



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

DIGESTION ANAEROBIA DE LODOS RESIDUALES:
OPERACION, CONTROL Y CINETICA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
I N G E N I E R O Q U I M I C O
P R E S E N T A :
R E N E M A R T I N E Z L A G U N E S



MEXICO, D. F.

1992

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

INDICE

	PAG.
INTRODUCCION.	5
OBJETIVOS.	7
CAPITULO I: GENERALIDADES.	8
1.1.- ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE	9
1.2.- CONTAMINACION AMBIENTAL	13
1.3.- GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	16
1.3.1.- CONTAMINACION DEL AGUA	16
1.3.2.- PRODUCCION DE AGUAS RESIDUALES	22
1.3.3.- CLASIFICACION DE LAS AGUAS RESIDUALES	23
1.3.4.- SISTEMAS HIDROLOGICOS	24
1.4.- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	28
1.5.- GENERACIÓN DE LODOS	35
1.6.- TRATAMIENTO DE LODOS	43
1.7.- DIGESTION ANAEROBIA	54
1.7.1.- BIOQUIMICA	54
1.7.2.- PARAMETROS QUE INFLUYEN EN EL RENDIMIENTO DE LA DIGESTION	55
1.7.3.- PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO	59
1.8.- DISPOSICIÓN DE LOS LODOS TRATADOS	62
1.9.- REACTORES ANAEROBIOS	67
1.10.- MODELOS CINETICOS	74
CAPITULO II: DESARROLLO EXPERIMENTAL.	92
2.1.- MUESTREO.	93
2.1.1.- PROCEDENCIA DE LA MUESTRA.	93
2.1.2.- DESCRIPCION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CHAPULTEPEC	94
2.1.3.- TOMA DE MUESTRA.	96

2.2.- MATERIAL Y METODOS.	97
2.2.1.- METODOS DE ANALISIS	97
2.2.2.- MATERIAL UTILIZADO	97
2.3.- DISEÑO DEL EXPERIMENTO	98
2.3.1.- DEFINICION DEL EXPERIMENTO	98
2.3.2.- PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	99
2.3.3.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTA -DOS NUMERICOS	101
CAPITULO III: RESULTADOS.	102
3.1.- CONSTRUCCIÓN	103
3.2.- ARRANQUE	104
3.3.- OPERACIÓN	104
3.4.- CARACTERIZACIÓN DE LODOS	107
3.5.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTADOS	110
3.6.- CINÉTICA	113
CAPITULO IV: DISCUSION DE LOS RESULTADOS.	124
4.1.- CONSTRUCCIÓN	125
4.2.- ARRANQUE	125
4.3.- OPERACIÓN	125
4.4.- CARACTERIZACIÓN DE LODOS	126
4.5.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTADOS	127
4.6.- CINÉTICA	127
CONCLUSIONES.	131
RECOMENDACIONES.	135
BIBLIOGRAFIA.	138
ANEXOS.	144

INTRODUCCION

Actualmente, el problema que aqueja a la humanidad es la contaminación ambiental. Problema que ha traído consecuencias muy grandes para el planeta. A tal grado que han cambiado la forma de vida del individuo, causando que ya no viva, sino sobreviva en este.

Uno de los problemas de contaminación ambiental que no se han tomado en cuenta considerablemente en México y muchos otros países del tercer mundo, es la contaminación del agua.

El problema radica en que el agua limpia por su simple uso se contamina y solo un pequeño porcentaje de esta recibe tratamiento para ser reusada.

Cuando el agua residual recibe tratamiento genera subproductos muy contaminantes que son los lodos; contienen una gran concentración orgánica en descomposición y son altamente tóxicos. Si estos lodos se descargan al sistema de alcantarillado, la planta ya no es un medio de saneamiento o limpieza del agua sino una fuente de aprovechamiento de agua.

Es por ello que se debe promover la ingeniería del tratamiento de los lodos, empezando con la investigación, como es el proyecto que patrocina la DGAPA (Dirección General de Asuntos del Personal Académico), que está a cargo de la UNAM, en su programa de apoyo a proyectos de investigación e innovación docente: "Tratabilidad biológica anaerobia de lodos primarios y secundarios en el Distrito Federal".

En esta tesis se pretende analizar a grandes rasgos los problemas del agua relacionados con la contaminación, tratamiento y disposición final. Todo esto con el fin de investigar la estabilización de los lodos residuales, por medio de la

experimentación de la digestión anaerobia en reactores convencionales de flujo semicontinuo; observar los problemas de su arranque, operación, control y cinética. En este último punto se pretenden mostrar dos cosas: como se determinan las constantes cinéticas y que significan estas constantes para poder dar conclusiones al respecto.

Con esto, se pretende alentar y contribuir al desarrollo de equipos para el tratamiento de lodos en México. Promover el mejoramiento del ambiente, eliminando posibles fuentes de contaminación y enfermedades.

OBJETIVOS

Los principales objetivos que se pretenden cumplir con esta tesis son:

- a) Investigar la problemática del uso del agua.
- b) Estudiar los posibles tratamientos y destinos que puede tener el lodo residual tratado.
- c) Analizar el tratamiento de digestión anaerobia.
- e) Investigar experimentalmente los problemas de arrancar, operar y controlar los reactores convencionales anaerobios.
- f) Evaluar la eficiencia del proceso y definir el tiempo de retención óptimo del tratamiento en las condiciones de estudio.
- g) Analizar los diferentes modelos teóricos existentes para determinar las constantes cinéticas.
- h) Proponer soluciones a los problemas encontrados para así mismo optimizar el proceso.

CAPITULO I

G E N E R A L I D A D E S

GENERALIDADES

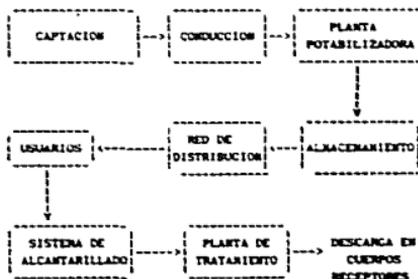
1.1.- ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE.

Los sistemas de abastecimiento de agua, proporcionan el líquido a las poblaciones y centros industriales en la cantidad, tiempos y calidad adecuados para sus usos. En la figura 1.1.1 se ilustra un esquema general, que muestra las partes que lo componen.

Por ser de interés para el ingeniero químico, se destacan las plantas de potabilización y las plantas de tratamiento. En ambas se generan lodos, aunque de muy diferente naturaleza.

Antes de ser distribuida al usuario el agua debe de cumplir con ciertas normas de calidad lo que se logra por medio de un proceso llamado potabilización. Las potabilizadoras procesan aguas blancas, claras o de primer uso, su contaminación generalmente de partículas en suspensión que dan una turbiedad muy alta, es originada durante el escurrimiento del agua en los ríos.

FIG. 1.1.1
SISTEMA DE ABASTECIMIENTO (4)



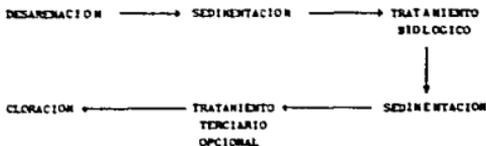
Si el agua procede de acuíferos subterráneos generalmente su calidad satisface las normas sanitarias de agua potable. En estos casos la planta se reduce al proceso de desinfección con cloro para garantizar que estén libres de microbios patógenos.

En las plantas de tratamiento se procesan aguas de desecho, que tiene un alto contenido de desechos domésticos, en que predominan la materia orgánica (uso de inodoro y cocina), mezclados con los desechos industriales que pueden tener sustancias de alta toxicidad.

FIG. 1.1.2.
DIAGRAMA DE UNA PLANTA DE POTABILIZACIÓN (6)



DIAGRAMA DE PLANTA DE TRATAMIENTO (7)



La Cuenca del Valle de México recibe una precipitación media anual de 730 mm. y tiene una superficie de 9600 Km² aproximadamente. La mayor parte de dicha precipitación se

concentra durante 4 meses del año, lo que proporciona una recarga media anual de 23 m³/s a los acuíferos del valle y un escurrimiento superficial de 14 m³/s como gasto medio anual, que no pudiendo ser almacenados y regulados al no existir sitios adecuados, en su mayor parte son desalojados de la Cuenca del Valle de México hacia la cuenca del río Tula (2).

El abastecimiento de agua en el Valle de México (2), es el siguiente: (vease figura 1.4.4.)

a) Para uso urbano (Domésticos, comercio y servicios privados) : 48.9 m³/s, que proporciona el Gobierno del Departamento del D.F. en un 34%, del gobierno del edo. de México en 21% y la CNA, a través de la gerencia de aguas del Valle de México en 45%.

Los 48.9 m³/s se integran por agua proveniente del subsuelo del Valle de México, del acuífero del Lerma y del sistema Cutzamala y de diversos aprovechamientos superficiales dentro del Valle de México como presa Madín, río Magdalena y pequeños manantiales.

Aproximadamente el 80% del suministro de agua potable proviene de la extracción de aguas subterráneas, acuíferos del Valle de México y Toluca-Ixtlahuaca y un 20% del aprovechamiento de aguas superficiales, principalmente del sistema Cutzamala.

b) Para uso agrícola: 8.7 m³/s de escurrimientos superficiales y de agua subterránea extraída del acuífero del Valle de México.

c) Para uso industrial (industria y usos municipales): 11.2 m³/s, procedentes también del acuífero del Valle de México. Se entiende por usos municipales al agua que se destina para el riego de zonas verdes y cementerios, regulación de vasos, agua

para actividades recreativas sin contacto primario directo, agua contra incendio y en general actividades que no contemplen consumo o contacto humano directo.

Esto nos da un total de 68.8 m³/s.

Para cubrir la demanda de los usos mencionados, se extrae agua del acuífero del Valle de México por lo que ocasiona una sobre explotación que es del orden de 140%. La sobre explotación produce efectos como: el abatimiento del nivel freático, hundimientos y agrietamiento del terreno, fallas en las estructuras, deterioro de la calidad por contaminación geológica. Esto plantea la necesidad de disminuir la sobre-explotación del acuífero y promover el uso más eficiente del agua.

Los caudales suministrados para los usos descritos anteriormente generan importantes volúmenes de retorno después de su consumo. Ante la creciente demanda en todos los órdenes de los usuarios, escasez y costo de las aguas blancas, se ha planteado desde hace algún tiempo la utilización del agua residual con o sin previo tratamiento, en usos que no requiere de la calidad potable como: riego agrícola y enfriamiento. En la sección 1.3. se dan detalles acerca de esta producción.

1.2.- CONTAMINACION AMBIENTAL.

Durante sus actividades de alimentación, vestido, aseo, vivienda, diversión y sus trabajos en las oficinas, comercios, servicios, industrias, y el campo, la gente emplea una gran variedad de materiales. Estos con el uso se transforman y se producen al mismo tiempo lo que se denomina: residuos, desechos, desperdicios o basuras. Por higiene la gente se ve obligada a deshacerse de ellos, desalojándolos inmediatamente del lugar en que se generan, esperando que la naturaleza por si sola se encargue de eliminarlos, asimilarlos o degradarlos, por ejemplo: residuos de alimentos; basura orgánica; desechos de la limpieza y aseo de la vivienda, la ropa y el cuerpo; desechos sanitarios; residuos de la producción industrial o agropecuaria, etc...

Esa práctica es factible mientras el contenido de sustancias contaminantes de las descargas se mantiene dentro de los límites en que la naturaleza puede guardar el equilibrio por si misma.

En resumen, con el incremento de la actividad productiva y de la población, crece el uso de materiales, en volumen y diversidad de sustancias. Inexorablemente también crece la producción de desechos líquidos, gaseosos, sólidos, calóricos, sonoros e incluso radioactivos.

El simple desalojo de los desechos sin ningún tratamiento, se ha revertido en un fuerte impacto sanitario, ambiental y económico.

Si no tienen una disposición adecuada, los desechos se convierten en contaminantes que agravan los perjuicios a otros habitantes, a los animales, plantas, la atmósfera, suelos. También al agua de los ríos y presas y la desaparición de la vida que sustentan. Se afectan las oportunidades de aprovechamiento de los recursos, se dañan los productos agrícolas y se intensifica

la generación de situaciones sanitarias adversas.

Es así como ha surgido un nuevo problema de la época industrial: la contaminación del ambiente, problema que agrava la restauración del equilibrio entre el hombre y la naturaleza. Por ello se puede afirmar sin mucho error la tesis de que la contaminación no es más que el resultado de una inadecuada disposición de los desechos.

Cabe destacar que la inadecuada disposición de desechos no es solo un problema de conocimiento, tampoco es solo de concientización, ni de transferencia y desarrollo de tecnologías. Disponer adecuadamente los desechos implica realizar procesos físicos, químicos y biológicos para reducir el volumen de los desechos, para disminuir la carga de contaminantes o para tratamiento de los residuos. Estos fines ocasionalmente se combinan con acciones de reuso, reciclamiento y uso eficiente de los recursos.

Es decir, la disposición adecuada de desechos implica costos, generalmente muy altos, haciendo que casi siempre se considere poco rentable, por lo que se tratan de ahorrar para aumentar las ganancias de las empresas. En este sentido se podría entender que los daños que produce la contaminación a la sociedad y la naturaleza, es la contraparte de las utilidades, la otra cara de la moneda, que se apropian las industrias y la misma población, al ahorrarse los costos de la disposición de los desechos.

Los efectos negativos de la contaminación se extienden progresivamente a todos los seres vivos y a todos los recursos. Alteran los ecosistemas y pueden modificar el sistema atmosférico. A veces se le considera erróneamente como un efecto inevitable del crecimiento o una consecuencia inmediata del progreso técnico. El menosprecio a los valores ambientales ha

traído como consecuencia la aceptación por parte de todos de la pérdida de calidad de vida. El problema requiere valorarse tomando en cuenta la intensidad de la contaminación, las áreas afectadas, el tiempo de duración, así como las consecuencias que se derivan; también se debe tomar en cuenta si los efectos son o no irreversibles y cual sería el costo de abatirla; debe incluirse además los criterios éticos y estéticos.

1.3.- GENERACION DE AGUAS RESIDUALES.

1.3.1.- Contaminación del agua.

Derivado de lo expuesto en la sección anterior, se comprende que el agua (H_2O) como químicamente se conoce es un producto artificial, ya que todas las aguas en condiciones naturales siempre contienen sustancias en solución y suspensión en proporciones muy variables. Estas modifican en forma significativa las propiedades, efectos y usos del agua.

Su calidad se caracteriza con parámetros que miden la presencia de diversos indicadores de sustancias contaminantes. La enumeración de estos parámetros depende del uso y son muy diferentes, según sea para riego, agua potable, producción piscícola, recreación, refrigeración industrial, calentamiento en calderas, procesos industriales. En general los parámetros son: físicos (sólidos totales en suspensión, temperatura, pH, conductividad, color, olor); químicos (DBO, DQO, contenido de metales, salinidad, dureza, grasas y aceites, alcalinidad, fosforo); biológicos (coliformes, parásitos), etc...

A continuación se explican los parámetros contaminantes en forma cualitativa y general:

MICROORGANISMOS: Se clasifican en patógenos y no patógenos. Algunos son de gran utilidad para la autodepuración y otros son inocuos. Algunos sirven para detectar la presencia de patógenos, como las bacterias coliformes que revelan el contacto de evacuaciones humanas con el agua.<<<Del número de coliformes que se encuentran en el agua se deduce el número probable de organismos patógenos existentes>>>>.

MATERIA ORGÁNICA: Este contaminante es el más importante en cantidad. Los principales productos son : papeles, excrementos,

detergentes y residuos vegetales. Parte de esta materia se descompone (se biodegrada) en sus componentes de carbono, fósforo, nitrógeno y azufre. Si las condiciones son aerobias se forma agua, anhídrido carbónico y ácido sulfhídrico; y si las condiciones son anaerobias, además de estos compuestos mencionados se produce el metano.

En presencia de materia orgánica los microorganismos aeróbicos se activan consumiendo esta y también el oxígeno del agua que requieren para vivir. Al acabarse el oxígeno, esos microorganismos perecen y se desarrollan otros que no requieren de oxígeno (anaerobios). La descomposición de la materia orgánica continúa, ahora con producción de ácido sulfhídrico, que le imparte el característico olor a podrido de las aguas contaminadas.

La cantidad de materia orgánica y el oxígeno disuelto en el agua guardan una estrecha relación. En aguas claras sin contenido orgánico, el oxígeno disuelto es de aproximadamente de 8 ppm ó sea 0.0008 % (6). La atmósfera contiene una proporción del 20%. El carácter polar del oxígeno la hace casi insoluble en el agua que es polar.

Sin embargo, esa pequeña cantidad de oxígeno mantiene la vida de los peces, que requieren de una pequeña concentración según las especies, pero si no se renueva en forma adecuada, se agota pronto. Por fortuna la oxidación es muy lenta y si existen mecanismos de renovación de oxígeno (difusión atmosférica, saltos de agua, agitación de las aguas, oxígeno producido por la función clorofílica de las plantas acuáticas), los microorganismos sobreviven más tiempo y pueden degradar mayor cantidad de materia orgánica.

La cantidad de materia orgánica se mide con un indicador denominado DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) que mide la

cantidad de oxígeno necesario para que los microorganismos descompongan la materia orgánica. La DBO se valua a través de la prueba DBO_5 , que consiste en medir la cantidad de oxígeno consumida por los microorganismos durante 5 días a una temperatura de $20^{\circ}C$, de un volumen de agua determinado. El resultado se expresa en mg/l de oxígeno disuelto. La DBO_5 no mide la DBO total porque al 50. día todavía queda materia orgánica por oxidar. La DBO_5 constituye alrededor de $3/4$ de la DBO total. Si el DBO es inferior al oxígeno disuelto, el sistema tiende a regenerarse.

Si hay sustancias orgánicas que no pueden consumir los microbios por falta de enzimas que las descompongan previamente, no biodegradables, se usa la DQO (Demanda Química de Oxígeno). Es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente todas las sustancias orgánicas.

NUTRIENTES. Las fuentes más importantes son los abonos y los detergentes domésticos. Aportan grandes cantidades de fósforo, nitrógeno y azufre, especialmente los dos primeros que se aportan en condiciones de ser asimilados. El exceso de nutrientes provoca el crecimiento de algas; producen, al descomponerse, un exceso de materia orgánica sobre la que actúan los microorganismos, que agotan el oxígeno disuelto.

MINERALES: Producen dos problemas principales: salinización y dureza. La salinización se debe a la presencia de $NaCl$ o sal común; su exceso perjudica la vida acuática y perjudica la agricultura. La dureza se debe al Ca^{2+} y Mg^{2+} que causan obstrucción de las cañerías y disminuye la eficacia de los jabones y detergentes.

QUÍMICOS. La descarga de la industria química y en muchos casos se desconocen sus efectos. Son extremadamente peligrosos y difíciles de tratar. Los más importantes son metales pesados y pesticidas. Los metales pesados, que tienen densidad de 1 a 5

g/cm³, comprende mercurio, plomo, cobre, cobalto, cromo, hierro, incluye el arsénico que no es metal.

Aunque, en muy pequeñas cantidades son necesarios en la constitución de los organismos, esos elementos producen alteraciones que pueden causar la muerte. Es famoso el caso de intoxicación en Minamata, Japón por el mercurio de las aguas residuales de una fábrica.

SEDIMENTOS. Se generan por la erosión de las rocas y los suelos. Producen turbiedad y generalmente es el más fácil de remover en el tratamiento.

CALOR. Lo genera las industrias que utilizan el agua como enfriamiento o calentamiento. El calor reduce el oxígeno disuelto, lo que produce efectos negativos en la flora y la fauna; También provoca cambios en el nacimiento de los peces en época no adecuada e incluso cambia el tipo de especies que habitan.

ACIDEZ Y ALCALINIDAD. Lo puede ocasionar las descargas de desechos líquidos de las industrias que utilizan ácidos y bases fuertes. Afectan la flora y fauna y tipo de vida que puede mantener. Se mide con el potencial de hidrógeno pH y modifica algunas propiedades como el intercambio iónico.

La contaminación del agua se podría abordar desde dos puntos de vista:

1.- El agua contaminada. Cuando el agua superficial o subterránea es contaminada durante su recorrido, hasta el sitio donde se extrae (fuente de abastecimiento) para su aprovechamiento. El agua de lluvias se puede contaminar antes de tocar tierra. En su caída arrastra polvos y microbios, y absorbe CO₂, otros gases y vapores. En las zonas próximas a las grandes

urbes o zonas industriales la contaminación por el agua da lugar a lo que se conoce como lluvia ácida.

Al escurrir se arrastran las sustancias típicas de los suelos mediante la erosión hidráulica; los sedimentos se incorporan como sólidos en suspensión y como material disuelto. Si la erosión es intensa, además de la contaminación del agua se origina el del azolvamiento de los cauces, conducción y las presas, que las inutiliza progresivamente.

Cuando las aguas de las lluvias escurren a través de tiraderos de basuras, se arrastran miles de sustancias contaminantes, entre ellas materias orgánicas y microbios patógenos que los acompañan.

En su paso cerca de centros urbanos y de producción industrial o agropecuaria, los escurrimientos reciben la contaminación de las descargas de las aguas usadas en ellas.

Por su parte, las aguas subterráneas fluyen en forma más protegida de la contaminación que las aguas superficiales. En general son aguas claras, libres de turbiedad y pueden ser aptas para el consumo humano si el contenido de minerales disueltos no es excesivo.

Sin embargo, se pueden contaminar de bacterias, parásitos o sustancias químicas, cuando se filtran hasta ellas las aguas de letrinas, fosas sépticas, pozos negros, descargas no controladas de drenajes que se introducen por grietas del terreno. En estos casos el daño producido a los acuíferos es permanente, ya que es muy baja su capacidad de autopurificación y dilución. Se cancela la oportunidad de aprovecharlas como fuente de agua potable.

2.- El agua contaminante. El agua ya usada (agua residual), produce contaminación de los cauces, lagos y presas donde se

descarga sin tratamiento previo y provoca la degradación de esos cuerpos de agua. El agua que retorna después de los usos domésticos, agrícolas e industriales, arrastra sustancias típicas de esos usos que contaminan a los cuerpos de agua en que se descargan. Los residuos contaminantes se descomponen por la capacidad de autopurificación natural, siempre que la cantidad no sea excesiva. Si se rebasa cierto límite, el agua sufre un proceso de degradación.

Capacidad de dilución y de autopurificación de las corrientes y cuerpos de agua. Al escurrir superficialmente, el agua se contamina con las sustancias señaladas y también se purifica en forma natural por la acción del oxígeno del aire, los rayos del sol. Así mismo, el desarrollo y alimentación de los organismos descomponen y eliminan (digieren) las materias contaminantes. La capacidad de dilución y de autopurificación de los cuerpos de agua tiene un límite que depende de las circunstancias particulares; que si se rebasa, el agua se degrada.

Las aguas subterráneas están más protegidas de la contaminación que las superficiales, pero no tienen la misma capacidad de autopurificación y de dilución que tienen las aguas superficiales.

Saneamiento de cuencas hidrológicas. La contaminación que sufre el agua, puede alterar su calidad de modo que sea peligroso su uso por la población. Los contaminantes pueden producir a las personas, animales y vegetación, envenenamientos lentos, intoxicaciones agudas y enfermedades, a pesar de que con el sabor, olor o la simple vista no se detecten. Los análisis químicos y bacteriológicos ofrecen grandes sorpresas en aguas de aspecto limpio, sin olor alguno y aún de sabor agradable.

En general, para preservar la calidad del agua, conviene

realizar acciones de saneamiento en las cuencas hidrológicas.- Comprende medidas para evitar la erosión, proteger las áreas de descarga de los basureros municipales y controlar las descargas residuales de los industriales y de las poblaciones, así como los retornos de la zona de riego.

1.3.2.- Producción de aguas residuales.

Como ya se expuso en la sección 1.2., las aguas residuales corresponden a los desechos líquidos que produce una comunidad, como resultado de su actividad cotidiana y producción económica.

El simple desalojo y alejamiento de las aguas residuales no es suficiente para resolver los problemas de saneamiento. Lejos de ello, constituye en una práctica que se revierte multiplicada por su impacto sanitario, ambiental y económico.

En el valle de México se produce aproximadamente 37.6 m³/s (21) de aguas residuales (incluye el agua pluvial que se colecta por la red de alcantarillados). Esto es casi el 54% del agua potable total que se consume (consumo de 68.8 m³/s).

