograma de excretas frescas, se homogeniza la mezcla a 500 rpm. durante 5 minutos, posteriormente se realiza un cribado con mallas de 0.59 mm. y 0.297 mm. de diámetro superpuestas.

La mezcla así obtenida se mantiene en refrigera - ción a 4°C para su posterior utilización.

La determinación de STV, previo a su utilización, se realizó con el objetivo de mantener una concentración de 10 gr. de STV/lt., y según el caso, disminuir o aumentar la cantidad de agua de dilución.

## ANEXO No. 2

CARGA ORGANICA VOLUMETRICA (COV) (Metcalf &amp; Eddy, 1972)

$$COV = \frac{\text{(Concentración de STV gr/l.) (Gasto lt./día)}}{\text{Volumen de la laguna m}^3}$$

El agua residual procícola se ajustó a una concentración de STV de 10.2 gr/l. para lograr una COV en el rango moderado.

Para los modelos de vaso:

$$COV = \frac{(10.2 \text{ gr. de STV/l.}) (0.022 \text{ lt/día})}{0.002 \text{ m}^3}$$

$$COV = 112 \text{ gr. de STV/m}^3\text{-día}$$

Para los modelos de columna:

$$COV = \frac{(10.2 \text{ gr. de STV/l.}) (0.500 \text{ lt/día})}{0.045 \text{ m}^3}$$

$$COV = 113 \text{ gr. de STV/m}^3\text{-día}$$

STV= sólidos totales volátiles

ANEXO 3. ANALISIS ESTADISTICO. (Montgomery, 1984).

A) EFICIENCIA DE REMOCION EN LA DQO.

Pruebas de Hipótesis: Ho:  $\bar{X}_1 = \bar{X}_2$  Hi:  $\bar{X}_1 \neq \bar{X}_2$

	<u>V</u>	<u>VT</u>	<u>V</u>	<u>C</u>	<u>V</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	80.088	82.957	80.088	73.861	80.088	78.927
S	11.544	9.768	11.544	8.141	11.544	8.281
n	28	28	28	26	28	24
GI	26	26	26	24	26	22
ES	2.858		2.703		2.760	
GL	51		47		47	
	0.1/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
$t_c$	1.3/1.68		1.3/1.68		1.3/1.68	
$t_o$	1.004		2.304		0.421	
	$t_c > t_o$		$t_c < t_o$		$t_c > t_o$	

	<u>VT</u>	<u>C</u>	<u>VT</u>	<u>CPr</u>	<u>C</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	82.957	73.861	82.957	78.927	73.861	78.927
S	9.768	8.141	9.768	8.281	8.141	8.281
n	28	26	28	24	26	24
GI	26	24	26	22	24	22
ES	2.441		2.503		2.325	
GL	49		50		45	
	0.1/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
$t_c$	1.3/1.68		1.3/1.68		1.3/1.68	
$t_o$	3.726		1.61		2.179	
	$t_c < t_o$		$t_c > t_o$		$t_c < t_o$	

Continuación anexo 3.

## B) EFICIENCIA DE REMOCION DE ST.

	<u>V</u>	<u>VT</u>	<u>V</u>	<u>C</u>	<u>V</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	24.92	36.29	24.92	47.99	24.92	58.44
S	36.80	29.73	36.80	19.98	36.80	16.15
n	28	28	28	29	28	29
GI	26	26	26	27	26	27
ES	8.941		7.913		7.574	
GL	40		40		35	
	0.1/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
$t_c$	1.303/1.68		1.303/1.68		1.303/1.689	
$t_o$	1.272		2.915		4.426	
	$t_c > t_o$		$t_c < t_o$		$t_c < t_o$	

	<u>VT</u>	<u>C</u>	<u>VT</u>	<u>CPr</u>	<u>C</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	36.29	47.99	36.29	58.44	47.99	58.44
S	29.73	19.98	29.73	16.15	19.98	16.15
n	28	29	28	29	29	29
GI	26	27	26	27	27	27
ES	6.733		7.485		4.771	
GL	45		76		52	
	0.1/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
$t_c$	1.3/1.68		1.29/1.66		1.303/1.68	
$t_o$	1.738		2.959		2.190	
	$t_c < t_o$		$t_c < t_o$		$t_c < t_o$	

C) EFICIENCIA DE REMOCION EN STV.

	<u>V</u>	<u>VT</u>	<u>V</u>	<u>C</u>	<u>V</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	56.86	63.08	56.86	56.63	56.86	63.85
S	23.62	18.54	23.62	14.98	23.62	16.72
n	26	28	26	29	26	28
GI	24	26	24	27	24	26
ES	5.808		5.403		5.607	
	0.01/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
GL	46		40		43	
$t_c$	1.3/1.68		1.303/1.68		1.3/1.68	
$t_o$	1.071		0.043		1.247	
	$t_c > t_o$		$t_c > t_o$		$t_c > t_o$	

	<u>VT</u>	<u>C</u>	<u>VT</u>	<u>CPr</u>	<u>CP</u>	<u>CPr</u>
$\bar{X}$	63.08	56.63	63.08	63.85	56.63	63.85
S	18.54	14.98	18.54	16.72	14.98	16.72
n	28	29	28	28	29	28
GI	26	27	26	26	27	26
ES	4.474		4.718		4.210	
	0.1/0.05		0.1/0.05		0.1/0.05	
GL	50		51		52	
$t_c$	1.3/1.68		1.3/1.68		1.3/1.68	
$t_o$	1.442		0.163		1.715	
	$t_c > t_o$		$t_c > t_o$		$t_c < t_o$	