Las aguas residuales de la zona metropolitana se desalojan por tres conductos: el gran canal del desagüe, el emisor del poniente y el emisor central.

De las aguas residuales 3 m³/s se aprovechan en forma directa para uso agropecuario dentro del valle de México (representa el 8% del total) y alrededor 0.8 m³/s se destina para su tratamiento y reuso (2% del agua total). Esta cantidad no incluye las plantas del exlago de Texcoco que actualmente se encuentran en funcionamiento y tienen una capacidad instalada de 1.5 m³/s. En la sección 1.4 se dan más detalles acerca de su tratamiento (21).

El agua residual que sale del valle de México se usa para riego agrícola, que representa aproximadamente 1186 millones de m³/año (equivalente a 37.6 m³/s) (21).

El agua residual contiene aproximadamente 99.95 % de agua y 0.05% (22) de sólidos de desperdicio. Entre mayor sea el consumo per capita, más diluido es el agua residual; puede contener también desperdicios industriales.

1.3.3.- Clasificación de las aguas residuales.

Por su procedencia las aguas de desecho o aguas residuales se pueden clasificar en: agrícolas, domésticas, industriales y pluviales.

A) AGUAS AGRICOLAS: Las aguas de retorno de riego contienen: sales, abonos, pesticidas y residuos de sustancias químicas. Las que proceden de usos pecuarios como limpieza de establos, especialmente de ganado porcino, pueden aportar grandes cantidades de estiércol y orines.

B) AGUAS DOMESTICAS: Proviene de las viviendas, tienen alto contenido de excrementos, basuras, papeles, productos de limpieza, jabones, detergentes, residuos de alimentos crudos y cocinados. Su color es gris y contiene gran diversidad de materias flotantes. Químicamente poseen los compuestos complejos de Nitrógeno de los excrementos humanos y de los fósforos de los detergentes, además de los que se hallan en la materia orgánica. Contiene gran cantidad de microorganismos, algunos de ellos patógenos. Tienen un débil contenido de materias en suspensión.

C) AGUAS INDUSTRIALES: Proviene del enfriamiento, de lavados y de los procesos en las plantas industriales. Su contenido depende del tipo de industria y de los procesos que usan. Contienen químicos diversos; que pueden ser peligrosos por

sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, radioactivas, inflamables e infecciosas. Los residuos orgánicos de la industria papelera pueden ser iguales o más importantes que los de una comunidad media de habitantes.

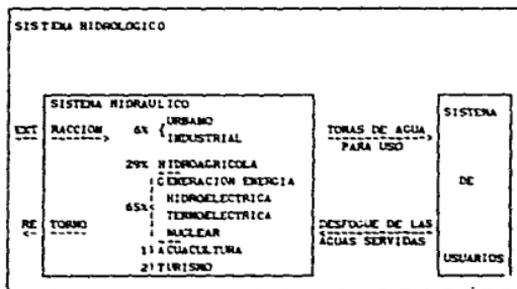
D) AGUAS PLUVIALES: Es el agua de lluvia que arrastra la suciedad que encuentra a su paso. De allí la importancia de disponer en forma adecuada los desechos sólidos o basuras, pues sus elementos pueden ser arrastrados por los escurrimientos.

1.3.4.- Sistemas Hidrológicos.

Cabe destacar que entre los dos sitios involucrados en los dos puntos de vista, o sea, el de extracción de aguas de primer uso y el de descarga de aguas residuales, existe un Sistema de Aprovechamiento hidráulico y un Sistema de Usuarios. A su vez estos son englobados dentro de un Sistema hidrológico.

FIG. 1.3.1.

MARCO FISICO, SOCIOPOLITICO, ECONOMICO E INSTITUCIONAL DE LOS SISTEMAS HIDRAULICOS (7)



Los componentes que integran este marco se explican en la siguiente tabla:

TABLA 1.3.2. (7)

SISTEMAS	COMPONENTES
1) Hidrológico:	Circulación atmosférica, precipitación, escurrimiento, lagos y presas, mantos subterráneos evaporación y transpiración, circulación en Oceano y evaporación.
2) Hidráulicos:	Fuente de agua (rio, lago, manto subterráneo) obras de captación (presas, pozos), conducción (canales, tuberías a presión, plantas de bombeo) potabilización (acondicionamiento de la calidad para usarla), distribución, recolección, emisión ó desfogue, tratamiento (acondicionamiento de la calidad por control de contaminación).
3) Usuarios:	Eficiencia de uso, sistema de recirculación, sostenimiento financiero del sistema hidráulico, desechos en el agua.

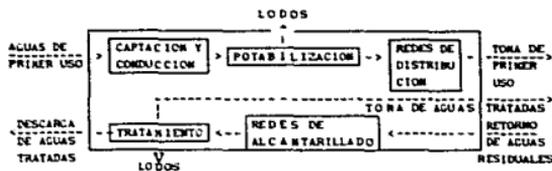
Sin embargo, los sistemas hidráulicos pueden ser de uno o varios de los siguientes tipos: Sistemas Hidráulicos Urbanos, Industriales, Hidroagrícolas, Generación de Energía, Acuicultura, Turísticos y de Navegación.

A continuación, se presenta un cuadro de explicación de los diferentes sistemas hidráulicos y se esquematizan para su mejor comprensión en la figura 1.3.4.

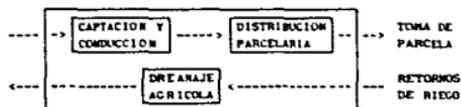
TABLA 1.3.3. (7)
CLASIFICACION DE LOS SISTEMAS HIDRAULICOS

SISTEMAS	USO DEL AGUA	CARACTERISTICAS DE LOS USUARIOS
HIDRAULICOS.		
URBANO	Domestico	Cada usuario se ubica en un lote o predio donde tiene sus instalaciones domesticas, comerciales, oficinas, industrias turisticas y recreativas, etc.
	Municipal	
	Industrial	
	Riego de jardines	Dependiendo del tamaño de la población el conjunto de usuarios es más o menos numeroso y con usos diversos.
	Recreativo	
HIDRO-AGRICOLA	Riego de cultivos	Cada usuario se ubica en una parcela donde cultiva sus productos agrícolas o cuida la explotación de su ganado.
	Abrevaderos y otros	
INDUSTRIAL	Procesos	Las industrias pueden estar fuera de la población, agrupados en parques industriales o dispersos en la ciudad.
	Producción de vapor e intercambio de calor.	
GENERACION DE ENERGIA	Impulsión de turbinas	Cada sistema tiene integrado sus elementos en un conjunto donde el uso del agua está predeterminado desde antes de su construcción. En México el usuario es la CFE en todos los casos.
	Producción de vapor	
HIDROELEC.	Enfriamiento	
ACUACULTURA	Cultivo de especies acuáticas	Empresas públicas o privadas que crían y engordan especies acuáticas en estanques, lagos y presas.
TURISMO	Hoteles, deportivos, centros turísticos y culturales	Pueden tener sus sistemas aislados o estar ligados por una red pública.
NAVEGACION	Transportación	En México se da en escala muy pequeña en forma natural en ríos y lagos.

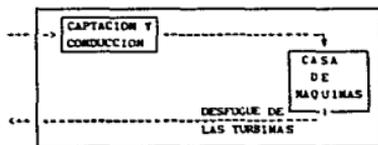
FIG. 1.3.4. (7)
 SISTEMA HIDRAULICO URBANO E INDUSTRIAL



SISTEMA HIDRAULICO HIDROAGRICOLA



SISTEMA HIDRAULICO EN LA GENERACION HIDROELECTRICA



SISTEMA HIDRAULICO EN LA GENERACION TERMoeLECTRICA



1.4.- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Como consecuencia de la contaminación, se han promulgado leyes y reglamentos que imponen las condiciones mínimas para que sea aceptable descargar agua contaminada en cuerpos de agua. Estas se basan en el principio de que el que use el agua para su servicio, está obligado a devolverla sin alteraciones nocivas para la salud y economía de los demás que la usen posteriormente.

Se define la cantidad de sustancias que se pueden descargar: organismos patógenos, residuos radioactivos, minerales disueltos, materias orgánicas degradables, nutrientes, sólidos disueltos y en suspensión, metales y calor.

Para este fin se requiere de un proceso de tratamiento a fin de reducir del agua las sustancias contaminantes a un nivel permisible con los ordenamientos.

El tipo y grado de tratamiento dependen de:

- 1) Tipo y grado de contaminación.
- 2) Capacidad de difusión y autopurificación.
- 3) Calidad del agua de los cuerpos receptores.
- 4) Uso que se le dará al agua resultante.

Se pueden identificar dos políticas o criterios en el establecimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

a) Tratamiento para reuso.- En un cierto momento, por la escasez y el alto costo de las aguas claras, puede ser atractivo económicamente aprovechar las aguas residuales como una fuente de agua para ciertos usos. En estos se trata de extraer el agua utilizable mejorando su calidad a un nivel compatible con el uso considerado, pero sin existir ningún interés por los

contaminantes. Este punto de vista es el que ha predominado hasta las últimas fechas y es por ello que la mayoría de las plantas devuelven los lodos a los colectores o emisores de aguas negras.

b) Tratamiento para el saneamiento.- A partir de octubre de 1991, las leyes imponen en nuestro país el pago de una cuota por descargar las aguas residuales, en función de la cantidad y tipo de contaminantes. A algunos usuarios les es más barato cuidar el agua e instalar su propia planta. Como no se permite descargar los lodos, estos se deben someter a tratamiento para su disposición final.

La planta de tratamiento reproduce en un espacio muy reducido y acelerada los procesos naturales de purificación que se dan en un río.

El proceso consta de dos etapas: primaria y secundaria, aunque hay plantas con otra etapa adicional (terciaria) y tantas más, con el fin de obtener un producto más limpio. A continuación se describen estas etapas.

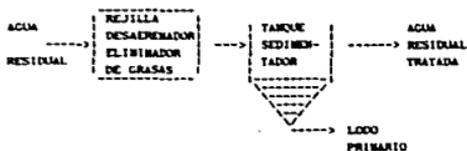
Tratamiento primario. Su objetivo es remover por medios físicos las grasas y los sólidos en suspensión. Elimina del 35 a 40 % de DBO y 60 a 65 % de sólidos sedimentables. Por lo general es un tratamiento previo a otros de mayor complejidad, aunque puede ser útil para pequeños efluentes que vierten en un sistema con gran capacidad de dispersión.

Consiste de rejillas que impiden el paso de objetos y partículas de determinado tamaño; estas rejillas se limpian en forma continua, generalmente en forma mecánica. Posteriormente, en un desarenador se propicia la sedimentación de las partículas más pesadas. Luego pasa por un eliminador de grasas y aceites; un eliminador de material flotante; un limitador de espumas, que elimina el complejo grasa-tensoactivo mediante la dosificación de

sulfato de aluminio.

Es necesario un tanque de sedimentación con tiempo de 2 o 3 horas de retención, que separe los sólidos sedimentables; en su parte inferior se extrae la materia sedimentada y de la superior se retiran las grasas, aceites y demás materias flotantes.

FIG. 1.4.1
DIAGRAMA DE TRATAMIENTO PRIMARIO (4)



Tratamiento secundario. Su objetivo es remover por medios biológicos la materia orgánica disuelta y en suspensión coloidal. Generalmente consta de dos partes: En la primera se aplican colonias de microorganismos que se activan bajo ciertas condiciones. Provocan la reacción que convierte la materia orgánica disuelta y en suspensión coloidal en una biomasa que se degrada y estabiliza formando flóculos sedimentables. En la siguiente parte que es el sedimentador secundario se separan los sólidos del agua que se retiran como lodo del fondo del tanque.

El proceso requiere un delicado equilibrio de los siguientes aspectos: Cantidad de microorganismos; contacto eficaz con la materia orgánica; mantenimiento de las condiciones que favorecen la estancia y crecimiento de los microorganismos; tiempo de contacto suficiente; y, temperatura adecuada.

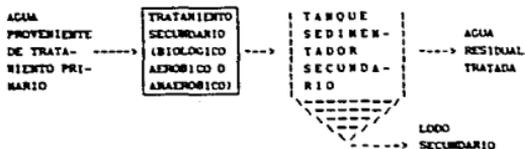
En México se utilizan los siguientes procesos de tratamiento de aguas residuales: Tanque Iahoff; fosas sépticas; lodos

activados; aireación extendida; filtros biológicos; zanjas de oxidación; lagunas aeradas; lagunas de estabilización o de oxidación.

Existe además el tratamiento anaerobio, que se ha desarrollado con buenos resultados en países más avanzados. Se usa el reactor convencional, el reactor UASB, el de filtro anaerobio, el de lecho fluidificado y el de contacto anaerobio. Este tipo de tratamiento está desplazando a los procesos de aireación por su rentabilidad y por su oportunidad de recuperación de energía. Sin embargo su eficiencia de remoción es menor que en el tratamiento aerobio y es además muy sensible a las condiciones del proceso.

Posteriormente, al final del proceso se aplica una desinfección a base de cloro, para eliminar microorganismos patógenos y virus.

FIG. 1.4.2.
DIAGRAMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO (1)



Tratamiento terciario. Su objetivo es remover nutrientes: nitrógeno, fósforo, y otras sustancias orgánicas e inorgánicas como metales pesados, y reducir más los sólidos suspendidos. Los métodos más usados son la coagulación y la filtración. En este punto, los procesos se asemejan a los de una planta potabilizadora.

El coagulante, como la cal, incrementa el pH que permite extraer los metales pesados. El coagulante incrementa los residuos de la planta o sea los lodos, que posteriormente deben ser sometidos a tratamiento.

FIG. 1.4.3.
DIAGRAMA DE TRATAMIENTO TERCARIO (1)



DISPOSICION DE LAS AGUAS TRATADAS. En una planta de lodos activados se puede tener aguas tratadas de las siguientes características:

	mg/l
DBO ₅	< 30
DQO	< 80
SS	< 10
NTK	< 5
Detergentes	< 15
Fosfatos	< 4

El agua tratada se descarga en una corriente o cuerpo de agua. En esta se diluye y mejora la calidad con la capacidad autopurificadora de la corriente hasta que es tomada por otro usuario aguas abajo. Se constituye así el reuso indirecto, que se practica desde hace mucho tiempo en diversos países.

El uso directo que consiste en tomarla del efluente de la planta de tratamiento no es una práctica real para uso urbano. En

El coagulante, como la cal, incrementa el pH que permite extraer los metales pesados. El coagulante incrementa los residuos de la planta o sea los lodos, que posteriormente deben ser sometidos a tratamiento.

FIG. 1.4.3.
DIAGRAMA DE TRATAMIENTO TERCIARIO (7)



DISPOSICION DE LAS AGUAS TRATADAS. En una planta de lodos activados se puede tener aguas tratadas de las siguientes características:

	mg/l
DBO ₅	< 30
DQO	< 80
SS	< 10
NTK	< 5
Detergentes	< 15
Fosfatos	< 4

El agua tratada se descarga en una corriente o cuerpo de agua. En esta se diluye y mejora la calidad con la capacidad autopurificadora de la corriente hasta que es tomada por otro usuario aguas abajo. Se constituye así el reuso indirecto, que se practica desde hace mucho tiempo en diversos países.

El uso directo que consiste en tomarla del efluente de la planta de tratamiento no es una práctica real para uso urbano. En

la industria se usa cuando se justifica económicamente.

Los reusos que puede tener son: enfriamiento, redes para riego de jardines, redes de baños. Para otros usos, como procesos de fabricación y calderas de vapor, se requiere por lo general de un tratamiento más fino. Los reusos pueden generar varios tipos de problemas: incrustación, corrosión, desarrollo de microbios, contaminación, espumas, etc.

SITUACION EN EL VALLE DE MEXICO

TRATAMIENTO DE AGUA PARA REUSO MUNICIPAL

En la zona metropolitana el tratamiento de aguas se realiza en 10 plantas distribuidas en el D.F. y en el Estado de México con una capacidad de 4.4 m³/s. En el lago de Texcoco se dispone de una capacidad instalada de 1.5 m³/s en dos partes: una de lodos activados (1.0 m³/s) y otra de lagunas facultativas (0.5 m³/s). Las aguas tratadas se destina al riego de areas verdes en bosques, parques, jardines y camellones, lavado de autos, etc...

Las plantas trabajan al 10% de su capacidad instalada debido a la demanda para su reuso. Esto significa que se trata 0.6 m³/s de agua (8).

TRATAMIENTO DE AGUA PARA REUSO INDUSTRIAL.

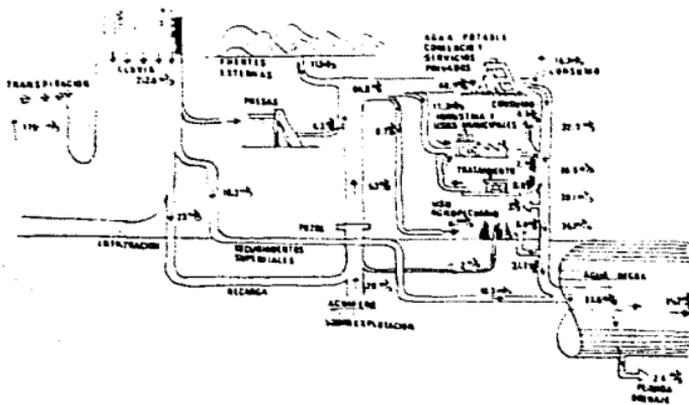
La capacidad instalada es de 2 m³/s, esto incluye la planta de tratamiento Lecheria que tiene una capacidad instalada de 0.4 m³/s y a la fecha se ha operado para un gasto medio de 0.2 m³/s.

En general, la cantidad total de agua tratada para los dos reusos es de 0.8 m³/s, lo que representa como ya mencionamos anteriormente el 2% del agua residual generada.

Hay que hacer notar, que en ninguna de estas plantas se trata el lodo residual que se genera.

Las cifras dan una idea de la magnitud del problema técnico que implica atender una necesidad que no se ha atendido adecuadamente, pues solo el 2% de las aguas residuales reciben algún tratamiento y además de que este tratamiento es incompleto.

FIG. 1.4.4.
BALANCE DE MATERIA PARA EL SISTEMA HIDROLOGICO
DEL VALLE DE MEXICO (21)



NOTA: Los datos numéricos de agua que se han presentado son los más actuales, pues a la fecha no se ha publicado algo semejante a estos, sin embargo la actualización de estos valores no cambiaría nuestro objetivo que es básicamente ver la proporción que se destina o produce en cada área.

1.5.- GENERACIÓN DE LODOS

Los lodos ó también llamados fangos son el material contaminante en forma de suspensiones más o menos concentradas que se retiran del agua al recibir un tratamiento de sedimentación. Estos lodos pueden contener compuestos como microorganismos o productos de degradación de materia orgánica que se forman al someterse a un tratamiento biológico o químico previo.

Generalmente los lodos que provienen de una planta de tratamiento de aguas se clasifican en primarios y secundarios. Los lodos primarios son los que provienen del tratamiento primario (sedimentación del agua cruda); estos lodos son los más ofensivos.

Los lodos secundarios son los que provienen del tratamiento secundario de las aguas residuales (sedimentación del agua residual después de recibir un tratamiento biológico), estos son más fáciles de separar.

Los factores que determinan la producción de lodos en una planta de tratamiento de aguas tiene que ver con los aspectos culturales, costos tecnológicos en donde intervienen factores políticos, legales y administrativos. Son aspectos de la administración del agua, que en su parte más conocida tiene que ver con los usos de este recurso en las actividades domésticas, urbanas, generación de energía, piscicultura, recreación agrícola. Por otro lado, tiene que ver con el control de la calidad que permita su uso en las condiciones de seguridad adecuadas.

La disposición de lodos, es el último eslabón de la calidad del uso y aprovechamiento del agua.

En una planta de tratamiento, la fracción líquida puede seguir tratamiento, generalmente químico, para reutilización o descarga en cuerpos receptores, pero el problema se queda ahora en la fracción sólida la cual resulta muy grave, ya que contienen una serie de microorganismos patógenos y un alto contenido de sustancias orgánicas, además de una diversidad de compuestos tóxicos, etc., cuyo manejo y disposición complica el tratamiento de esta fracción.

Actualmente la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales que operan en el país carecen de las instalaciones para el manejo adecuado y disposición final de los lodos generados tanto en el tratamiento primario como secundario.

En la práctica actual los lodos se descargan al sistema de alcantarillado. Esto hace ver que las plantas están incompletas y les falta lo principal para poder descontaminar el agua.

La característica común de todos estos lodos es su carácter extremadamente líquido, de valor escaso o nulo. Algunos son químicamente inertes, pero los que proceden de tratamientos biológicos son fermentables y a veces nauseabundos. Se necesita una u otra forma de tratamiento: estabilización, espesamiento, deshidratación, seguida o no de secado y de incineración, o combinación con uno o varios de estos métodos, antes de su vertido a su medio natural.

CLASIFICACIÓN

La caracterización del lodo es fundamental para la elección del método de tratamiento que le corresponde, así como para prever los resultados de los aparatos que han de emplearse. En el cuadro 1.5.1. se propone una clasificación de los diferentes lodos, en función de su origen, por una parte, y de su contenido en materia coloidal hidrófila, que influye activamente en su

comportamiento durante la deshidratación, por otra.

TABLA 1.5.1.
CLASIFICACION DE LOS LODOS RESIDUALES (3)

Proceso de tratamiento de aguas residuales	Origen	Industria	Características de origen	Composición de origen	Proceso de tratamiento	Tipos de lodo	Características de origen	Composición de origen
Lodos de tratamiento de aguas residuales	1	2	3	4	5	6	7	8
Lodos de tratamiento de aguas residuales	13	14	15	16	17	18	19	20
Lodos de tratamiento de aguas residuales	25	26	27	28	29	30	31	32
Lodos de tratamiento de aguas residuales	37	38	39	40	41	42	43	44
Lodos de tratamiento de aguas residuales	49	50	51	52	53	54	55	56
Lodos de tratamiento de aguas residuales	61	62	63	64	65	66	67	68
Lodos de tratamiento de aguas residuales	73	74	75	76	77	78	79	80
Lodos de tratamiento de aguas residuales	85	86	87	88	89	90	91	92
Lodos de tratamiento de aguas residuales	97	98	99	100	101	102	103	104
Lodos de tratamiento de aguas residuales	109	110	111	112	113	114	115	116
Lodos de tratamiento de aguas residuales	121	122	123	124	125	126	127	128
Lodos de tratamiento de aguas residuales	133	134	135	136	137	138	139	140
Lodos de tratamiento de aguas residuales	145	146	147	148	149	150	151	152
Lodos de tratamiento de aguas residuales	157	158	159	160	161	162	163	164
Lodos de tratamiento de aguas residuales	169	170	171	172	173	174	175	176
Lodos de tratamiento de aguas residuales	181	182	183	184	185	186	187	188
Lodos de tratamiento de aguas residuales	193	194	195	196	197	198	199	200
Lodos de tratamiento de aguas residuales	205	206	207	208	209	210	211	212
Lodos de tratamiento de aguas residuales	217	218	219	220	221	222	223	224
Lodos de tratamiento de aguas residuales	229	230	231	232	233	234	235	236
Lodos de tratamiento de aguas residuales	241	242	243	244	245	246	247	248
Lodos de tratamiento de aguas residuales	253	254	255	256	257	258	259	260
Lodos de tratamiento de aguas residuales	265	266	267	268	269	270	271	272
Lodos de tratamiento de aguas residuales	277	278	279	280	281	282	283	284
Lodos de tratamiento de aguas residuales	289	290	291	292	293	294	295	296

La composición del lodo depende de la naturaleza de la contaminación inicial del agua y de los procesos de depuración a los que se somete: tratamientos físicos, fisico-químicos, biológicos.

Clase orgánica hidrófila: es una de las clases más amplias. Las dificultades de deshidratación de estos lodos se deben a la presencia de una fracción importante de coloides hidrófilos. Entran dentro de esta categoría todos los tipos resultantes del tratamiento biológico de aguas residuales y cuyo contenido en materias volátiles puede alcanzar hasta el 90% de la totalidad de la materia seca.

En estos lodos pueden encontrarse presentes hidróxidos de carácter hidrófilo, tales como hidróxidos de hierro o de aluminio, procedentes de floculantes minerales utilizados en el proceso de depuración del agua.

Estos lodos requieren de acondicionamiento antes de su deshidratación mecánica.

Clase mineral hidrófila. Estos lodos contienen hidróxidos metálicos formados en los procesos físico-químicos por precipitación de iones metálicos presentes en el agua a tratar (Al, Fe, Zn, Cr) o debidos al empleo de floculantes minerales (sales ferrosas o férricas, sales de aluminio).

Clase aceitosa. Se caracteriza por la presencia, en los efluentes, de cantidades, incluso pequeñas, de aceites o grasas minerales (o animales). Estos aceites se encuentran en emulsión o adsorbidos por las partículas fangosas hidrófilas o hidrófobas. Puede contener también una fracción de lodo biológico, en caso de tratamiento final con lodos activados (tratamiento de aguas residuales de refinería).

Clase mineral hidrófoba. Estos lodos se caracterizan por una gran proporción de materias con un contenido en agua ligada pequeño o nulo (arena, limo, escoria, cascarilla, sales cristalizadas...).

La deshidratación de este tipo de fangos, que, en principio, no presenta dificultad, puede verse perturbada por presencia de materias minerales hidrófilas, procedentes de floculantes utilizados en el proceso de tratamiento de agua.

Clase fibrosa. Generalmente, estos lodos son fáciles de deshidratar, excepto cuando por la recuperación extremada de fibras, evolucionan hacia el tipo hidrófilo, por la presencia de

hidróxidos o de lodos biológicos, o de unos y otros.

FACTORES QUE CARACTERIZAN LA NATURALEZA DEL LODO

a) Concentración de materia seca: Se expresa, generalmente en g/l o en % en peso, y se determina por secado a 105°C hasta peso constante. En el caso de lodos líquidos, generalmente su valor se aproxima al contenido de materia en suspensión, determinado por filtración o centrifugación.

b) Contenido en materias volátiles: Se expresa en % en peso de materias secas, determinándose por calcinación de estas en un horno a 550 a 600°C.

Especialmente cuando se trata de lodos de la clase organohidrófila, su valor se aproxima al contenido en materias orgánica y es característico del contenido en materias nitrogenadas.

c) Composición elemental ponderal (especialmente para lodos orgánicos):

C y H para conocer el grado de estabilización o deducir el poder calorífico interior;

N y P para apreciar el valor agrícola del lodo.

Otros compuestos (metales pesados, por ejemplo). Para lodos minerales, generalmente son útiles los que tienen contenidos en Fe, Mg, Al, Cr, sales de calcio (carbonato y sulfatos) y sílice.

d) Composición del agua intersticial:

Sustancias disueltas;

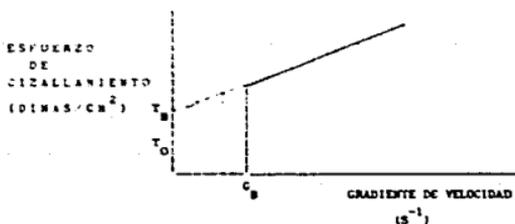
DQO, DBO₅, pH, alcalinidad, acidez, ácidos volátiles, etc...

FACTORES QUE CARACTERIZAN LA ESTRUCTURA DEL LODO

a) Viscosidad aparente en relación con el comportamiento reológico. Las suspensiones de lodos no son líquidos newtonianos: el valor hallado para la viscosidad es relativo y depende de la tensión de cizallamiento aplicada.

Para algunos lodos y con ciertas precauciones, puede deducirse una viscosidad denominada de Bingham, para una tensión característica T_0 del mismo nombre.

FIG. 1.5.2.
DETERMINACION DE VISCOSIDAD DE BINGHAM (1)



Lo anterior permite evaluar el carácter tixotrópico del lodo. Es decir, la aptitud de éste a solidificarse en ausencia de toda agitación, y a transformarse en un líquido cuando se agita ligeramente. Esta característica es muy útil para conocer las posibilidades de recogida, transporte y bombeo de un lodo.

b) Análisis granulométrico.

c) Naturaleza del agua contenida en el lodo. El agua contenida en un lodo es la suma del agua libre (eliminable con

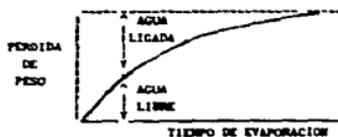
bastante facilidad) y el agua ligada (comprende: el agua de hidratación coloidal, agua capilar, agua celular y químicamente ligada).

Para la liberación del agua ligada, se necesita un energía bastante fuerte; por ello, especialmente el agua celular, solo puede separarse por medios térmicos potentes (acondicionamiento térmico, secado o incineración).

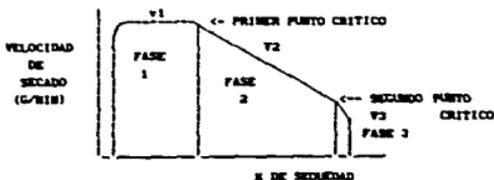
La proporción de agua libre y de agua ligada es, por lo tanto, determinante en la aptitud de un lodo para su deshidratación. Esta medición se puede hacer por termogravimetría.

FIG. 1.5.3.
TERMOGRAMAS (3)

CURVA DE DESHIDRATACION DE LODO POR EVAPORACION
A TEMPERATURA CONSTANTE



TERMOGRAVIMETRIA DE LOS LODOS



**FACTORES QUE CARACTERIZAN EL COMPORTAMIENTO DEL LODO
DURANTE SU DESHIDRATACION**

Estos factores se derivan de las técnicas de deshidratación que se utilicen y se examinan detalladamente en lo que sigue:

Aptitud para el espesamiento.

Filtrabilidad; resistencia específica a la filtración.

Compresibilidad.

Sequedad límite a una presión dada.

Centrifugabilidad.

1.6. - TRATAMIENTO DE LODOS

El aspecto más crítico del tratamiento de aguas está en el manejo y la disposición de los lodos que se producen en las diversas partes del proceso. Es la parte más complicada y costosa pues implica hasta el 50% del costo del control de los desechos líquidos. Su gran problema proviene de su gran volumen y su alto nivel de contaminación que dificulta su manejo y su disposición final.

Los tipos de tratamiento de lodos más adecuada pueden variar según las disponibilidades de terreno, la naturaleza más o menos fermentable de los lodos, su aptitud para la deshidratación y los factores económicos (precio del terreno, mano de obra, energía, reactivos, amortización de las inversiones, exigencias sanitarias, etc.). En todos los casos sus objetivos finales serán siempre los mismos:

1) Reducción del volumen. Se puede lograr por: simple espesamiento (con el que la sequedad del producto podrá alcanzar en algunos casos el 10 o muy excepcionalmente el 20%, sin que por ello pueda manejarse con pala); deshidratación por drenaje natural; escurrido mecánico; secado térmico, o incineración que viene siendo una continuación de la deshidratación.

2) Reducción del poder de fermentación (estabilización), que puede obtenerse por:

- Digestión anaerobia.
- Estabilización aerobia.
- Estabilización química.
- Pasteurización.
- Irradiación.
- Incineración en última etapa

La palabra estabilización es un término que ha sido recientemente adoptada para todos los métodos de tratamiento.

En los procesos de digestión se busca la eliminación del olor desagradable; destrucción parcial de los sólidos; mejora de las características del flujo, y un aumento en la concentración de nitrógeno soluble. La mayoría de los métodos reducen en una cierta proporción los microorganismos patógenos.

La importancia de la desinfección es mayor cada día, debido a su potencial de uso en la agricultura. También por la necesidad de clasificar los tratamientos de lodos en función de su efectividad para reducir los microorganismos patógenos.

La estabilidad de los lodos no es un parámetro muy sencillo de definir por la complejidad misma de estos, de tal suerte, que no existe un método estándar para medirlo y el método elegido está básicamente en función del uso final al que se le destine el lodo.

La tabla 1.6.1. muestra los principales métodos de tratamiento desarrollados internacionalmente para la estabilización de los lodos. En esencia son dos tipos: biológicos y químicos. Los biológicos efectúan en cierto grado una estabilización permanente. Los de tipo químico tienen efectos que pueden ser temporales o permanentes. El método convencional y más ampliamente utilizado, sin excepción, es el de digestión anaerobia o metanogénesis.

TABLA 1.6.1.
POSIBLES METODOS DE ESTABILIZACION DE LOS LODOS
Y SITUACION ACTUAL DE USO INTERNACIONALMENTE

TIPO DE ESTABILIZACION	PROCESO	METODO	SITUACION ACTUAL (%)	
BIOLOGICOS	DIGESTION ANAEROBIA	-Sin calentamiento (laguna o tanque)	B	
		-Con calentamiento:		
		a) MESOFILICA (25 a 30°C):		
		-de una etapa	A	
		-de dos etapas	C	
			-de dos fases	D
			-b) TERMOFILICA (45 a 55°C)	C
	DIGESTION AEROBICA		-Sin calentamiento	B
		OXIDATIVA	-AUTOTERMICA (45 a 70°C)	
	PROCESO DUAL		a) con aire	C
		b) con oxigeno	C	
		-Digestion autotermica oxidativa,		
		seguida por digestion anaerobia	D	
QUIMICA	COMPOSTEO CON O SIB AGENTES	-Almacenamiento del lodo compactado por largos periodos	B	
	AGLUTINANTES	-Con ventilacion	B	
	O MATERIAL RECICLADO	-Pila aireada	C	
		-Tambores rotatorios	B	
		-Recipiente aireado	B	
		-Ladrillos compactados	C	
	ADICION DE HIDROXIDO DE CALCIO (pH>12)	-Hidroxido de calcio hidratado		
		el lodo liquido	B	
		-Adicion de oxido de calcio a lodos liquidos o solidos	C	
	ADICION DE AGENTES OXIDANTES MODIFICADORES DEL OLOR O BACTERICIDAS	-Cloracion, peroxidos, otros agentes oxidantes, bactericidas organicos	C/D	

* A = Bien establecido y ampliamente usado en la mayoria de los paises; B = Bien establecido, pero de uso mas comun en unos paises que en otros; C = establecido, pero de uso limitado; D = experimental o en desarrollo.

DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia o metanogénesis es un proceso biológico anaerobio en que ese material orgánico inicial se degrada progresivamente por una comunidad bien organizada de varias poblaciones microbianas (biomasa activa) hasta metano y bióxido de carbono; La carga orgánica (DBO o DQO) disminuye y después del proceso queda un lodo remanente, ya es estabilizado y que no sufre degradación biológica espontánea. Esto facilita su disposición final o su utilización. Además, el biogas producido puede ser importante como energético.

Degradación de la glucosa por digestión anaerobia.



Este tratamiento, aunque técnicamente ofrece grandes ventajas no es una práctica utilizada en México.

El tratamiento anaerobio convencional tiene la desventaja de que no se obtienen los resultados esperados debido a la extrema sensibilidad de su microflora, sobre todo en la etapa metanogénica. Esto conlleva el peligro de que se sustituya por otro proceso fácil o lo que es peor, que se elimine en forma definitiva.

Otra desventaja es que el tiempo de retención es muy grande debido a que el crecimiento de las bacterias metanogénicas es muy lento. Esto implica reactores muy grandes.

Cuando este tipo de tratamiento se empezó a utilizar en

México había mucho empirismo, pues no se conocían en forma detallada los fenómenos bioquímicos y microbiológicos responsables. En los últimos quince años se ha avanzado en el conocimiento de los procesos anaerobios. Actualmente se tienen sobre fundamentos sólidos y un profundo conocimiento del proceso, que permiten controlarlo en forma adecuada.

ESTABILIZACION AEROBIA

Consiste en una aireación prolongada de los lodos, que genera (en los lodos primarios), o mantiene (lodos activados) el desarrollo de microorganismos aerobios y se prolonga hasta sobrepasar el periodo de síntesis de las células y se lleva a cabo su propia autooxidación. Es el mecanismo de la respiración endógena, esquematizado, en una primera etapa, por la eliminación de materia celular.

Degradación de la glucosa por digestión aerobia.



Debido a la mayor energía calorífica desprendida en la oxidación, las bacterias aerobias trabajan más rápidamente que las bacterias metánicas. Sin embargo, la parte no biodegradable de las células es relativamente mayor en una estabilización aerobia.

En la estabilización, como en todo proceso biológico, influye mucho la temperatura; la baja de 20°C a 10°C puede aumentar en 50% el tiempo de estabilización, considerando un porcentaje igual de reducción de materias volátiles. Sin embargo, la baja en la temperatura no produce las graves molestias de olores nauseabundos, lodos grises que drenan mal, pH ácido, etc, que origina, en las mismas condiciones, en una digestión anaerobia sin calentamiento.

La reducción de materias volátiles que se logra en las condiciones climatológicas más frecuentes, es sensiblemente inferior que la digestión anaerobia por calentamiento. Igualmente, la eliminación de gérmenes patógenos es menos eficaz (del orden del 85%) y la destrucción de los huevos de helmintos más problemática.

Sin embargo, por su rusticidad, sencillez de operación, facilidad por soportar variaciones de carga, pH y aún, en cierta medida, de temperatura, la estabilización aerobia de los lodos se ha extendido considerablemente en instalaciones rurales o de importancia media.

Siendo más flexible que la digestión anaerobia, donde las bacterias metánicas son sensibles a las condiciones ecológicas (presencia de Cr^{+6} y cationes pesados), la estabilización aerobia se adapta mejor al tratamiento de lodos de aguas residuales industriales.

Tiene costos de operación por consumo de energía superiores a los correspondientes a la digestión anaerobia. Por el contrario, en ésta última los costos de inversión en la instalación son mayores.

TABLA 1.6.2. (3)
 CUADRO COMPARATIVO DE LOS DOS TRATAMIENTOS

	ESTABILIZACION AEROBIA	DIGESTION ANAEROBIA
Productos de degradación	CO ₂ , H ₂ O, NO ₃ ⁻	NH ₄ , H ₂ O, CH ₄ , CO ₂
Energía disponible para las bacterias (para 1 mol de dextrosa)	650 Cal.	35 Cal.
Velocidad de degradación	+	-
Reducción final de materias volátiles.	-	+
DBO ₅ del líquido que sobrenada	50-500 mg/l	500-3000 mg/l
DBO ₅ por g de materias volátiles.	-	+
Relación MV/MS	+	-
Olor	=	=
Filtrabilidad	-	+

ESTABILIZACIÓN QUÍMICA.

Para la estabilización biológica de los lodos se requieren obras de dimensiones importantes. Cuando se tiende preferentemente a reducir los gastos de instalación, se puede disminuir notablemente el poder fermentable del lodo con la adición de agentes químicos.

Los reactivos no modifican, por sí mismos, la cantidad de materia orgánica biodegradable, sino que realiza esencialmente una acción bactericida. Por su bajo costo y alcalinidad, la cal es el reactivo más utilizado. La adición de cal no produce el mismo efecto en lodos líquidos que en lodos deshidratados.

En los lodos líquidos, la adición de cal produce el bloqueo

temporal de fermentaciones ácidas nauseabundas por medio de la elevación de pH. Su empleo es frecuente en espesadores de lodos, especialmente de lodos frescos. Con ella mejora, igualmente, la filtrabilidad inicial del lodo. Las dosis de cal utilizadas son del orden del 10% de la cantidad de materia seca, variando con la septicidad del agua bruta, el tipo de tratamiento de agua, la temperatura y el tiempo de espesamiento. No obstante, aún cuando se añada cal, no podrá prolongarse excesivamente el tiempo de almacenamiento de los lodos líquidos, debido al efecto de dilución y a que a la larga, se reanuda la fermentación de las partículas de lodo que hubieran escapado a la alcalinización.

En lodos deshidratados, la estabilización con cal es mucho más duradera, tanto más cuanto menos agua contiene, porque las fermentaciones ácidas se desarrollan con más dificultad. Sin embargo, la mezcla cal-lodo es más difícil de conseguir y se requieren equipos de mezcla mucho más potentes. Con cal viva, se aprovecha el efecto exotérmico de la reacción de hidratación y aumenta la sequedad del lodo. Con un almacenamiento complementario al aire libre, se logra reducir más la cantidad de gérmenes patógenos, especialmente cuando la deshidratación de los lodos se ha realizado en presencia de antisépticos.

Forzando la alcalinización de los lodos hasta un pH superior a 11, se lleva el contenido en coliformes hasta unos valores próximos a 10^3 gérmenes/g de materia seca (contra 10^9 en el caso de lodos sin adición de cal), observándose una desaparición casi total de Salmonelas. En este caso, las dosis de cal pueden ser superiores al 30% del contenido inicial de materia seca del lodo. Debe tenerse en cuenta que, por sí sola, la alcalinización no produce un efecto muy seguro sobre las bacterias, si bien es eficaz frente a los enterovirus.

La acción bactericida de floculantes tales como las sales de hierro, utilizadas sin adición de cal, parece ser limitada, y la

de los polielectrólitos a veces es negativa.

Con lodos líquidos especialmente nauseabundos, puede ser necesario el empleo de oxidantes potentes, como el cloro o el agua oxigenada, etc...

PASTEURIZACIÓN

La pasteurización no es propiamente un proceso de estabilización; su único fin es asegurar un lodo aséptico, de forma que se pueda emplear sin peligro, en lodo líquido bruto espesado o no, con fines agrícolas, incluso en cultivos forrajeros o leguminosos. El proceso consiste en mantener el lodo a una temperatura de 70°C durante 20 min; parece que, de esta forma también se destruyen los virus. Este tratamiento se realiza con lodo líquido bruto, espesado o no.

El funcionamiento de una instalación de pasteurización es generalmente discontinuo y puede ser del todo automático. Teniendo en cuenta las temperaturas poco elevadas, que entran en juego, apenas puede obtenerse una recuperación de calor. Tendría muy poco interés económico. Por tanto, si no hay digestión, debe preverse una aportación calorífica.

La pasteurización se puede aplicar indistintamente a lodos frescos, lodos estabilizados o lodos digeridos. En lodos frescos no se elimina totalmente el peligro de que se produzcan fermentaciones nauseabundas en los lodos esparcidos.

El efecto de la pasteurización sobre la estructura coloidal del lodo es muy pequeño, debido a la temperatura moderada a que se somete.

IRRADIACION.

La irradiación de rayos γ es esencialmente, un proceso de

desinfección. Los resultados varían sensiblemente según la dosis de radiación. Con una irradiación del orden de 800 krad, parece ser que se consiguen resultados comparables a los de la adición de cal, y, a 1 200 krad, se reduciría radicalmente la flora fecal.

COSTO TOTAL DEL TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES

Dado que la cantidad de lodo que se produce en una planta de tratamiento es aproximadamente el 1% del agua residual que se trata (25), podríamos hacer la siguiente estimación de costo para la zona del valle de México:

CANTIDAD DE AGUA TRATADA: $69120 \text{ m}^3/\text{día}$ ($0.8 \text{ m}^3/\text{s}$)
CANTIDAD DE LODO LIQUIDO GENERADO: $69120 \times (0.01) = 691.2 \text{ m}^3/\text{día}$
ix

Según estimaciones de costos para una planta de tratamiento (11), se tienen los siguientes costos:

COSTO DE TRATAMIENTO DE LOS LODOS: $510 \text{ pesos}/\text{m}^3$ agua residual
COSTO DE TRATAMIENTO DEL AGUA: $1753 \text{ pesos}/\text{m}^3$ agua residual
COSTO TOTAL : $2263 \text{ pesos}/\text{m}^3$ agua residual

Para el Valle de México tenemos:

COSTO DE TRATAMIENTO DEL LODO = $510 \text{ pesos}/\text{m}^3 \times 69120 \text{ m}^3/\text{día}$
= 35 millones de pesos/día
COSTO DE TRATAMIENTO DE AGUA = $1753 \text{ pesos}/\text{m}^3 \times 69120 \text{ m}^3/\text{día}$
= 121 millones de pesos/día
COSTO TOTAL: = 156 millones de pesos/día

Como podemos ver el costo del lodo representa el 22.5% del costo total del tratamiento, siendo la cantidad de lodo apenas el 1% del agua residual.

RELACION DE COSTOS ENTRE EL LODO RESIDUAL Y EL AGUA RESIDUAL:

COSTO DEL TRATAMIENTO DE AGUA: 1753 pesos /m³ agua residual

COSTO DE TRATAMIENTO DE LODO = $\frac{35 \text{ millones de pesos/día}}{691.2 \text{ m}^3 \text{ de lodo /día}}$
= 50637 pesos/m³ lodo residual

RELACION DE COSTOS = $\frac{50637 \text{ pesos/m}^3 \text{ lodo seco}}{1753 \text{ pesos/m}^3 \text{ agua residual}}$ = 29

Esto significa que el costo del tratamiento del lodo es 29 veces más que el tratamiento del agua residual sin tratamiento de lodos.

1.7.- DIGESTIÓN ANAEROBIA.

1.7.1.- Bioquímica.

La digestión anaerobia de lodos municipales consiste de una reacción en ausencia total de oxígeno que se desarrolla en tres etapas. En la primera etapa, los compuestos orgánicos complejos de la parte sólida de los lodos es disuelta o hidrolizada por enzimas secretadas por la bacteria anaerobia. Sin embargo, no todos los sólidos orgánicos son disueltos. Algunos son solubilizados lentamente y otros son solubilizados solamente por una clase específica de enzima. Estas enzimas específicas no deben de estar en grandes concentraciones.

Después de la solubilización o hidrólisis, en la segunda etapa las moléculas orgánicas complejas son convertidas en compuestos más simples por las bacterias acidogénicas. Se forman ácidos volátiles de cadenas cortas, primordialmente el ácido acético, propiónico y butírico. Otros productos son el bióxido de carbono, hidrógeno y nuevas células de bacterias. Esta etapa se realiza con mayor flexibilidad respecto a las condiciones ambientales, que las otras etapas.

En la última etapa se da la reacción de metanogénesis, o sea la formación de metano. Una gran parte del metano proviene del ácido acético y la otra parte la produce la descomposición del ácido propiónico y otros ácidos volátiles (ver figura 1.7.2.). En la digestión es esencial que los ácidos volátiles de la segunda etapa se conviertan en metano, pues de otro modo se acumulan y bajan el pH con lo que se puede inhibir la actividad de las bacterias metanogénicas, provocando que el proceso se pare.

El proceso de digestión anaerobia se esquematiza en la figura 1.7.1.

FIG. 1.7.1
DIGESTION ORGANICA DE DESPERDICIOS ORGANICOS

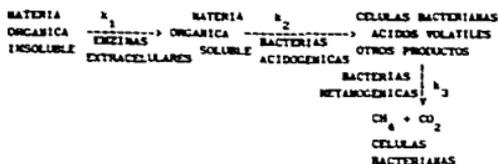


FIG. 1.7.2.
PORCIENTO DE CONVERSION DE DQO



Para controlar el proceso es necesario que la temperatura, pH, concentraciones iónicas y el potencial de óxido-reducción se mantengan dentro de cierto rango, a modo de asegurar la actividad de las bacterias metanogénicas; como su velocidad de crecimiento es más baja que la de las bacterias acidogénicas, toma más tiempo que se recupere en caso de inhibición.

1.7.2.- Parámetros que influyen en el rendimiento de la digestión anaerobia.

a) CONCENTRACION DE MATERIA ORGÁNICA.

La fracción orgánica de los lodos se mide con el contenido de materia volátil; se debe tener presente que en los sólidos

suspendidos volátiles (SSV) se incluye la materia no biodegradable.

El SSV es un buen indicador de la concentración relativa de microorganismos en el proceso de lodos activados. Desafortunadamente, no hay un análisis equivalente para estimar la población microbiana en un digestor anaerobio. Las bacterias anaerobias sólidas no se pueden separar de los sólidos en los lodos ya digeridos.

Uno de los factores que afectan la reducción de los SSV es la composición del lodo; algunos contienen celulosa que se solubiliza a una velocidad muy lenta, pero una vez disueltos, los organismos disueltos generalmente se descomponen. Como resultado, la velocidad de solubilización limitará el grado de reducción de los SSV.

La reducción de SSV depende del valor inicial. Por ejemplo, si un lodo tiene el 75% de SV, su reducción será mayor que un lodo de 65% de SSV. Hay que advertir que si dos lodos diferentes tienen la misma cantidad de SSV, no se concluye que la reducción será la misma, porque el material que constituye a cada uno puede ser diferente.

Para saber si un lodo se digirió adecuadamente, el criterio podría ser el grado de gasificación. La digestión se considera completa, cuando se ha completado del 90 al 95% de la gasificación total. La experiencia muestra que un lodo que ha producido más del 90% del gas total ya no es nocivo; en esas condiciones los ácidos volátiles, ácido sulfhídrico, mercaptanos y aminas no estarán presentes en concentraciones suficientes para crear problemas.

b) FLUJO DE CARGA ORGÁNICA.

Un parámetro fundamental en el diseño y operación de los reactores biológicos es el flujo de sustrato, o alimento por unidad de masa de microorganismos. Se llama también flujo de carga orgánica (FCO), expresado como DBO, DCO o DOT por libra de SSV por día.

El FCO es importante porque influye en la producción de gas y en la estabilidad de la digestión anaerobia. El volumen de gas que produce cada libra de SV destruido es de 0.3 a 0.5 m³; La producción de gas es casi proporcional al flujo de carga orgánica. Cuando los digestores no se cargan con una base frecuente, por ejemplo una vez por día, la producción de gas puede ser tan fuerte que se forma espuma.

Por otra parte, la inestabilidad de los digestores puede ser provocada por la rápida formación de ácidos volátiles. Si estas se acumulan, pueden inhibir a las bacterias metanogénicas.

El secreto está en que la alimentación se debe hacer de tal manera que la relación de materia orgánica/microorganismos permanezca constante, evitando paradas repentinas en el desarrollo de los microorganismos.

El flujo de carga orgánica es un parámetro clave en la caracterización de los dos diferentes modelos de digestores, digestión convencional y digestión con mezclado.

c) TIEMPO Y TEMPERATURA.

El tiempo de retención en los digestores disminuye con el aumento de temperatura. Esto se ha demostrado a nivel de laboratorio y cumple con la ley de Arrhenius sobre la rapidez de la reacción en función de la temperatura.

La temperatura es un criterio para clasificar los digestores en psicrófilicos, mesófilicos y termófilicos. Los psicrófilicos operan entre 0 y 20°C; los mesófilicos entre 27 y 38°C (casi todos los digestores operan en este rango, usualmente a 35°C); y, los termófilicos de 43 a 60°C.

Experimentos demuestran que los digestores batch termófilicos son más rápidos que los mesófilicos y las características del lodo desagüado son mejores. Sin embargo, aumentan los ácidos volátiles totales en el lodo digerido así como el consumo de energía para calentamiento.

El tiempo de digestión se determina por el tiempo necesario para producir 90 a 95% del gas total que se puede obtener de una muestra de lodo. Los procedimientos de alimentación y mezclado influyen en la relación entre tiempo y temperatura.

Se ha logrado que digestores con alimentación continua y operados con agitación produzcan lodos bien digeridos en alrededor de 15 días, con temperaturas entre 32 y 35°C. Este tiempo requerido es mucho menor que el de un digestor convencional batch.

d) AGITACION.

La agitación multiplica las posibilidades de encuentro entre los microorganismos y la materia a degradar, además hace que la masa sea homogénea. Por ello, la agitación debe de ser lo más intensa que sea posible. La diferencia que pueda haber entre el rendimiento de un digestor de laboratorio y uno industrial, se explica porque la agitación se puede lograr en forma mucho más intensa y sin dificultad en una cuba de pequeñas dimensiones del laboratorio. La agitación vigorosa y efectiva anula las variaciones de temperatura o de concentración de materia orgánica (lodos frescos y lodos en digestión) en las distintas zonas del

digestor.

e) FACTORES INHIBIDORES.

1.- Presencia de ciertos cuerpos tóxicos como:

- cationes pesados (cobre, níquel, cinc);
- exceso de iones NH_4 ;
- sulfuros;
- algunos compuestos orgánicos (como cianuros, fenoles, ftalatos);
- concentración excesiva de detergentes.

2.- Variaciones bruscas de pH fuera de la zona óptima (6.8 a 7.2) debidas a aportaciones de soluciones alcalinas o ácidas.

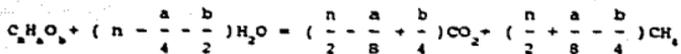
3.- Toda variación fuerte de las condiciones de temperatura y de carga.

1.7.3.- Productos del tratamiento anaerobio.

a) PRODUCCIÓN DE GAS.

El volumen y composición del gas producido, en el supuesto que la composición del lodo influente sea constante, mide el grado de reacción en el digestor. Conocida la cantidad de gas producido y la cantidad de sólidos destruidos diariamente, se determina si hay cambios en el proceso de digestión (generalmente se produce de 0.8 a 1.1 m^3 de gas/kg de SSV destruido).

Se ha desarrollado una ecuación estequiométrica para estimar la producción de gas, basada en la composición del SSV que se destruye. La ecuación es la siguiente:



n = número de átomos de carbono.

a = número de átomos de hidrógeno.

b = número de átomos de oxígeno.

Independientemente que el digestor se alimente o no en forma continua, la experiencia de varios meses de trabajo debe indicar el flujo de gas que se produce por cantidad de sólidos volátiles; si el flujo decae abajo del nivel esperado, se debe buscar la posible causa para tomar las medidas que reestablezcan la digestión normal.

Como el producto más importante de la descomposición anaerobia es el metano, la concentración de este gas es un indicador de que la digestión anaerobia se está realizando en forma completa (La composición de metano en una buena digestión cae en el rango de 65 a 70%). Si la composición de metano no cae en este rango, es un indicio de que la reacción no se está llevando totalmente a cabo. En tal caso, se deben investigar las posibles causas.

Por otra parte, la digestión anaerobia tiene la ventaja de generar energía en forma de metano, en una cantidad que excede las necesidades térmicas y energéticas de la propia digestión (calefacción, motores eléctricos). Esta energía se puede almacenarse con facilidad en gasómetros de campana o en esferas a presión.

b) LODOS DIGERIDOS.

Los lodos frescos de los vertidos urbanos tienen un color gris o amarillento; contiene materias fecales, papeles, residuos de legumbres, etc. son malolientes. Los lodos bien digeridos

tienen un color negro (sulfuro de hierro) y huelen a brea. No pueden distinguirse prácticamente sus constituyentes iniciales (a excepción de pelos y algunas semillas). La mayor parte de los gérmenes patógenos se encuentra eliminada y el poder bactericida de la digestión alcalina es muy fuerte (sin embargo, es discutible la destrucción de ciertos virus y del bacilo de Koch).

El drenaje de los lodos digeridos sobre lechos de secado al aire libre tiene lugar sin dificultad y sin que se produzcan inconvenientes.

La reducción de materias volátiles se obtiene de la siguiente ecuación:

$$x = 1 - \frac{m_1 (100 - m_2)}{m_2 (100 - m_1)}$$

Donde m_1 y m_2 es el porcentaje de materias minerales en lodos frescos y lodos digeridos.

Se han encontrado valores de reducción de materias volátiles para lodos de aguas residuales del orden de 45 al 50%. Además se ha observado que se elimina 1/3 de las materias secas y se reduce en un 30% el volumen de lodos.

1.8.- DISPOSICIÓN DE LOS LODOS TRATADOS.

Durante el proceso algunas sustancias permanecen sin cambio, e incluso su concentración aumenta en el lodo digerido. Por ello, su disposición debe hacerse con mucho cuidado para evitar que las sustancias tóxicas contaminen el ambiente, pues se podrían concentrar más a través de la cadena alimenticia.

Generalmente, la estabilización de los lodos es problemática, y su disposición significa costos considerables. En el aspecto económico, interesa reducir los costos de operación (mano de obra, reactivos, energía eléctrica o calorífica, transportes, descarga, etc.). Paralelamente, la higiene del trabajo y la protección del ambiente exigen soluciones que provoquen el mínimo de molestias posibles, a veces, en un incremento de los costos.

Los destinos principales de los lodos y de los subproductos obtenidos en su tratamiento son los siguientes:

a) Abono de los suelos.

Pueden utilizarse, para ello, lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales urbanas y de algunas aguas residuales industriales. El siguiente cuadro da las principales características agronómicas de estos lodos, según el tratamiento que han sufrido. Son más importantes por el humus que aportan y la mejora del poder de retención del agua en el suelo, que por la sola aportación de materias nutritivas. Se utilizan, especialmente, en cultivos florales, de césped, arboricultura; la incorporación al suelo de lodos orgánicos estabilizados o digeridos, puede facilitar la proliferación de la flora microbiana autótrofa del suelo, actuando directamente sobre la nutrición mineral de los vegetales. La operación de abonado puede hacerse:

-en forma líquida (con espesamiento previo);

-en forma manejable con pala (deshidratación hasta un contenido de materia seca inferior al 10% en el caso de lodos biológicos coloidales, y superior al 50% en el caso de lodos minerales muy densos);

-en forma de polvo(secado parcial con sequedades comprendidas entre el 65% y el 90%)

TABLA 1.8.1.

CARACTERISTICAS AGRONOMICAS DE LOS LODOS RESIDUALES URBANOS
(PRIMARIOS + ACTIVADOS) EN % DE MATERIA SECA (1)

	N ₂	P ₂ O ₅	K ₂ O	MATERIA ORGANICA
LODOS FRESCOS	3.5/4.5	2/3	0.5/1	80/80
LODOS DIGERIDOS	2/2.5	1/2	0.2/0.5	40/65

Deben tenerse presente los riesgos bacteriológicos, ya que en el suelo tiene lugar una intensa acción microbiana. Las objeciones de su uso son los olores cuando están insuficientemente estabilizados, o de una concentración demasiado elevada de metales pesados (Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr⁶⁺, Hg...). Mediante estudios agronómicos se pueden estimar las cantidades óptimas de lodos que se pueden usar por hectarea cada año.

Mezclando los lodos estabilizados con las basuras domésticas, se puede enriquecer con materias activas y hùmus. La relación C/N de la mezcla, del orden de 25 a 30, se adapta bien a la fermentación aerobia termófila. El composteo facilita la asimilación posterior del suelo y reduce notablemente el contenido de gérmenes patógenos. Los lodos estabilizados previamente por vía biológica, deben de estar secos para que puedan incorporarse a las basuras, siendo el contenido en agua de

la mezcla del orden del 50%.

b) Recuperación de productos.

Se pueden recuperar los siguientes elementos:

-Fibras en la industria del papel y de la madera;

-Reactivos y coagulantes usados en la potabilización (en el caso de las plantas potabilizadoras);

-Cal o carbonato de calcio (en lodos sometidos a un tratamiento masivo con cal). Estos mismos lodos se usan también para neutralizar los efluentes ácidos;

-Cinc, cobre, cromo, etc, (en lodos procedentes de aguas residuales de industrias metálicas).

Aunque se haga la recuperación de algunos elementos contenidos en los lodos, siempre existe un residuo de materias no utilizables.

c) Recuperación de energía.

Hay que hacer notar que el uso del lodo en esta forma no será más que un subproducto del tratamiento y no su objeto principal.

La recuperación de energía se efectúa por:

a) Producción de metano en la digestión anaerobia de lodos. El gas se usa en calefacción, producción de electricidad o para acondicionamiento térmico del propio proceso;

b) Utilización del poder calorífico de las materias secas en los hornos de incineración. Esta energía sirve para el secado

previo de los lodos.

Generalmente la utilización de los lodos para producir energía, tiene lugar en una etapa intermedia del proceso de digestión. Su empleo como combustible es muy raro; como en el caso de lodos previamente deshidratados, que proceden de la decantación de aguas muy cargadas con polvo de carbón, suspensiones aceitosas o grasas recuperadas por flotación.

d) Comercialización.

Se pueden usar las cenizas en la preparación de revestimiento de carreteras, productos estabilizadores de suelo o de cementos. Sin embargo, la industria prefiere utilizar materias primas más fáciles de manipular y de mejor calidad.

Los lodos muy fibrosos puede servir, una vez deshidratados, para estabilizar terrenos destinados a la siembra del césped.

e) Descarga a estanques.

Es el destino más frecuente. Esta descarga puede ir del simple estanque de lodos líquidos, cuyo drenaje y evaporación necesitará de meses o años, hasta el tarraplenado de excavaciones o depresiones, con ayuda de lodos secos cuyo compactado será más rápido. A veces se añaden a los lodos líquidos productos solidificantes antes de la descarga; Pero ello tiene el inconveniente de condenar, definitivamente, el sitio donde se esparcen los lodos. Además, si no son lodos estabilizados, se corre el riesgo de lixiviación por corrientes de agua.

f) Vertido al mar.

Consistie en verter los lodos en forma discontinua, con barcazas, o mediante un emisor submarino suficientemente largo y

profundo.

Para elegir la posición exacta de descarga se requiere de un estudio minucioso de las corrientes superficiales y profundas, así como de los aspectos bacteriológicos, biológicos y piscícolas. Se debe tomar en cuenta que es muy lenta la destrucción de los gérmenes patógenos y la degradación de la materia orgánica en el mar. Por ello se tiene que asegurar que los lodos tengan estabilidad física, química y biológica. Un ejemplo de esto se tiene en Los Angeles, Cal. que vierte una parte importante de los lodos digeridos en el Océano Pacífico a 70m de profundidad y 10 km de la costa.

g) Inyección en el suelo.

Consiste en inyectar los lodos en estado líquido, en capas o estratos porosos del subsuelo, aisladas entre dos capas continuas de arcilla. Es indispensable analizar las condiciones geológicas antes de optar por esta solución. La impermeabilidad del pozo tiene que ser perfecta, con el fin de impedir toda contaminación de las capas acuíferas que se atraviezan.

Las profundidades de inyección varían entre 100 y 4000m, y la presión de impulsión puede alcanzar 70 baríos.

Esta técnica se debe limitar en forma muy estricta a los lodos muy difíciles de tratar. Parece que este método ha empleado sin cumplir satisfactoriamente con todas las garantías necesarias para no afectar al ambiente.

Sin embargo, en México, como ya se mencionó anteriormente, no se realiza ninguna de las disposiciones anteriores, el lodo simplemente se descarga directamente en el sistema de alcantarillado.

1.9.- REACTORES ANAEROBIOS.

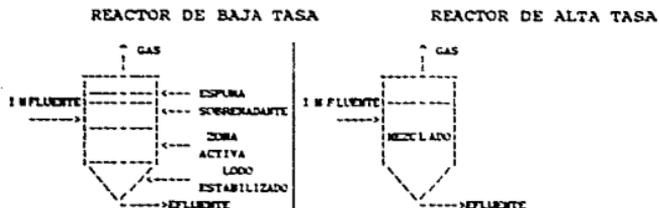
Los reactores de digestión anaerobia de lodos residuales se clasifican en:

- a) Baja tasa (fosas sépticas, tanques Imhoff)
- b) Alta tasa
- c) Combinado

La siguiente figura muestra los dos tipos de reactores.

FIG. 1.9.1.

TIPOS DE REACTORES ANAEROBIOS PARA DIGESTION DE LODOS (22)



El Digestor de baja tasa. Se aplica principalmente en plantas pequeñas y es conocido también como el convencional. Consiste en un tanque sin mezclado, con o sin calentamiento. Como el contenido del reactor se estratifica, solo se aprovecha en el desarrollo de la actividad biológica el 50% del volumen. Aunque, este tipo de reactor estabiliza el lodo, el tiempo de retención requerido es muy largo y por eso el proceso es ineficiente.

Las fosas sépticas y los tanques Imhoff son dos de los equipos utilizados en México desde hace mucho tiempo para digerir lodos.

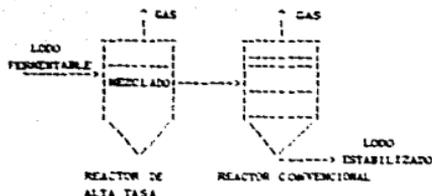
En el Digestor de alta tasa. La mezcla del medio de reacción se incorpora mediante agitación mecánica, recirculación de gas o de líquido, o una combinación de éstos. También se incluye el calentamiento en este proceso. Con frecuencia se combina con otro tanque del mismo volumen, o una laguna, para separar los lodos digeridos del primer reactor.

El mezclado crea una zona de actividad biológica más amplia y mejora el efecto del calentamiento. Además, la alimentación continua favorece la completa interacción entre los microorganismos y la materia orgánica. Todo esto hace que la estabilización sea mucho más rápida que en el reactor convencional.

Se debe entender que la característica principal es el alto flujo de carga orgánica y no tanto la velocidad de conversión de los sólidos a metano. En estos digestores se logra una estabilización aceptable con un tiempo de residencia de 10 a 15 días. En la práctica se usan tiempos de 15 a 25 días debido a que el proceso es más estable.

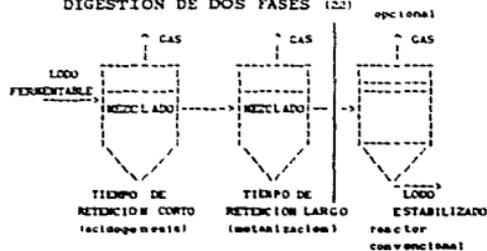
En la práctica se usa una combinación de los reactores descritos. En la digestión de dos etapas o "primaria-secundaria", se tienen dos digestores en serie. El lodo se alimenta a un primer reactor de alta carga donde se desarrollan las fases de solubilización, acidogénesis y metanización, con un tiempo de residencia de 2 o más semanas. Posteriormente, el lodo digerido pasa al segundo digestor, reactor convencional, donde se degrada la porción restante, 2 al 10%, de la materia biodegradable. La principal función del segundo reactor es provocar un estado fijo para poder separar la fase sólida y el sobrenadante.

FIG. 1.9.2.
DIGESTION DE DOS ETAPAS (22)



Otra combinación denominada "dos fases". Consiste de dos reactores en serie. En el primero se propicia el desarrollo de las primeras dos etapas de la digestión (solubilización y acidogénesis), con un tiempo de retención corto porque estas etapas son las más rápidas del proceso. Después, en el segundo reactor se favorece la metanización con tiempos de retención altos. Se ha demostrado que, en forma significativa, el volumen total requerido es menor, que en el reactor de alta tasa de una etapa, pero requiere de equipo de monitoreo y control y en general debe haber una estricta vigilancia de ambas etapas.

FIG. 1.9.3.
DIGESTION DE DOS FASES (22)



Es deseable diseñar y operar el proceso de digestión anaerobia para una conversión máxima de sustrato. Sin embargo,

se requiere de un apropiado rango de control de pH, una temperatura óptima, suficiente cantidad de nutrientes y la ausencia de sustancias tóxicas. Un estricto control es esencial para prevenir que el sistema se desbalancee (condición que existe cuando la producción de ácidos es mayor que la conversión del ácido).

DISEÑO

Los métodos que más se utilizan son empíricos; se basan en el tiempo de retención celular o en la carga orgánica.

Debido a que en un reactor completamente mezclado el tiempo de retención celular es igual al tiempo de retención hidráulico, el volumen de un digestor de alta tasa se puede calcular con:

$$V = Q \theta_c$$

Donde Q es el flujo volumétrico y θ_c es el tiempo de retención celular.

El tiempo de retención celular es el tiempo real que tarda una partícula en entrar y salir del reactor. El tiempo de retención hidráulico es la relación entre volumen del reactor y flujo volumétrico.

Los valores de θ_c recomendados son los siguientes:

TABLA 1.9.4. (18)

Temperatura (°C)	θ_c mínimo (días)	θ_c diseño (días)
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

Para el diseño con base en carga orgánica, se acostumbra utilizar kg SSV/m³ o kg SSV/kg SSV día (cargas orgánicas volumétrica y másica respectivamente). El tiempo de retención hidráulico debe de ser siempre considerado para evitar el lavado de los microorganismos activos.

Para el caso de digestores convencionales, los tiempos de retención hidráulica van de 30 a 90 días, con cargas recomendadas entre 0.5 a 1.6 kg SSV/m³ d.

Para digestores de alta tasa, las cargas van de 1.6 a 6.4 kg SSV/m³ d, con tiempos de retención hidráulica de 10 a 20 días. La tabla siguiente muestra la relación de concentración de sólidos en la corriente de entrada al digestor y la carga orgánica a diferentes tiempos de retención.

TABLA 1.9.5. (18)

Concentración de lodo (% SST) TRH:	Carga Orgánica kg SSV/m ³ d			
	10(40°C)	12(35°C)	15(30°C)	20(35°C)
4	3.06	2.55	2.04	1.53
5	3.83	3.19	2.55	1.91
6	4.59	3.83	3.06	2.30
7	5.36	4.46	3.57	2.68
8	6.12	5.10	4.08	3.06
9	6.89	5.74	4.59	3.44
10	7.65	6.38	5.10	3.83

Solo para SSV = 0.75 SST.

El grado o eficiencia en la estabilización del lodo se reportado como porciento de reducción de sólidos volátiles. Valores típicos son 40-60%.

$$\text{EFICIENCIA(\%)} = \frac{\text{SSV}_i - \text{SSV}_e}{\text{SSV}_i - \{\text{SSV}_i\}(\text{SSV}_e)} * 100$$

Donde SSV₁ y SSV₂ son las fracciones de sólidos volátiles del influente y efluente en el lodo respectivamente.

CONSTRUCCION DEL REACTOR

La configuración más común es la de un cilindro vertical corto. Los diámetros varían entre 9 y 38 m, mientras que su altura anda entre 6 y 12 m. La relación de diámetro y altura es aproximadamente de 4; la altura está limitada por la cabeza de descarga disponible de el lodo alimentado o bombas de recirculación. El fondo del tanque tiene una pendiente del 25%. Generalmente se usa el concreto reforzado como material de construcción, con excepción de lugares calientes.

Los otros tipos de construcción son rectangular con cabeza cilíndrica y los de forma de huevo.

TECHOS DE LOS REACTORES. Hay dos tipos de techos: fijos y flotantes.

Los techos flotantes son de dos tipos: los que permanecen en la superficie del lodo y los de tipo contenedores de gas. Los primeros son los más seguros, por la pequeña cantidad de gas que pueden contener y por lo tanto, si hay aspiración de aire, este será muy poco. Debido a la alimentación discontinua de reactores intermitentes y a la demanda variable de calor de operación y de equipo generador de electricidad, es necesario que exista gas almacenado. Por ello los del segundo tipo son los más recomendables.

El gas se pueda recolectar en el mismo digestor, equipado con cubiertas de tipo flotante, o en un tanque independiente, con el mismo tipo de cubierta.

Es importante que no se permita la entrada de aire en los

tanques y tuberías que contienen biogas, pues se pueden formar mezclas explosivas (7 a 20%, Velocidad/Velocidad). La línea de conducción de biogas debe contar con una válvula de alivio de presión, arretastama y trampa de condensadores. Se debe quemar el gas si no se utiliza.

En plantas grandes, el biogas se aprovechado para producir vapor (calderas); energía mecánica en motores de combustión interna; operación de bombas; sopladores; y, generadores de electricidad.

CALENTAMIENTO. Hay cuatro tipos: cambiadores de calor externos, inyección de vapor, tanques enchaquetados y serpentines internos. El más usado es el cambiador de calor externo con recirculación de lodo. La inyección de vapor se usa para las digestiones anaerobias termófilas.

MEZCLADO. Tiene las siguientes funciones:

- 1.- Mejorar el contacto entre la materia orgánica y los microorganismos.
- 2.- Dispersar y diluir sustancias inhibitorias.
- 3.- Distribuir la alcalinidad en el digestor, controlando el proceso.
- 4.- Minimizar la formación de natas.
- 5.- Minimizar la estancia de sólidos inorgánicos pesados.
- 6.- Distribuir la temperatura.

El periodo de mezclado debe ser entre 12 y 24 horas y la forma de mezclar puede ser mecánicamente o por recirculación de gas.

1.10.- MODELOS CINÉTICOS.

En el diseño de reactores surgen las siguientes preguntas:

- 1.- ¿Hasta donde se va a llegar (termodinámicamente, balance de materia y energía) ?
- 2.- ¿Qué tan rápido se van a lograr los cambios? (cinética)
- 3.- ¿Cómo se pondrán en contacto los reactivos con los microorganismos?

Los modelos cinéticos y su aplicación para conocer la rapidez de reacción ayuda a resolver la segunda pregunta.

Para conocer mejor la rapidez de la digestión anaerobia, es necesario describir cada una de las etapas de reacción involucradas. Como ya se mencionó en la sección 1.7., son las siguientes:

REACCIONES DE CONVERSION ANAEROBIA

1) Primera etapa (hidrólisis)

Se distingue la hidrólisis de tres tipos de biopolímeros; las proteínas, los carbohidratos y los lípidos. Las proteínas y carbohidratos se convierten en aminoácidos y azúcares. Los lípidos se convierten además en ácidos grasos. Gujer y Zehnder (1983) concluyen que es válido interpretar la rapidez de hidrólisis de distintos residuos a través de una cinética de primer orden, teniendo presente que son funciones globales resultantes de cinéticas individuales más complejas.

La ecuación que proponen es:

$$r_s = k_p \cdot p$$

r_s = rapidez específica de solubilización de biopolímeros.
 p = Materia orgánica biodegradable presente en el bioreactor.

k_p = constante específica de velocidad de degradación, que suponiendo el 66% de la DQO es degradable, entonces puede tomar los valores de 0.3, 0.1 y 0.05 d^{-1} para 35, 25 y 20°C respectivamente.

Segunda etapa (acidogénesis):

2) Fermentación de aminoácidos y azúcares.

Los productos obtenidos de esta fermentación son los de degradación intermedia (propionato, butirato y otros ácidos grasos) y los precursores del metano: acetato e hidrógeno. Este último se produce durante la deshidrogenación del piruvato, reacción que no es inhibida por la presión parcial del hidrógeno.

De acuerdo a los resultados reportados por Gujer y Zehnder (1983) se encuentra que esta reacción no depende del pH (4.5-7.3) ni de la temperatura (20 a 60°C).

3) Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.

Este es un proceso microbiano en donde el hidrógeno molecular es el principal receptor de electrones. El hidrógeno se produce aquí por la oxidación de los dinucleótidos de piridina y ferredoxina (transfiriendo electrones a protones) que tienen un potencial REDOX = -0.32 volts a pH 7 (mayor que la deshidrogenación del piruvato). Esta reacción se inhibe por productos, o sea que presiones parciales de hidrógeno mayores a 0.3 mmHg, detienen la reacción. Por lo tanto es necesaria la transferencia de H_2 entre especies; las acetogénicas productoras de H_2 y las metanogénicas que requieren el H_2 .

4) Oxidación anaerobia de productos de degradación intermedia (ácidos volátiles con excepción de acetato).

Se distingue la degradación de los principales ácidos volátiles, como el propionato y butirato. Es posible que exista una diferencia entre la oxidación de butirato y la de los otros ácidos grasos (de 5 a 7°C), pues se ha encontrado que la bacteria *Syntrophomonas wolfei* los oxida usando únicamente protones como receptores de electrones. La oxidación del propionato no sigue la misma cinética de los ácidos grasos superiores, ya que la acumulación de hidrógeno la inhibe, aunque sea instantánea.

Es importante resaltar que la asociación (transferencia de hidrógeno entre especies) entre las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno y las metanogénicas que lo consumen es muy estrecha.

Tercera etapa (metanogénesis):

5) Metanogénesis a partir de acetato.

Como el acetato es el principal precursor en la metanogénesis, su concentración se debe controlar con mucho cuidado. La acumulación de acetato reduce el pH, lo que disminuye la actividad de las bacterias metanogénicas que oxidan el hidrógeno, y en consecuencia éste se acumula y es la causa de que el propionato se acumule y se detenga la producción de metano.

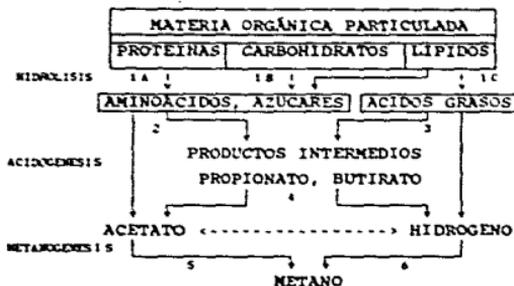
6) Metanogénesis a partir de hidrógeno.

Esta puede ser la reacción más rápida de todas las mencionadas y puede evitar la acumulación de hidrógeno en el reactor, si es que como se mencionó antes, existe una estrecha asociación con las reacciones productoras de hidrógeno.

Todas las reacciones mencionadas se esquematizan en la figura 1.10.1. Los números que se dan en esta figura corresponden a la numeración que se le dió anteriormente en la explicación de cada reacción

La rapidez máxima de degradación de materia orgánica con DA se ha encontrado que es 1 kg DQO/kg SSV d a 35°C. Cargas superiores a ésta han producido acumulación de AGV.

FIG. 1.10.1.
REACCIONES DE CONVERSION ANAEROBIA (14)



Hasta donde se ha visto, existe una gran complejidad y diversidad en las reacciones bioquímicas que ocurren con diferentes cinéticas en la digestión anaerobia. El objetivo de un sistema de tratamiento es hacer que todas las reacciones se desarrollen en forma simultánea con velocidad óptima, y detectar oportunamente las limitantes en una situación dada, que pueda hacer variar las características del efluente, por ejemplo.

En el diseño de un sistema anaerobio conviene seguir los pasos siguientes: conocer la cinética de las reacciones anaerobias ante un sustrato específico; ajustarla a una ecuación;

obtener el valor de las constantes; elaborar los modelos de comportamiento para diferentes tipos de bioreactores anaerobios; y escoger el que mejor resuelva el problema de tratamiento.

OBTENCIÓN E INTERPRETACION DE DATOS CINÉTICOS

La cinética de cada paso de una reacción o proceso se puede analizar en términos del paso limitante. En la digestión anaerobia O' Rourke ha confirmado que el paso limitante es la metanización de los ácidos grasos de cadenas cortas o largas. Por ello, el proceso global se puede describir en forma adecuada por la cinética de la 3^{era} etapa del proceso de digestión (metanogenesis).

La representación más conocida en bioquímica es la reacción autocatalítica:



Donde : M_0 son los microorganismos iniciales. [M/L³] (SSV inicial)
 M son los microorganismos finales. [M/L³] (SSV final)
 S representa al sustrato o reactivo utilizado. [M/L³] (DQO inicial)

y que se representa por la siguientes ecuaciones:

$$r_m = \frac{dM}{dt} = Y \left(- \frac{dS}{dt} \right) - b M \dots\dots (1)$$

6

$$r_m = \mu M \dots\dots\dots (2)$$

Donde:

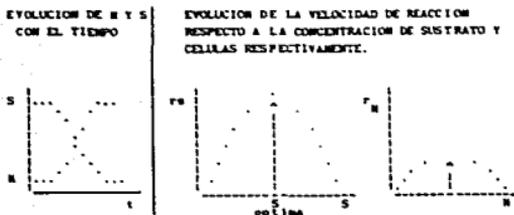
- r_s = rapidez de crecimiento de microorganismos. $[M/L^3T]$
- M = concentración de microorganismos. $[M/L^3]$
- t = tiempo. $[T]$
- b = cte específica de decaimiento. $[T^{-1}]$
- Y = coeficiente de rendimiento. $[mgSSV/mgDQO]$
- μ = rapidez específica de crecimiento. $[T^{-1}]$

Combinando las ecuaciones 1 y 2 se obtiene:

$$r_s = - \frac{dS}{dt} = \frac{M}{Y} (\mu + b) \dots \dots \dots (3)$$

Donde: r_s = rapidez de degradación de sustrato. $[M/L^3T]$

FIG. 1.10.2.
COMPORTAMIENTO DE LA DIGESTION ANAEROBIA (16)



Se han propuestos diferentes ecuaciones para definir de μ en la digestión anaerobia y son los siguientes:

ESTA TESIS DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

TABLA 1.10.3. (16 y 20)

Ecuación de Grau $\mu = \frac{\mu_{max} S}{S} - b$

Ecuación de Monod $\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S} - b$

Ecuación de Contois $\mu = \frac{\mu_{max} S}{a S_0 + S} - b$; $a = \frac{K_s}{S_0}$

$$\mu = \frac{U_m S}{BM + S} - b ; U_m = \frac{\mu_{max}}{1 + a} \quad B = \frac{1}{Y(1+a)}$$

Ecuación de Chen y Hashimoto.

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{KS_0 + (1-K)S} - b ; K = \frac{a}{1+a}$$

PARA CINÉTICAS CON INHIBICIÓN

Competitiva $\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s(1+I/K_i) + S} - b$

Acompetitiva $\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S(1+I/K_i)} - b$

No competitiva $\mu = \frac{\mu_{max} S}{(K_s + S)(1 + I/K_i)} - b$

Inhibición por sustrato $\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S(1 + (S/K_i)^n)} - b$

Inhibición por AGV (ácidos grasos volátiles) $\mu = \frac{\mu_{max} S}{1 + \frac{K_A K_2}{[HA]} + \frac{[HA]}{K_i K_A}} - b$

Inhibición por NH_3

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{1 + \frac{K_s}{[HA]} + \frac{[HA]}{K_{i1}} + \frac{[NH_3]}{K_{i2}}} - b$$

Donde:

μ_{\max} = Constante específica de crecimiento de microorganismos en condiciones óptimas. $[\text{T}^{-1}]$

K_s = Constante de saturación o afinidad, es igual a S cuando $\mu = 1/2 (\mu_{\max})$. $[\text{M/L}^3]$

I = concentración de agente inhibidor.

FIG. 1.10.4.
DEFINICION DE μ_{\max} y K_s (16)



Definiendo ahora la siguiente variable:

$$q = \frac{1}{M} \frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} = \frac{\mu_{\max}}{Y} \cdot \frac{\mu}{\mu_{\max}} = Q_{\max} \cdot \frac{\mu}{\mu_{\max}}$$

Donde q es la tasa de utilización de sustrato por unidad de peso de microorganismos y Q_{\max} es la tasa máxima de utilización de sustrato por unidad de peso de microorganismos. $[\text{T}^{-1}]$

DETERMINACIÓN DE CONSTANTES CINÉTICAS

Una ecuación cinética caracteriza a la velocidad de reacción. Esta expresión se puede sugerir por consideraciones teóricas o puede ser el resultado de un procedimiento empírico de ajuste de curvas.

La determinación de la ecuación de velocidad consta de dos pasos. Primero, se encuentra la dependencia de la concentración a una temperatura fija, y después se encuentra la dependencia de las constantes con la temperatura. De esta manera se encuentra la expresión completa de la velocidad de reacción.

La información empírica se puede determinar en el laboratorio mediante los bioreactores intermitentes y los bioreactores continuos.

Los reactores intermitentes son muy sencillos de operar y de escalar. Se deben usar para obtener datos cinéticos en reacciones homogéneas.

Los reactores continuos se usan para obtener datos de reacciones heterogéneas; algunas veces se usan para complementar la información de los reactores intermitentes.

En el laboratorio se pueden disponer de reactores que se aproximan al comportamiento ideal por su pequeño tamaño y fácil manejo. A medida que se usan reactores más grandes, empiezan a intervenir otros factores que afectan a la reacción y pueden desviar el comportamiento ideal. Por ello, las ecuaciones de rapidez obtenidas en laboratorio se usan como referencia para obtener su comportamiento a nivel prototipo.

Antes que las constantes de reacción se debe seleccionar el reactor más conveniente para la reacción. Esto es esencial, pues la ecuación de diseño a usar depende del reactor elegido.

Las ecuaciones de diseño son:

$$t = \text{tiempo de reacción} = - \int \frac{dS}{r_s} \dots (4) \text{ reactor intermitente}$$

τ = tiempo de residencia = $-\int \frac{dS}{r_s}$ (5) reactor de flujo pistón.

θ = tiempo de residencia = $\frac{(S_0 - S)}{r_s}$ (6) reactor continuo mezclado.

Donde S = concentración de reactivo.
y r_s = expresión de rapidez de reacción

NOTA

Existe una gran confusión en la información obtenida, ya que cada autor maneja una terminología diferente y un planteamiento diferente de las ecuaciones. Debido a esto, a continuación se plantean dos diferentes algoritmos para determinar las constantes cinéticas.

ALGORITMO PARA DETERMINAR LAS CONSTANTES CINÉTICAS.
(SEGUN REFERENCIA 16)

Partiendo de las ecuaciones planteadas anteriormente para la digestión anaerobia.

1.- Las constantes Y y b se obtienen arreglando la ecuación (1) de la siguiente manera:

Ecuación (1) / M:

$$\frac{1}{M} \left(\frac{dM}{dt} \right) = Y \frac{-dS}{M} - b \dots \dots (7)$$

En reactores mezclados se tiene:

$$\frac{1}{M} \left(\frac{dM}{dt} \right)^{-1} = \theta_c = \text{inverso de tiempo de retención celular} \dots (8)$$

(8) en (7):

$$\theta_c^{-1} = Y \frac{\frac{dS}{dt}}{M} - b \dots (9)$$

En reactor continuo se tiene:

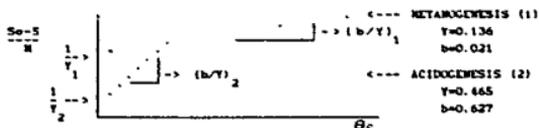
$$r_c = - \frac{dS}{dt} = \frac{(S_0 - S)}{\theta_c} \dots (9')$$

(9') en (9) y arreglando:

$$\frac{(S_0 - S)}{M} = \frac{b}{Y} \theta_c + \frac{1}{Y} \dots (10)$$

Como se puede ver, las constantes se determinan graficando $(S_0 - S)/M$ (ordenada) contra θ_c (abscisa), en donde la pendiente de la línea recta corresponde a Y y su ordenada al origen b .

FIG. 1.10.5. (5)
CONSTANTES CINÉTICAS ENCONTRADAS PARA AGUAS RESIDUALES URBANAS



2.- Los parámetros K_s y μ_{max} se obtienen de la siguiente manera:

a) Se elige la ecuación de diseño que corresponda al reactor en cuestión (4,5 o 6).

b) Para definir μ se escoge uno de los modelos previamente

mencionados en la tabla 1.10.3.

c) Se sustituye la definición de μ seleccionada en la ecuación (3).

d) La expresión de definición de r que queda del punto anterior se sustituye en la ecuación de diseño correspondiente.

e) La ecuación que queda del paso anterior, se arregla como mejor convenga para poder obtener las constantes Q_{max} y K_s . Como en el punto 1 se conoció Y , el valor de μ_{max} se puede obtener, despejando del valor de Q_{max} .

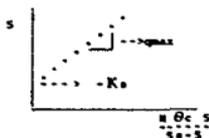
Como ejemplo podemos mencionar la ecuación que se obtiene de aplicar el modelo de Monod para un reactor continuo mezclado.

- a) Ecuación seleccionada: $\theta_c = (S_0 - S) / r_s$
- b) Ecuación de Monod: $\mu = (\mu_{max} S / (K_s + S)) - b$
- c) Expresión resultante: $r_s = \mu_{max} MS / (Y(K_s + S))$
- d) Expresión resultante: $\theta_c = Y (K_s + S) (S_0 - S) / (\mu_{max} MS)$
- e) Resultado:

$$S = -K_s + Q_{max} \left[\frac{M + \theta_c \cdot S}{S_0 - S} \right]$$

Donde $Q_{max} = \mu_{max} / Y$

FIG. 1.10.6. (10)
DETERMINACION DE μ_{max} y K_s



La secuencia del punto 2 debe aplicarse a varios modelos, para comparar y decidir cual ecuación y modelo se acopla más a los resultados obtenidos.

ALGORITMO DE CALCULO SEGUN REFERENCIA 10

Balace de materia para un reactor sin recirculación es:

$$\frac{dS}{dt} = Q \cdot \frac{(S_0 - S_e)}{V} - r_p \dots\dots(11)$$

- S = concentración de sustrato en el reactor,
- Q = flujo volumetrico,
- S₀ = concentración de sustrato de influente,
- S_e = concentración de sustrato de efluente,
- V = volúmen del reactor,
- r_p = rapidez de utilización de sustrato por volúmen,
- t = tiempo.

Para un reactor continuo, que es el que se considera en este trabajo, tenemos que dS/dt=0, lo que modifica la ecuación 11 quedando:

$$r_p = (S_0 - S_e) \cdot D \dots\dots(12)$$

Donde,

D=Q/V= tasa de dilución (inverso del tiempo de retención θ).

La rapidez específica de utilización de sustrato se define como:

$$r_p = r_p / M \dots\dots(13)$$

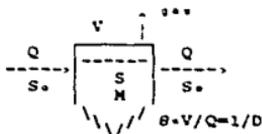
Donde,

M=concentración de biomasa en el reactor.

De acuerdo a las ecuaciones 12 y 13 tenemos:

$$r_m = (S_0 - S_e) * D / M \dots (14)$$

ESQUEMA DE UN REACTOR CONTINUO MEZCLADO



El balance de materia para la biomasa es:

$$\frac{dM}{dT} = -Q * \frac{M}{V} + \mu * M \dots (15)$$

Donde,

μ = rapidez específica de crecimiento de biomasa

Considerando que es nula la concentración de biomasa en el influente.

En el estado estacionario, $\mu = D = 1/\theta \dots (16)$

Considerando que el crecimiento de microorganismos es proporcional a la rapidez de utilización de substrato y tomando en cuenta el decaimiento de la biomasa, llegamos a la siguiente ecuación:

$$\mu = Y * r_m - b \dots (17)$$

Donde,

Y = coeficiente de rendimiento (mg SSV/mgDQO)

b = coeficiente específico de decaimiento de la biomasa.

Combinando las ecuaciones 16 y 17 nos da:

$$D = Y \cdot r_n - b \dots (18)$$

que arreglandola queda:

$$r_n = \frac{D}{Y} + \frac{b}{Y} \dots (19)$$

La rapidez específica de utilización de sustrato se calcula de acuerdo a la ecuación 14. La obtención de las constantes se obtiene haciendo una regresión lineal de los datos graficados obtenidos de acuerdo a la ecuación (19).

DETERMINACION DE K_s , r_{max} y μ_{max}

FIG. 1.10.7.

DEFINICION DE r_{max} (10)



Las ecuaciones de la tabla 1.10.3. se pueden usar para relacionar r_n con r_{max} , sustituyendo en cada ecuación r_n por μ y r_{max} por μ_{max} ; y eliminando b , por ejemplo si queremos utilizar la ecuación de Monod, esta puede quedar representada como:

$$r_n = \frac{S}{K_s + S} r_{max}$$

Con el objetivo de encontrar las constantes, se puede arreglar esta ecuación para obtener las siguientes ecuaciones

lineales:

$$\frac{1}{r} = \frac{K_s}{r_{max}} + \frac{1}{S} + \frac{1}{r_{max}}$$

$$r = r_{max} - K_s \frac{r}{S}$$

$$\frac{S}{r} = \frac{S}{r_{max}} + \frac{K_s}{r_{max}}$$

Que son conocidas como ecuaciones de Lineweaver-Burk, Eadie y Hofstee, respectivamente. La ecuación que más se aproxime a los datos experimentales encontrados, será la que se usará para determinar las constantes cinéticas.

Para calcular la rapidez máxima específica de crecimiento de la biomasa, se aplica la siguiente ecuación:

$$\mu_{max} = Y r_{max} - b \dots (21)$$

El tiempo de retención crítico (θ_{crit}), que se define como el tiempo de retención abajo del cual no hay utilización de sustrato debido al lavado de microorganismos, se obtiene de la siguiente ecuación:

$$\theta_{crit} = \frac{1}{\mu_{max}} \dots (22)$$

La descripción del proceso de digestión anaerobia usando los modelos formulados y la obtención de las constantes cinéticas permite clarificar las características del proceso, además de proporcionar información básica para criterios de diseño.

La siguiente tabla presenta valores de constantes encontrados para diferentes compuestos en diferentes etapas.

TABLA 1.10.8. (16)
 CONSTANTES CINÉTICAS DE LAS REACCIONES DE LA DIGESTION ANAEROBIA

REACTIVO	μ_{max} (d ⁻¹)	Y gSSV/gDQO	K _s mg DQO/l
PRIMERA ETAPA			
Celulosa	1.7	0.837	32
Monosacáridos y aminoácidos.	3-7.2	0.1	22
Lípidos	0.1-0.56	0.04-0.11	417-4620
SEGUNDA ETAPA			
AGV y propionato	0.155-0.31	0.025-0.042	60-246
Butirato	0.37	0.47	13
TERCERA ETAPA			
Acetato	0.34-0.44	0.04-0.05	165-250
Hidrógeno	1.4	0.04	0.06

La cinética de la reacción sin embargo, puede ser observada aplicando un modelo de relación simple entre la rapidez de reacción y la concentración de sustrato.

En dado caso, el problema consiste en aplicar la siguiente ecuación de rapidez:

$$r_s = - \frac{dS}{dt} = k_n S^n \dots (23)$$

Donde k_n es la constante de rapidez que es función de la temperatura y n es el orden de reacción.

En dado caso se procedera de la siguiente manera:

- a) Seleccionar la ecuación de diseño correspondiente (4, 5 o 6)
- b) Sustituir la ecuación 23 en la ecuación seleccionada.
- c) La ecuación resultante del punto anterior se arregla de la manera que más nos convenga para obtener k_n y n .

Una vez hecho lo anterior se comprueba n y se obtiene un

valor de k_n más preciso dando el valor de n que corresponda, sustituyendolo en la ecuación 23 y aplicando el procedimiento anterior.

Los coeficientes cinéticos se evalúan con experimentos de laboratorio. Se utilizan varios reactores con diferentes tiempos de retención; en otras palabras significa usar diferentes tiempos de retención, mantener bajo control la concentración del influente, y medir la concentración de microorganismos y sustrato del efluente de cada uno de los reactores.

CAPITULO II

DESARROLLO EXPERIMENTAL

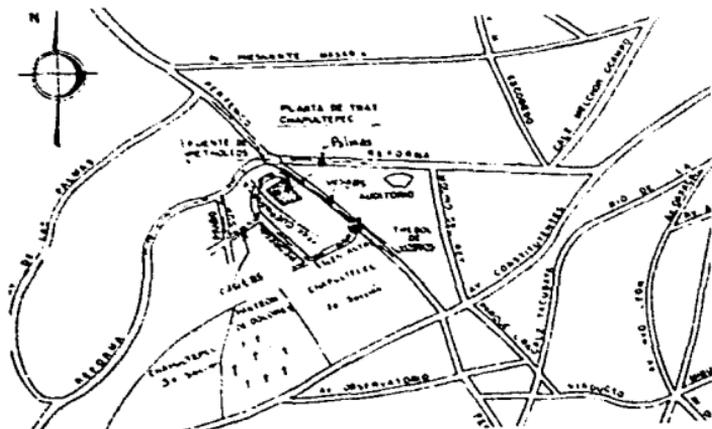
2.1.- MUESTREO.

2.1.1.- PROCEDENCIA DE LA MUESTRA.

El lodo usado en el estudio provino de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec. Esta ubicada en el bosque de Chapultepec, al poniente del Distrito Federal.

FIG. 2.1.1.

DIAGRAMA DE LOCALIZACION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO (1)

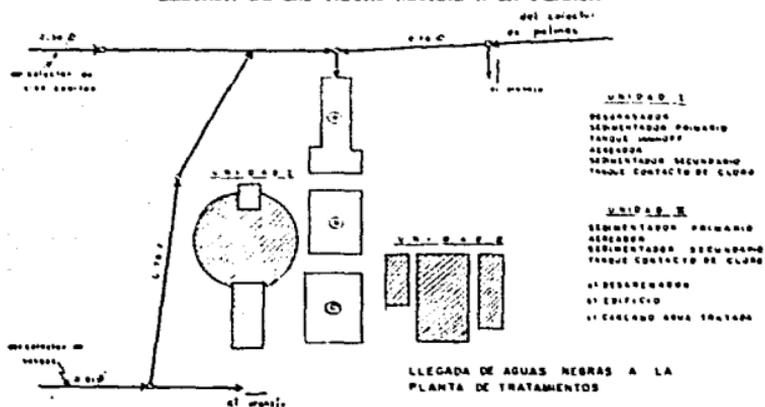


El influente proviene de las colonias vecinas de la delegación Miguel Hidalgo: Lomas de Chapultepec, Bosques de las Lomas y Polanco. Las condiciones socioeconómicas que presenta la gente de esta región generalmente son altas. En esta región está el Hospital de Perinatología y una gasolinera.

2.1.2.- DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CHAPULTEPEC.

La planta de tratamiento de Chapultepec recibe el agua residual de tres colectores: el colector de cien casitas, el colector de Palmas y el colector de Vosgos. Las aguas residuales crudas entran al desarenador y mediante cribado se eliminan las partículas gruesas que se bombean a las unidades I y II de la planta, que son módulos idénticos, con la excepción que la I tiene desgrasador y la II no.

FIG. 2.1.2. (1)
LLEGADA DE LAS AGUAS NEGRAS A LA PLANTA

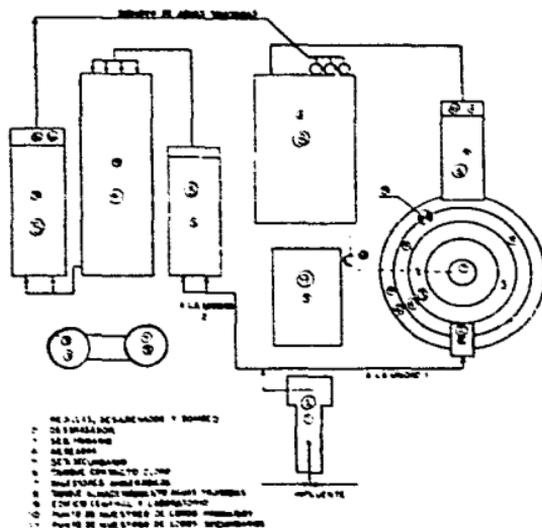


Después del desengrasador, el agua es enviada al sedimentador primario con un tiempo de retención de varias horas, que permite que algunas partículas sólidas (lodo primario) sedimenten, mientras que el sobrenadante pasa al aireador. En éste las aguas se tratan por medio de un sistema de lodos activados y aireación; los microorganismos activos se alimentan

degradando la materia orgánica y haciendo que los sólidos disueltos formen flocúlos y por supuesto sedimenten.

Para separar el agua tratada de los sólidos sedimentados (lodos secundarios) se tiene un segundo tanque sedimentador, en donde se recupera el agua tratada como sobrenadante y se lleva a un tanque de cloración para su desinfección, almacenamiento y distribución para el riego del parque y llenado de los lagos.

FIG. 2.1.3. (1)
DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO

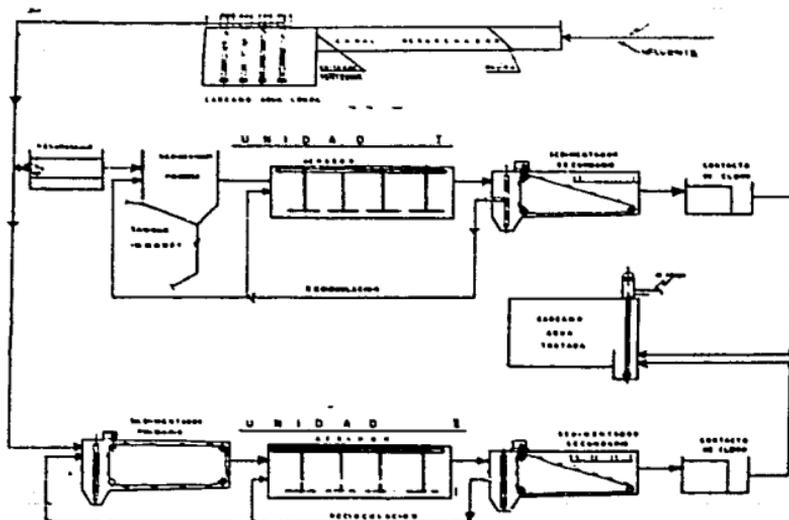


2.1.3.- TOMA DE MUESTRA.

La muestra de lodo primario se toma del conducto que sale del tanque sedimentador (tanque Imhoff) que se localiza en la unidad I de la planta. Los sitios se muestran en la figura 2.1.4.

La toma de muestras se hace dos veces por semana, con un intervalo mínimo de 48 horas. Las muestras se colocan en recipientes de plástico y se transportan al laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería en Ciudad Universitaria, UNAM, en donde se almacenan bajo condiciones de refrigeración. Con las muestras se alimentan los reactores al siguiente día.

FIG. 2.1.4.
LOCALIZACIÓN DE TOMA DE MUESTRAS (1)



2.2.- MATERIAL Y METODOS.

2.2.1.- METODOS DE ANÁLISIS UTILIZADOS.

Los métodos utilizados para analizar los lodos son métodos estándares de análisis (6). Estos métodos se utilizaron para las siguientes mediciones: pH, alcalinidad, DQO, DBO, sólidos suspendidos volátiles, sólidos suspendidos fijos y sólidos suspendidos totales.

2.2.2.- MATERIAL UTILIZADO PARA EL EXPERIMENTO.

El material utilizado para realizar este experimento fué el siguiente:

Para la construcción de los reactores :

4 tanques de acrílico con su respectiva tapa.

4 medidores de gas.

válvulas tanto para el flujo de lodo, como para el flujo de gas.

manquera para hacer las respectivas conexiones.

bombas de alimentación.

probetas para medición de lodo.

Para los métodos de análisis:

potenciómetro

balanza analítica.

estufa.

mufa.

reactivos (ácido sulfúrico, dicromato de potasio, bicarbonato de sodio, solución buffer de 7, biftalato de potasio, etc...)

tubos para DQO.

material básico de laboratorio.

2.3.- DISEÑO DEL EXPERIMENTO.

2.3.1.- DEFINICIÓN DEL EXPERIMENTO

El experimento consiste en estabilizar lodos primarios, que son los residuos sólidos provenientes del tratamiento primario de las aguas residuales de la planta de Chapultepec, dado que como se ha mencionado anteriormente, estos constituyen una fuente de contaminación muy grande para el ambiente.

El diseño del experimento propuso la construcción de 4 digestores anaerobios convencionales a temperatura ambiente, para conocer los problemas de arranque, operación y control en la primera etapa del proceso (estabilización del proceso) que está contemplada para un periodo de 4 meses. Después de esta etapa, conocer los problemas de operación y control en la segunda etapa, que esta contemplada con el mismo tiempo.

Por medio de un tratamiento estadístico de los parámetros de análisis de DQO y SSV de la segunda etapa, se determinarán las constantes cinéticas del proceso, así como la eficiencia de remoción de materia orgánica.

El sistema es el siguiente: Un tanque con una capacidad mínima de 20 litros donde se efectue la digestión anaerobia, válvulas que permitan la alimentación y descarga de lodo, así como salida de gas.

Para medir el flujo de gas metano se requerirá de una trampa de sosa para la adsorción del gas y la separación del dióxido de carbono; y un medidor de gas. Conectado con mangueras para su conducción.

Para la alimentación de los reactores un sistema de bombeo que permita alimentar el lodo a los tanques.

2.3.2.- PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.

Después de que el sistema se arma como se describió en la sección anterior, se siguen los siguientes pasos:

PRIMERA ETAPA

1.- Se inicia el proceso de digestión, introduciendo en cada reactor 20 litros de lodo con el 1% de inóculo (cultivo bacteriano proporcionado por la planta de tratamiento de C.U.).

2.- Se observa el comportamiento del proceso por medio de la producción de gas metano y el análisis de los lodos. Con ello se determina si hay que ajustar algún control, como mantener el pH en el rango adecuado (6.8 a 7.2), y saber si la digestión a comenzado (producción de metano).

3.- Cuando la producción de metano es suficiente, se establece el flujo semicontinuo, para un tiempo de retención de 28 días. Dada la capacidad de los tanques (20 l), ese tiempo significa una alimentación de 714 ml/día.

4.- Se establece un programa de muestreo por semana para analizar los lodos: de entrada (influyente) que se saca de la planta de tratamiento de aguas de Chapultepec; y, el de salida de los reactores anaerobios (efluente). Los análisis realizados son: pH, alcalinidad, DCO, DBO₅, SSF, SSV, SST.

Los análisis tienen como objetivo caracterizar los lodos de entrada y de salida del proceso, así como ver si la digestión se esta llevando a cabo satisfactoriamente. Los principales parámetros de control son el pH y alcalinidad, el pH se debe mantener dentro de un rango de 6.8 y 7.2. Como el sistema generalmente tiende a estar en un medio ácido, es decir el pH tiende a bajar, el control consiste en agregar bicarbonato en una

proporción adecuada.

SEGUNDA ETAPA.

5.- Cuando los 4 reactores del sistema han llegado a una situación estable, o sea que los parámetros del efluente en los cuatro reactores ya no varían o se mantienen dentro de cierto rango, con valores semejantes en los 4 reactores, se procede a cambiar los tiempos de retención de cada reactor de la siguiente manera:

REACTOR	TIEMPO DE RETENCIÓN DIAS	FLUJO LITROS/DIA
1	7	2,857
2	14	1,428.6
3	21	952.4
4	28	714

6.- Se seguirá el análisis y control de reactores de la misma manera que el punto 5, únicamente se cambiará el flujo de alimentación en cada reactor. Estos análisis se harán dentro de un periodo de tiempo suficiente que permita que los reactores se estabilicen y además que permita que podamos obtener los datos suficientes para observar el comportamiento cinético.

7.- Una vez finalizada esta última etapa, se procede a analizar los datos obtenidos durante la última etapa para obtener un valor representativo en cada reactor (en lo que se refiere a DQO, DBO, SST, SSF, SSV y producción de gas) para poder ser usados en la determinación de las constantes cinéticas de reacción y poder hacer conclusiones al respecto.

2.3.3.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTADOS.

El análisis estadístico de resultados se realizará con el fin de encontrar los valores que mejor representen el comportamiento de cada reactor.

Este análisis estadístico consistirá en realizar pruebas de hipótesis de igualdad de medias de los cuatro reactores, realizada a través del análisis de variancia correspondiente a un nivel de confianza del 95%

Es decir se trata de rechazar o aceptar lo siguiente:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$$

El eventual rechazo de la hipótesis planteada implicaría que hay diferencia real entre sus correspondientes medias poblacionales (ver anexo 1).

CAPITULO III

RESULTADOS

3.1.- CONSTRUCCION.

Esta etapa consistió en instalar el sistema de digestión anaerobia de lodos residuales de la manera en que se indicó en el capítulo anterior (sección 2.3.1), quedando este como se muestra en la figura 3.1.1.

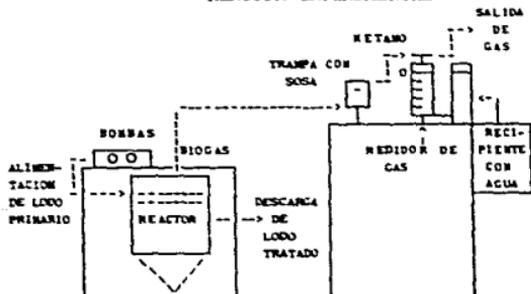
Después de hacer las respectivas conexiones, se selló el sistema de tal manera que no permitiese la fuga de gas, ni entrada de aire.

Los medidores de gas consistieron de: un tubo graduado montado en un soporte universal conectado por una manguera a un recipiente con agua saturada con sal.

El agua con sal usada en los medidores fué con el objeto de que no se disolviera el gas en el agua.

Se conectó una trampa de sosa entre los medidores y los tanques para adsorber el bióxido de carbono desprendido, y medir únicamente metano.

FIG. 3.1.1.
REACTOR EXPERIMENTAL



3.2.- ARRANQUE.

Se arrancaron los digestores siguiendo los mismos pasos del inciso 2.3.2, y los resultados fueron los siguientes:

En el arranque se observó una rápida producción de gas metano, sin embargo esta producción no pareció ser la real, ya que esta no se incrementaba y era muy baja, el pH por el otro lado, inició muy bajo (6.4), pero la adición de bicarbonato (30 g en cada reactor) bastó para subir y mantener el pH de los reactores en el rango adecuado durante la primera etapa del experimento.

3.3.- OPERACION.

La alimentación se empezó tres días después de haber arrancado la digestión en los reactores. Los resultados fueron los siguientes:

PRIMERA ETAPA.

La alimentación del proceso fue semicontinua debido a que representaba ser una operación molesta tanto para el operador como para las personas que se encontraban alrededor, además de no contar con las instalaciones adecuadas para tener un proceso continuo. La alimentación era una vez por día, procurando que el período sin alimentación fuera siempre el mismo. El flujo de alimentación fue de 714 ml/día, que corresponde a un tiempo de retención de 28 días

El procedimiento de alimentación fue el siguiente:

- 1) Primero se registró la producción de gas y después se descargó el gas del medidor al abrir la válvula de salida de gas, la válvula se dejó abierta durante todo el tiempo de alimentación

para no permitir que se succionara el agua contenida en los medidores.

2) Se homogeneizó la mezcla de lodo en el tanque manualmente.

3) Se extrajo el lodo (efluente) de la parte lateral inferior del tanque (714 ml), reservandose una muestra para su posterior análisis.

4) Se alimentó el lodo primario (influyente), previamente tamizado para quitar las partículas grandes que pudieran tapar las mangueras de las bombas. Se tomaba una muestra del lodo tamizado para su posterior análisis.

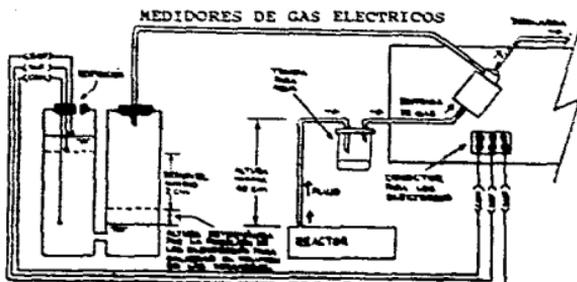
5) Después de haber terminado de alimentar, se cerraban las válvulas de salida de gas, para su posterior medición.

Debido a que no se alimentó los domingos, la alimentación de los sábados correspondió a dos días de alimentación (1428 ml).

Después de un tiempo se cambiaron los medidores de gas por otros de mejor funcionamiento y más precisos, los cuales nos indicaron por la gran producción que midió en estos, que en los antiguos medidores se fujaba gran parte del gas que se producía y por tanto la medición de gas que se media era mucho menor a la real.

Estos nuevos medidores de gas, que aprovechan la energía eléctrica y la conductividad del agua, fueron diseñados y construidos por el instituto de ingeniería de la UNAM. Su funcionamiento se ilustra en la siguiente figura.

FIG. 3.3.1.



Debido a problemas con las trampas de sosa, que se taparon e impidieron la salida de gas ocasionando fugas en los digestores. Se optó por desconectarlas y medir el gas total.

SEGUNDA ETAPA.

Después de un largo tiempo de operación en la primera etapa (4 meses), en la que se observó que los parámetros de los reactores se mantenían dentro de un rango de estabilidad y semejantes entre ellos. Se inició la segunda etapa del proceso, cambiando los tiempos de retención de los reactores (7, 14, 21 y 28 días), los cuales correspondían a un cambio en el flujo de alimentación (2857, 1428, 952 y 714 ml/día respectivamente).

Uno de los problemas detectados en ambas etapas del experimento fue la variación tan grande en la concentración de materia orgánica del lodo influente.

En lo que se refiere a la operación de los digestores, se observó que el reactor 1, fue el reactor que dió más problemas, estos fueron ocasionados principalmente por el alto flujo de alimentación, que significó mucho para la forma en que se alimentaba (una vez por día), sobre todo por la alimentación del

Sabado, ya que esta era el doble de la alimentación regular.

Los problemas que ocasionó este reactor fueron :

a) Grán emulsificación en el lodo y solidificación del lodo a tal grado que dificultó su homogeneización,

b) Disminución continua en el pH, por lo que hubo que subirlo agregando bicarbonato.

c) Producción de gas superior a los demás reactores en grán parte del experimento, aunque esta empezó a decrecer casi a la mitad del experimento, llegando a ser el menor de todos.

Los problemas parecieron disminuir a medida que el tiempo de retención era mayor. La emulsificación disminuyó del reactor 1 al 4, las dificultades para homogeneizar la mezcla de lodo disminuyó igualmente. La variación de pH en el reactor 1 era grande, mientras que en los demás permaneció dentro del rango permisible a excepción del reactor 2, que periodicamente se salió de este rango.

3.4.- CARACTERIZACION DE LODOS.

Los resultados en la caracterización del lodo fueron:

FISICAMENTE:

PARAMETRO	REACTOR				INFLUENTE
	1	2	3	4	
COLOR	amarillento	negro	negro	negro	amarillento
OLOR		casi el mismo en todos			
VISCOSIDAD	++++	+++	++	+	++++

ANALITICAMENTE

Los resultados obtenidos de la caracterización de lodos se anexan de las figuras 1 a la 34

PRIMERA ETAPA

FIGURAS: 1 A 17

FIGURA 1
PRODUCCION DE GAS

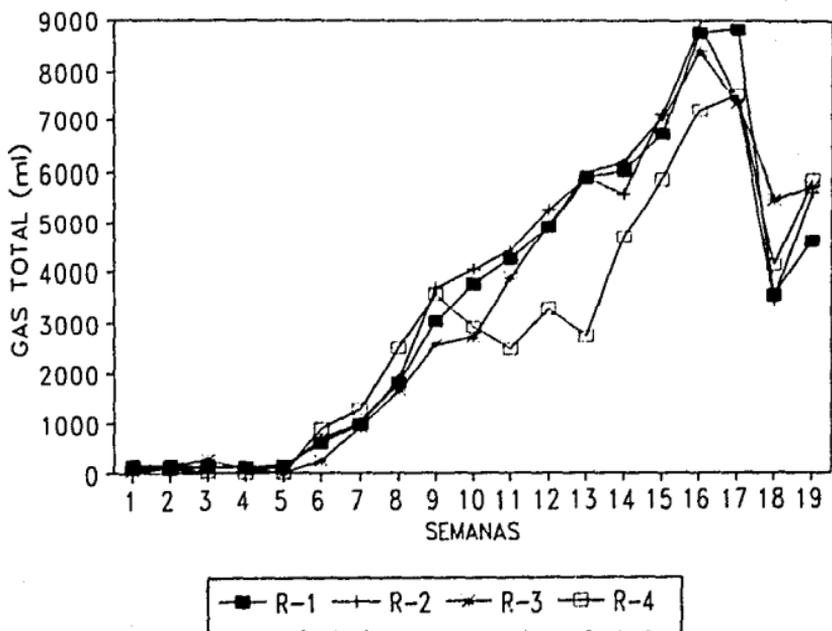


FIGURA 2
REACTOR 1 (28 DIAS)

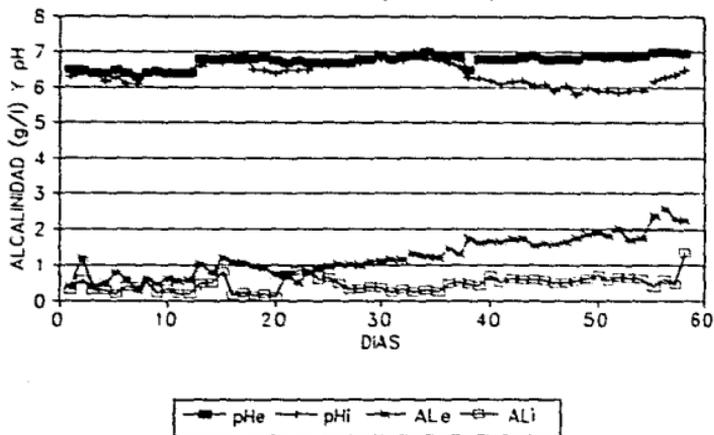


FIGURA 3
REACTOR 2 (28 DIAS)

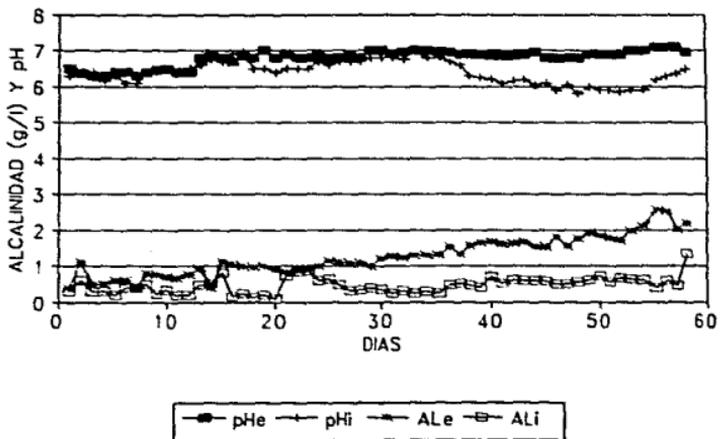


FIGURA 4
REACTOR 3 (28 DIAS)

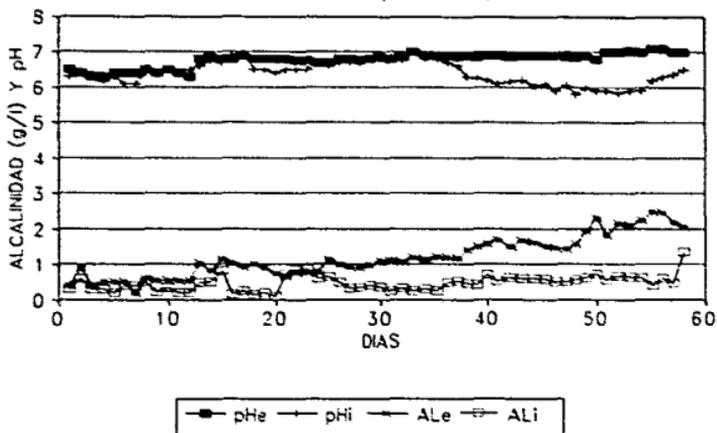


FIGURA 5
REACTOR 4 (28 DIAS)

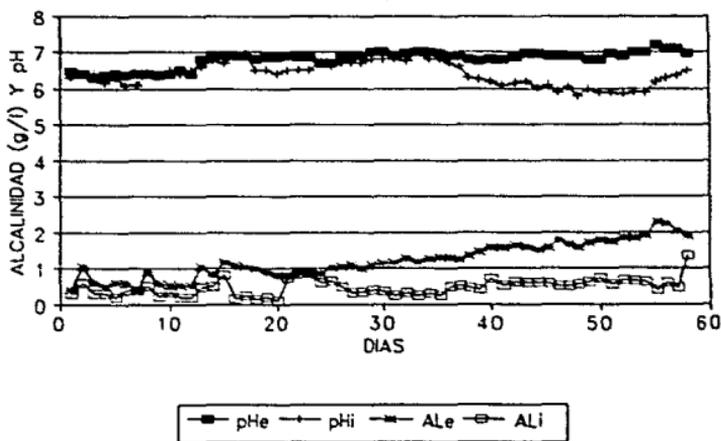


FIGURA 6
REALACION DE DBO Y DQO

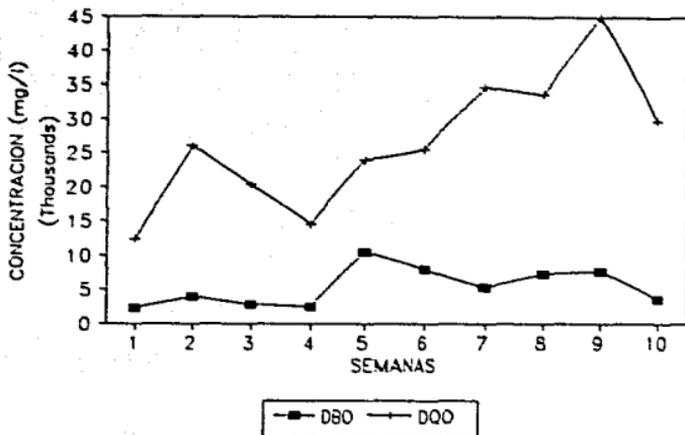


FIGURA 7
COMPORTAMIENTO DE DQO

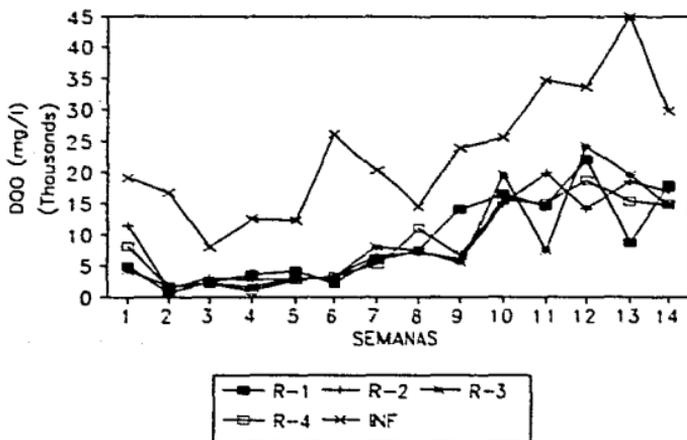


FIGURA 8
R-1 (28 DIAS)

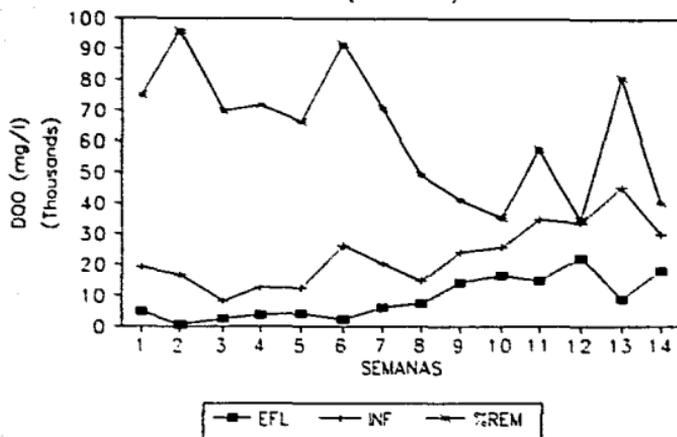


FIGURA 9
R-2 (28 DIAS)

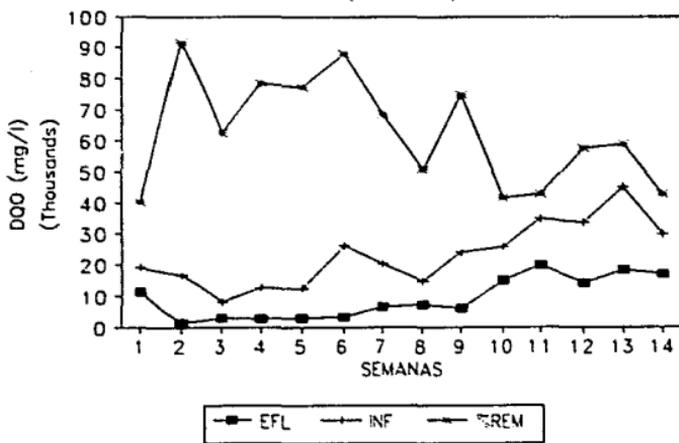


FIGURA 10
R-3 (28 DIAS)

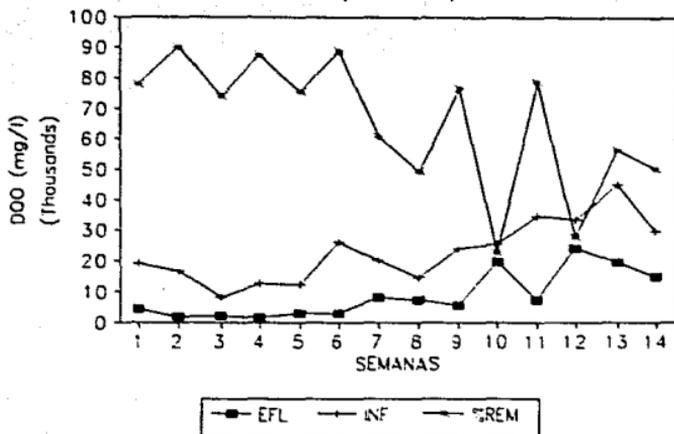


FIGURA 11
R-4 (28 DIAS)

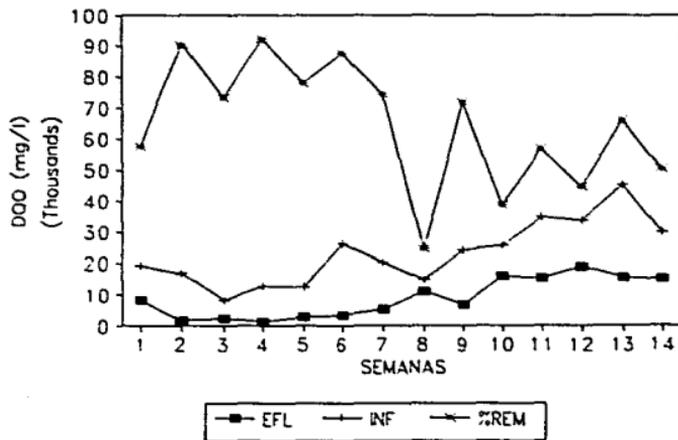


FIGURA 12
COMPORTAMIENTO DE SST

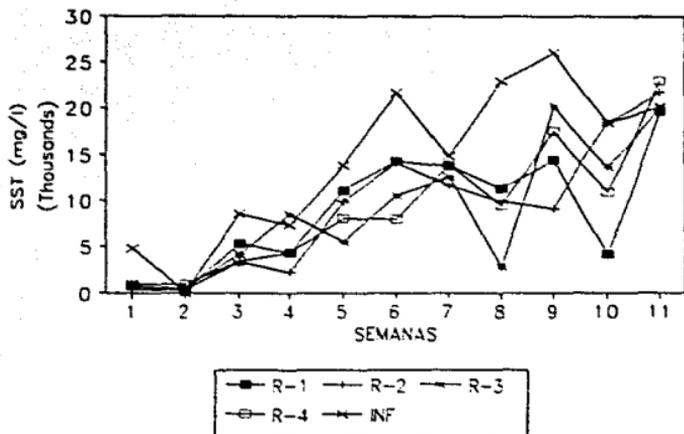


FIGURA 13
COMPORTAMIENTO DE SSV

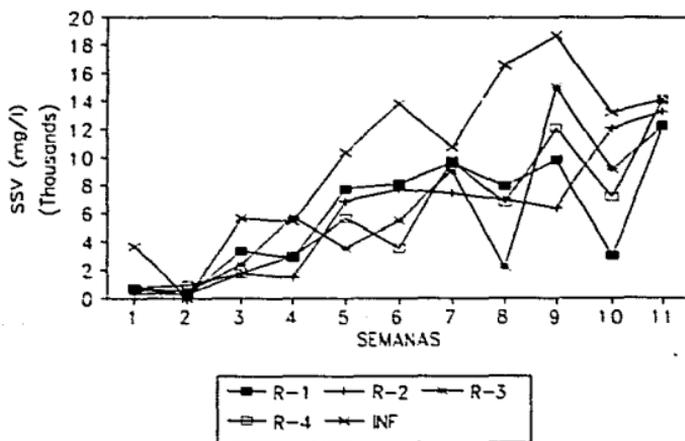


FIGURA 14
REACTOR 1 (28 DIAS)

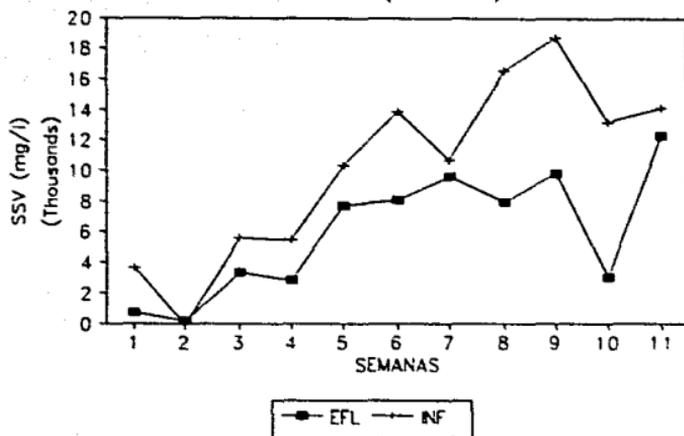


FIGURA 15
REACTOR 2 (28 DIAS)

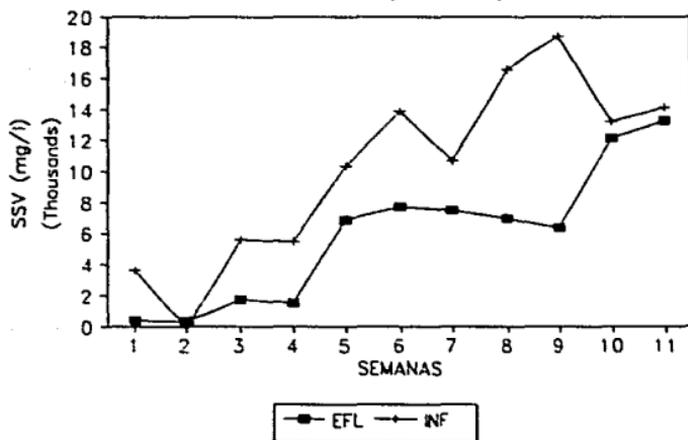


FIGURA 16
REACTOR 3 (28 DIAS)

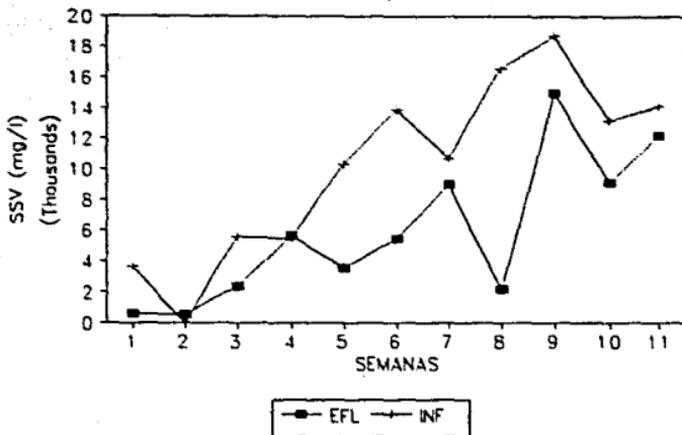
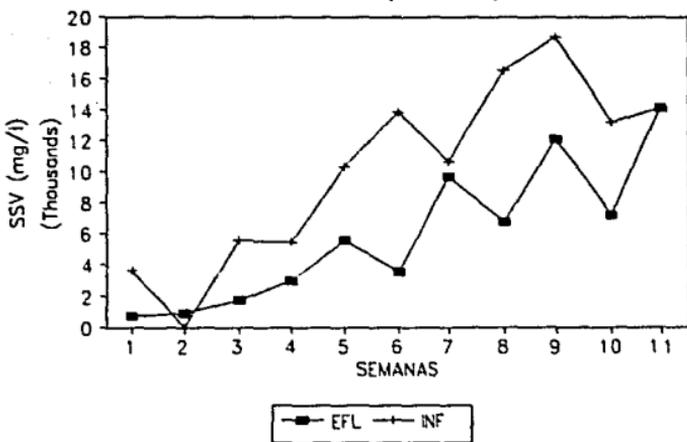


FIGURA 17
REACTOR 4 (28 DIAS)



SEGUNDA ETAPA

FIGURAS: 18 A 33

FIGURA 18
PRODUCCION DE GAS

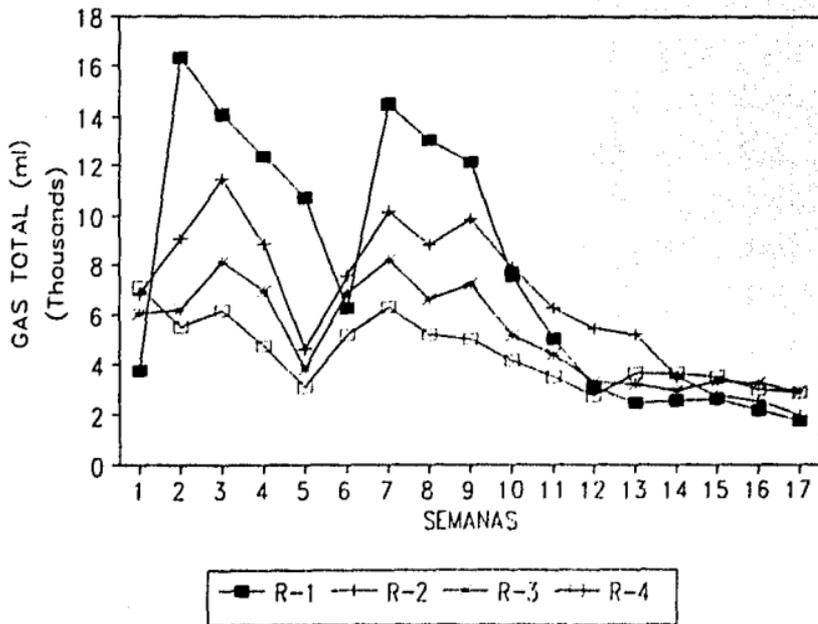


FIGURA 19
REACTOR 1 (7 DIAS)

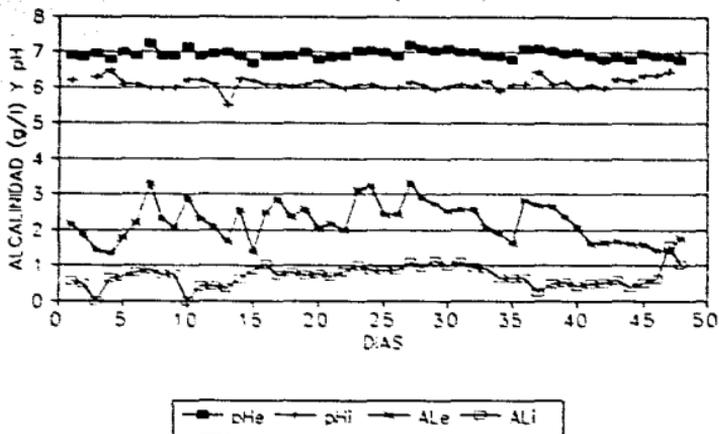


FIGURA 20
REACTOR 2 (14 DIAS)

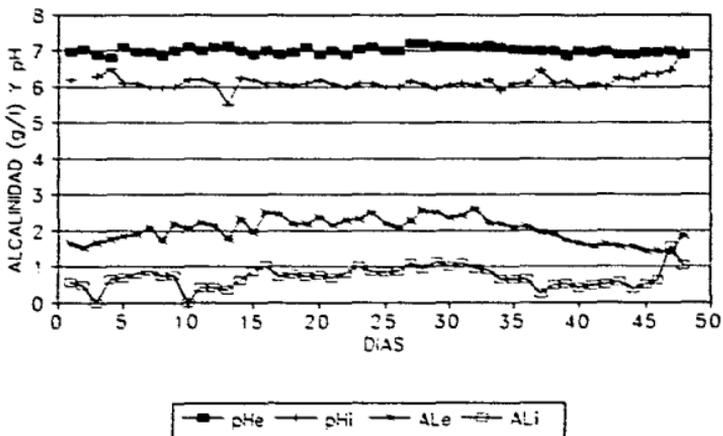


FIGURA 21
REACTOR 3 (21 DIAS)

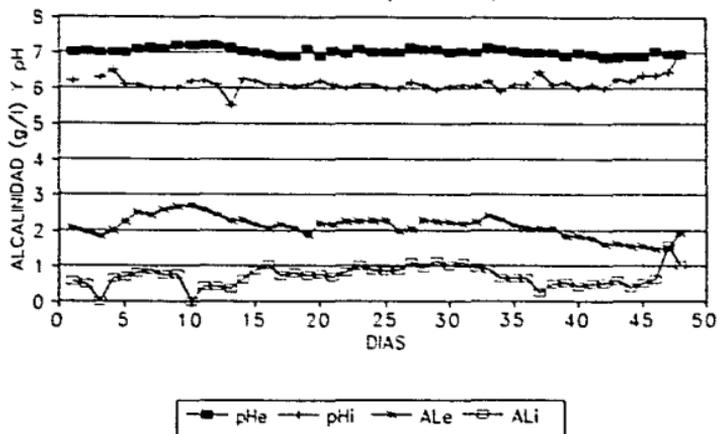


FIGURA 22
REACTOR 4 (28 DIAS)

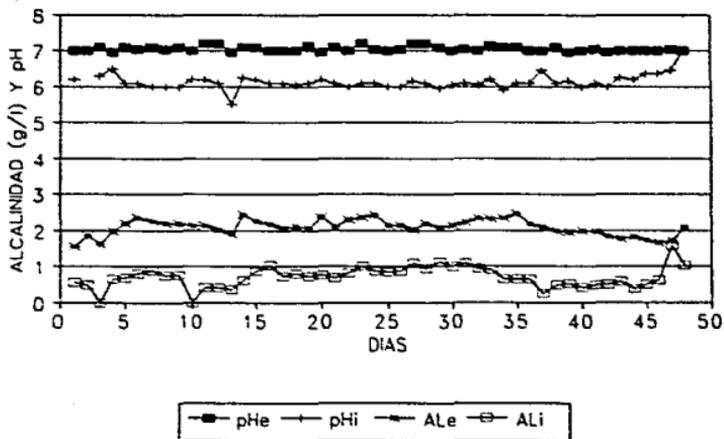


FIGURA 23
RELACION DE DBO Y DQO

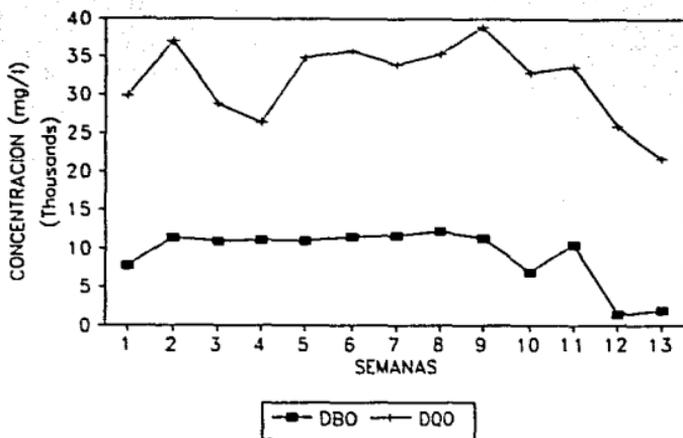


FIGURA 24
COMPORTAMIENTO DE DQO

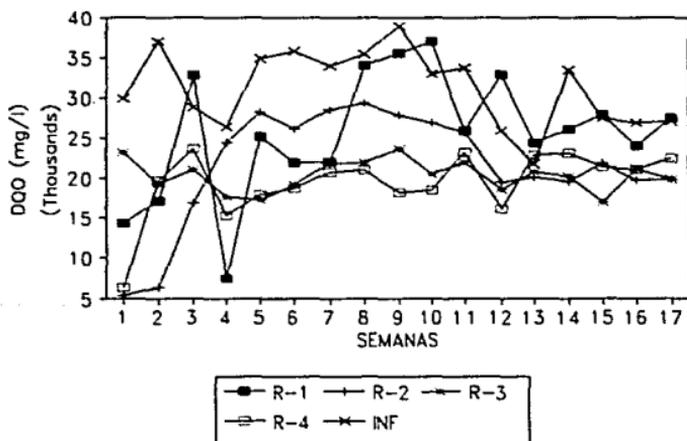


FIGURA 25
R-1 (7 DIAS)

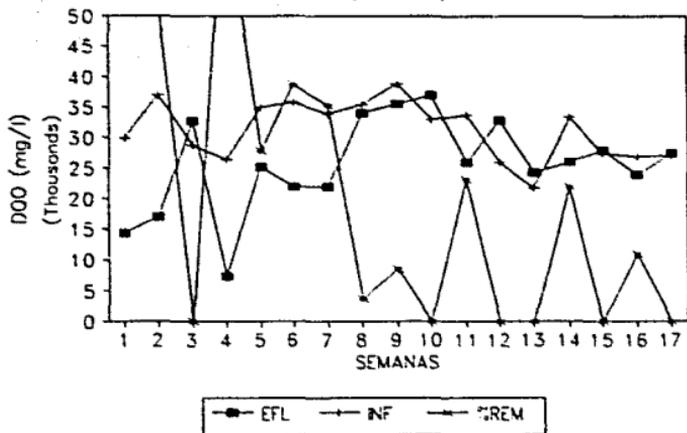


FIGURA 26
R-2 (14 DIAS)

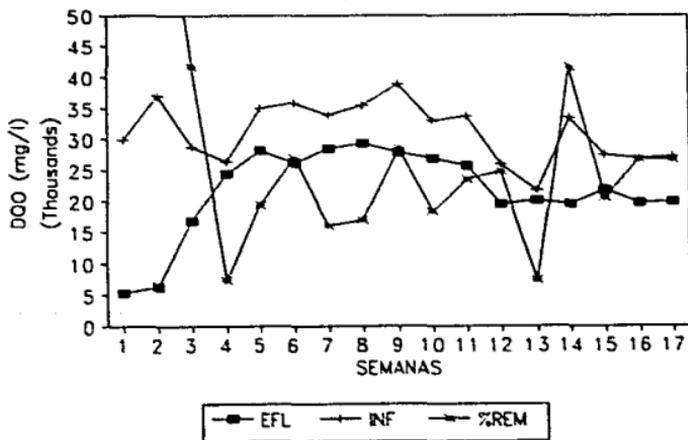


FIGURA 27
R-3 (21 DIAS)

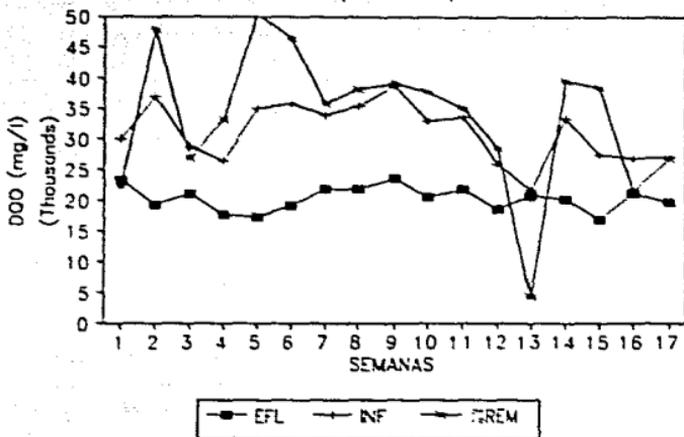


FIGURA 28
R-4 (28 DIAS)

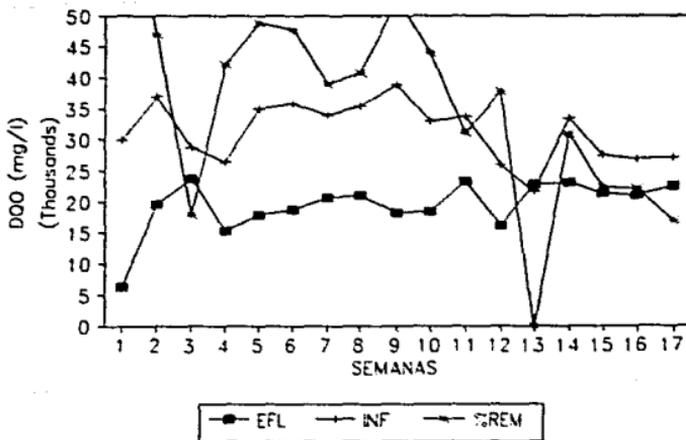


FIGURA 29
COMPORTAMIENTO DE SST

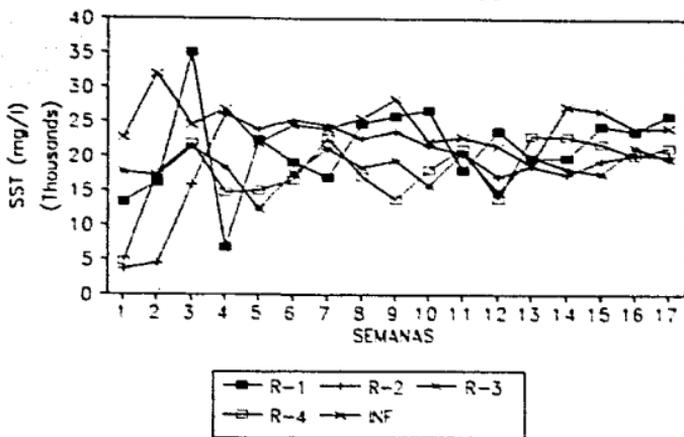


FIGURA 30
COMPORTAMIENTO DE SSV

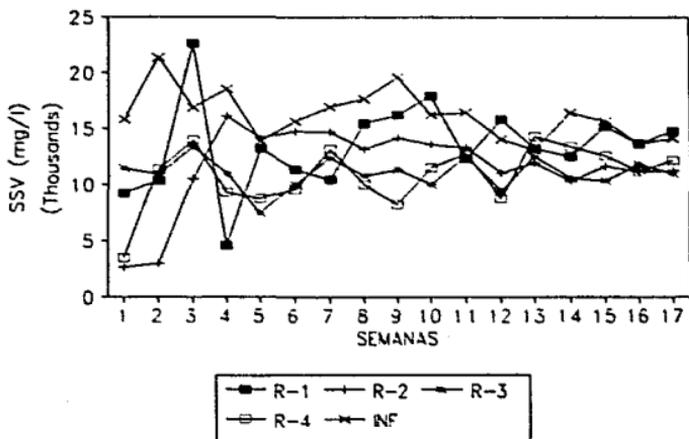


FIGURA 31
REACTOR 1 (7 DIAS)

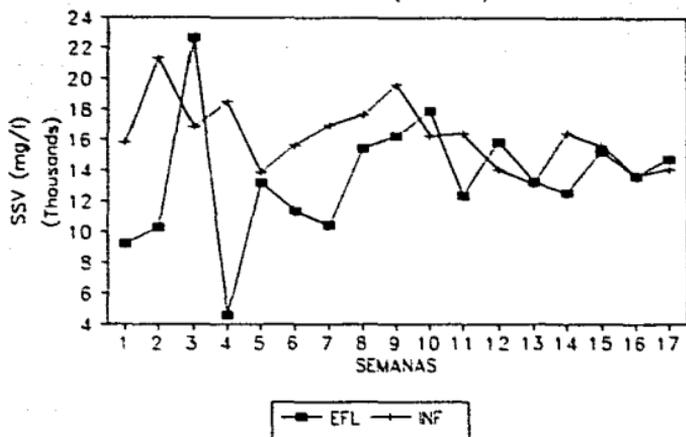


FIGURA 32
REACTOR 2 (14 DIAS)

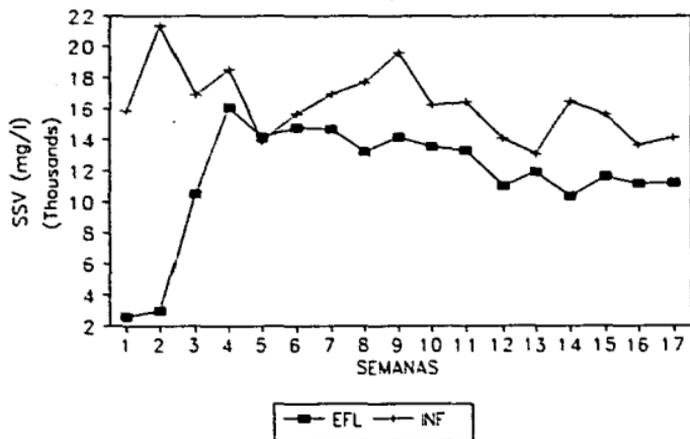


FIGURA 33
REACTOR 3 (21 DIAS)

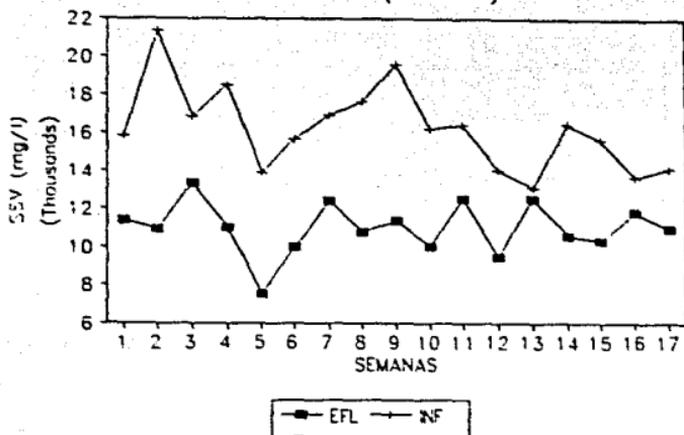
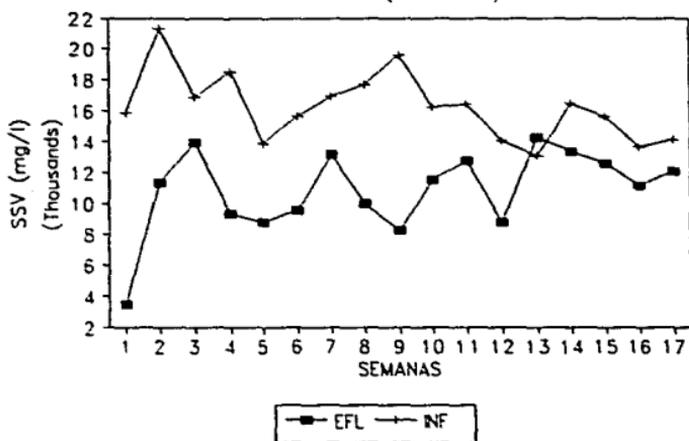


FIGURA 34
REACTOR 4 (28 DIAS)



3.5.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTADOS

El resultado del tratamiento estadístico se realizó para los valores obtenidos en DQO, SST y SSV, ya que eran los necesarios para obtener las constantes cinéticas.

De acuerdo con los resultados provenientes del análisis estadísticos se puede concluir que en la primera etapa las medias poblacionales de los cuatro reactores son iguales es decir, están estables, estadísticamente equivale a decir que todos los tratamientos pueden considerarse como uno solo.

Sin embargo, en la segunda etapa del experimento a pesar de que la hipótesis planteada es la misma, como era lo esperado al variar los tiempos de retención para cada tratamiento (reactor), la prueba de igualdad de medias se rechazó y por lo tanto corresponden a poblaciones de datos diferentes, ya que también sus variancias no resultaron ser homogéneas.

De hecho esta prueba de igualdad de medias no era necesaria, supuesto que la prueba de igualdad de variancias de las poblaciones no son iguales, pudiendose concluir desde este análisis que las poblaciones son diferentes.

Los cálculos estadísticos para las pruebas de igualdad de variancias, así como las de igualdad de medias, se realizaron empleando el programa HELMUT para diseño y análisis de experimentos (Mutis, 1989).

Los resultados fueron:

	DQO		
	MINIMO	PROMEDIO	MAXIMO
INFLUENTE	30369.14	32507.03	34644.92
1 (7 DIAS)	25526.26	27938.64	30351
2 (14 DIAS)	22236.84	23903.15	25569.46
3 (21 DIAS)	19531.94	20539.28	21546.62
4 (28 DIAS)	19464.05	20490.48	21516.91

SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

	MINIMO	PROMEDIO	MAXIMO
INFLUENTE	22778.10	24323.67	25869.24
1 (7 DIAS)	20207.93	21945.00	23682.07
2 (14 DIAS)	19779.22	20910.00	22040.78
3 (21 DIAS)	17594.35	18537.00	19479.65
4 (28 DIAS)	17807.46	19190.00	20572.54

SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES

	MINIMO	PROMEDIO	MAXIMO
INFLUENTE	15578.50	16634.00	17689.50
1 (7 DIAS)	12664.35	13800.00	14935.65
2 (14 DIAS)	11904.00	12585.00	13266.00
3 (21 DIAS)	10439.24	10980.00	11520.76
4 (28 DIAS)	10570.19	11364.00	12157.81

Se reporta a continuación los resultados de la eficiencia del proceso, rapidez de reacción y reducción de sólidos suspendidos volátiles con los valores promedio obtenidos de cada reactor.

REDUCCION DE	EFICIENCIA DEL PROCESO			
	R-1 (7 DIAS)	R-2 (14 DIAS)	R-3 (21 DIAS)	R-4 (28 DIAS)
(%)				
DQO	14.0	26.5	36.8	37.0
SST	9.8	14.0	23.8	21.1
SSV	17.0	24.3	34.0	31.7

REDUCCION EN LA PROPORCION DE SOLIDOS VOLATILES EN EL LODO				
	R-1	R-2	R-3	R-4
	(7 DIAS)	(14 DIAS)	(21 DIAS)	(28 DIAS)
PORCIENTO				
DE	21.67	30.11	33.34	32.87
REDUCCION				
RAPIDEZ DE REACCION				
	R-1	R-2	R-3	R-4
	(7 DIAS)	(14 DIAS)	(21 DIAS)	(28 DIAS)
RAPIDEZ (MG/L)	652.6	614.6	569.9	429.2
FLUJO DE CARGA ORGANICA				
	R-1	R-2	R-3	R-4
	(7 DIAS)	(14 DIAS)	(21 DIAS)	(28 DIAS)
FLUJO DE CARGA (KG SSV/m ² DIA)	2.4	1.2	0.8	0.6

Los resultados obtenidos se grafican a continuación (figuras 1 a 9).

La temperatura ambiental promedio aproximada a la que se trabajo fué de 18 grados, con variaciones de temperatura de más de 10 grados. Cabe destacar que estas variaciones se deban a la disminución de temperatura en la noche y por el aumento o disminución de temperatura de acuerdo a la temporada. Cabe destacar que el mes de enero fué el más frío, reportandose temperaturas de hasta 2 grados centigrados.

Esta información de temperatura fue obtenida, gracias al personal académico y técnico del observatorio de radiación solar del Instituto de Geofísica.

FIGURA 1
COMPORTAMIENTO DE DQO

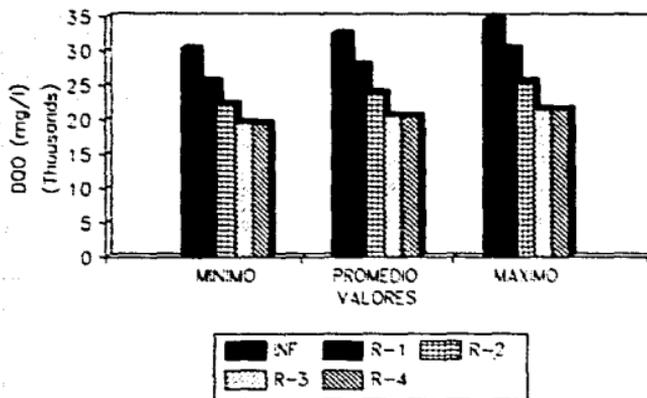


FIGURA 2
REMOCION DE DQO

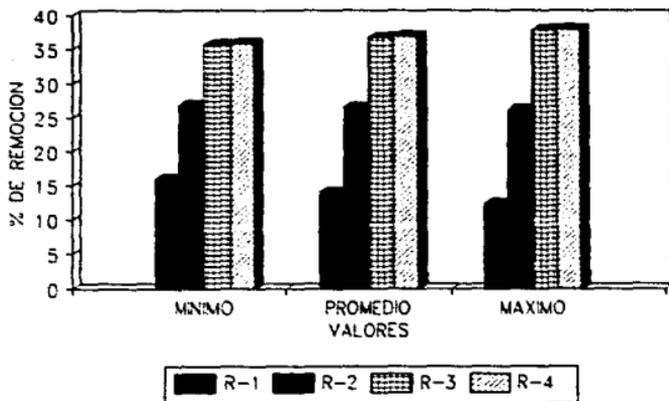


FIGURA 3
COMPORTAMIENTO DE SST

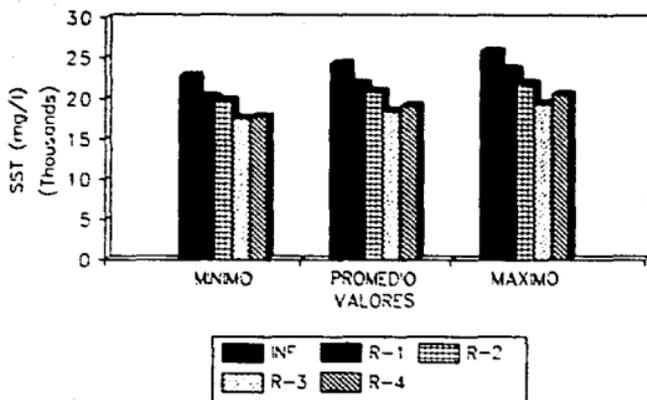


FIGURA 4
REMOCION DE SST

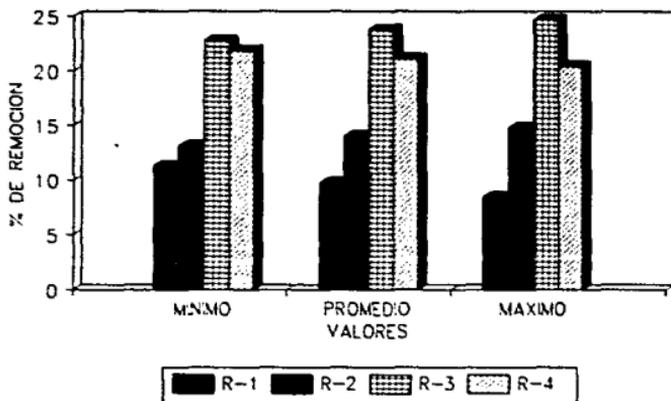


FIGURA 5
COMPORTAMIENTO DE SSV

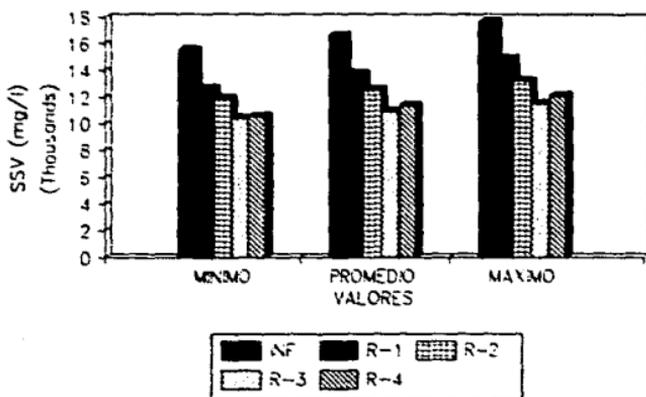


FIGURA 6
REMOCION DE SSV

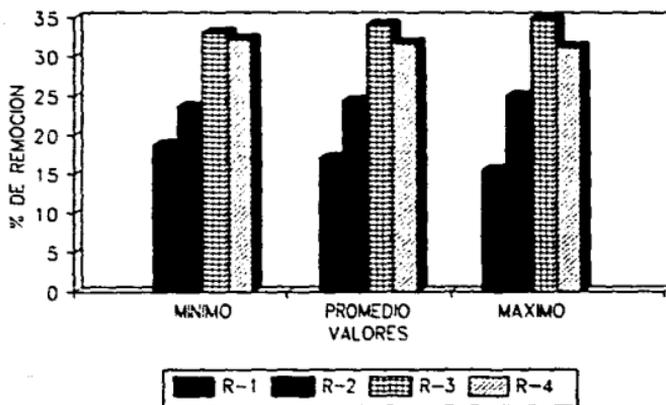


FIGURA 7
COMPORTAMIENTO DE TRATAMIENTO

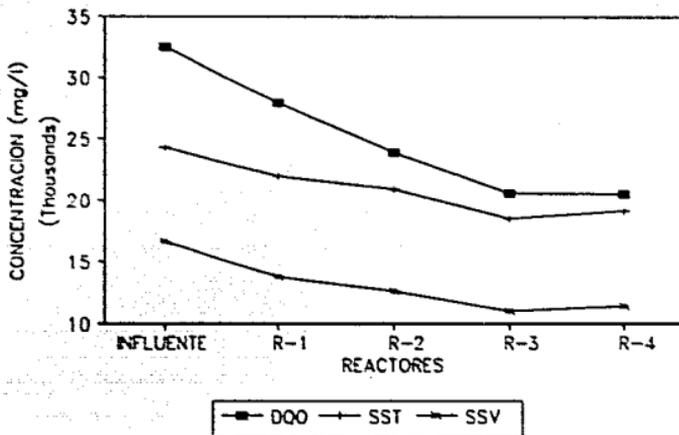


FIGURA 8
EFICIENCIA DE TRATAMIENTO

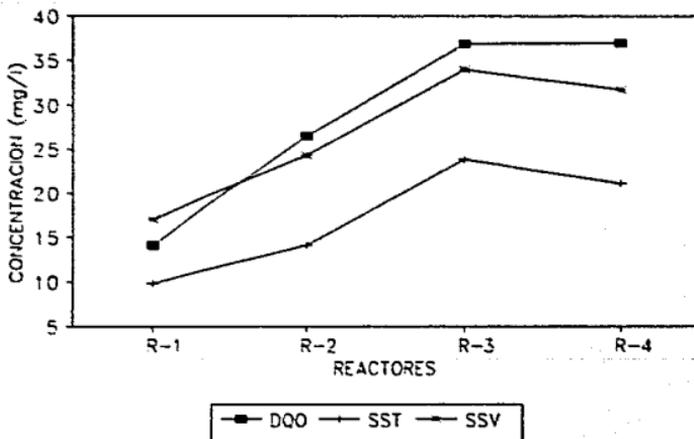
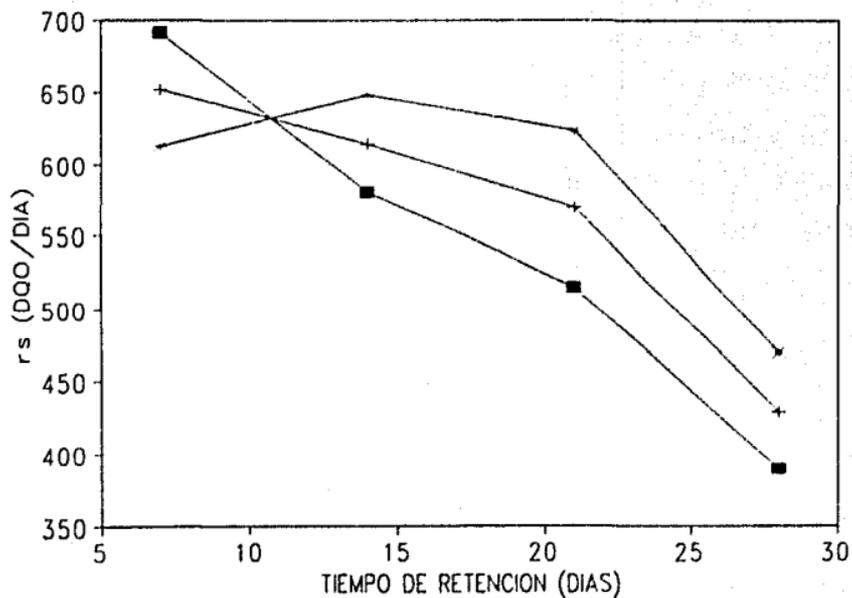


FIGURA 9
RAPIDEZ DE REACCION



3.6.- CINETICA.

Las ecuaciones usadas para obtener las constantes cinéticas del proceso fueron:

FORMA DE ECUACION: $y = m x + b$

SEGUN REFERENCIA #5

ECUACION GENERAL PARA OBTENER LAS CONSTANTES CINETICAS (Y Y b) EN LA DIGESTION ANAEROBIA

$$\frac{(S_0-S)}{M} = \frac{b}{Y} \theta_c + \frac{1}{Y}$$

REFERENCIA 16

ECUACIONES PARA OBTENER (q_{max} y K_s)

MODELO DE GRAU: $S = - q_{max} \frac{SM\theta_c}{S_0} + S_0$

MODELO DE MONOD: $S = q_{max} \frac{SM\theta_c}{(S_0-S)} - K_s$

MODELO DE CONTOIS: $\frac{S}{M} = \frac{U_M}{Y} \frac{S\theta_c}{(S_0-S)} - B$

Donde: $B = 1/(Y(1+a))$ $a = K_s/S_0$

$U_M = - \mu_{max}/(1+a)$

MODELO DE CHEN Y HASHIMOTO: $\frac{S}{S_0} = \frac{q_{max}}{(1-K)} \frac{MS\theta_c}{S_0(S_0-S)} - \frac{K}{(1-K)}$

Donde: $K = a/(1+a)$ Y $a = K_s/S_0$

$$q_{max} = \mu_{max}/Y$$

SEGUN REFERENCIA #10

ECUACION GENERAL PARA OBTENER LAS CONSTANTES KINETICAS (Y Y b) EN LA DIGESTION ANAEROBIA

$$r_n = (1/Y) * D + (b/Y)$$

ECUACIONES PARA OBTENER (r_{max} Y K_s)

MODELO DE GRAU:
$$r_n = \frac{S}{S_0} r_{max}$$

MODELO DE MONOD:

$$r_n = -K_s * \left(\frac{r_n}{S}\right) + r_{max} \quad (1)$$

$$\frac{S}{r_n} = \left(\frac{1}{r_{max}}\right) * S + \frac{K_s}{r_{max}} \quad (2)$$

$$\frac{1}{r_n} = \left(\frac{K_s}{r_{max}}\right) * \frac{1}{S} + \frac{1}{r_{max}} \quad (3)$$

MODELO DE CONTOIS:

$$r_n = -K_{s,c} * \left(\frac{r_n * M}{S}\right) + r_{max} \quad (1)$$

$$\frac{S}{r_n * M} = \left(\frac{1}{r_{max}}\right) * \frac{S}{M} + \frac{K_{s,c}}{r_{max}} \quad (2)$$

$$\frac{1}{r_n} = \left(\frac{K_{s,c}}{r_{max}}\right) * \frac{1}{S} + \frac{1}{r_{max}} \quad (3)$$

MODELO DE CHEN Y HASHINOTO:

$$\frac{S}{S_0 + r_n} = \frac{(1-K)}{K} \cdot r_n + \frac{r_{\text{base}}}{K} \quad (1)$$

$$\frac{1}{r_n} = \frac{K}{r_{\text{base}}} \cdot S + \frac{(1-K)}{r_{\text{base}}} \quad (2)$$

$$\frac{r_n S_0}{S} = \frac{(1-K)}{K} \cdot r_n + \frac{r_{\text{base}}}{K} \quad (3)$$

RESULTADOS

CONSTANTES GENERALES

REFERENCIA #6

$$Y=6.94 \text{ y } b=0.26$$

$$R^2= 0.87$$

REFERENCIA #10

$$Y= 28.73 \text{ y } b=1.26$$

$$R^2= 0.08$$

CONSTANTES ESPECIFICAS DEL MODELO USADO

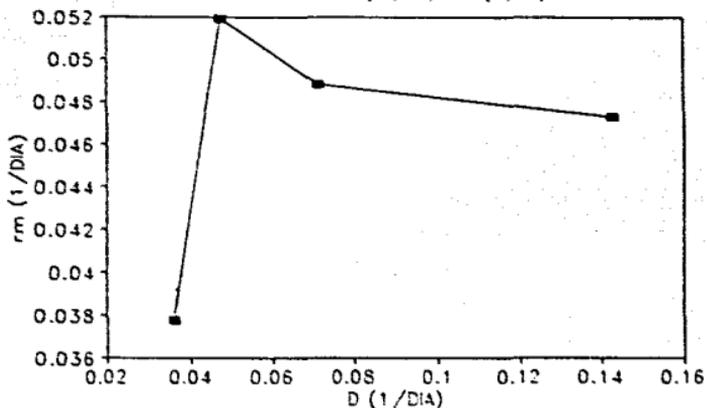
MODELO	Q_{max}	L_{max}	K_0	U_0	B	K	a	R^2
REFERENCIA #16								
GRAU	0.065	0.45						0.79
MONOD	0.028	0.19	-9138.6					0.44
CONTOIS	$-2.5 \cdot 10^{-4}$	$-1.76 \cdot 10^{-3}$	-34792	-0.025	-2.05		-1.07	0.04
CHEN Y								
HASHIMOTO	0.039	0.269	11953.1			-0.39	0.37	0.44

REFERENCIA #10

MODELO	Γ_{max}	L_{max}	K_0	U_0	B	K	a	R^2
GRAU	0.013	-0.16						0.05
MONOD								
ECUACION (1)	0.025	-0.073	-10308.4					0.38
(2)	0.064	0.194	9045.9					0.44
(3)	0.068	0.22	10930.2					0.10
CONTOIS					$K_{0,c}$			
ECUACION (1)	-0.001	-0.26			-1.95			0.88
(2)	-0.092	-0.888			-5.7			0.04
(3)	-0.068	-0.72			-4.73			0.30
CHEN Y								
HASHIMOTO								
ECUACION (1)	0.05	0.097	9045.88			0.22	0.28	0.44
(2)	0.35	0.101	10930.2			0.25	0.34	0.10
(3)	0.145	0.76	$5 \cdot 10^3$			1	152852	0.50

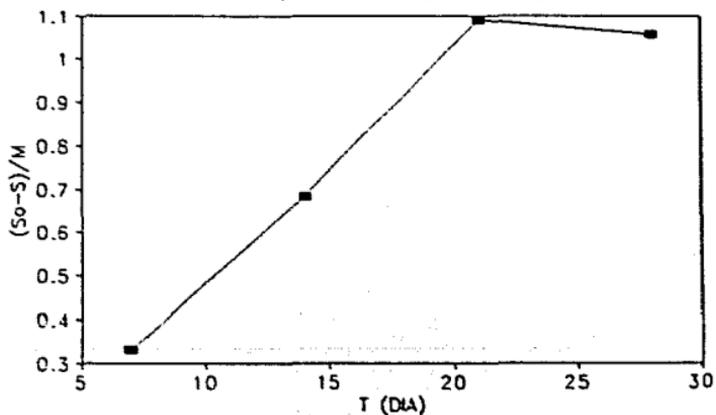
MODELO SEGUN REFERENCIA 10

$$\text{ECUACION: } r_m = (1/Y) \cdot D + (b/Y)$$



MODELO SEGUN REFERENCIA 5

$$\text{ECUACION: } ((S_0 - S)/M) = (b/Y) \cdot T + (1/Y)$$

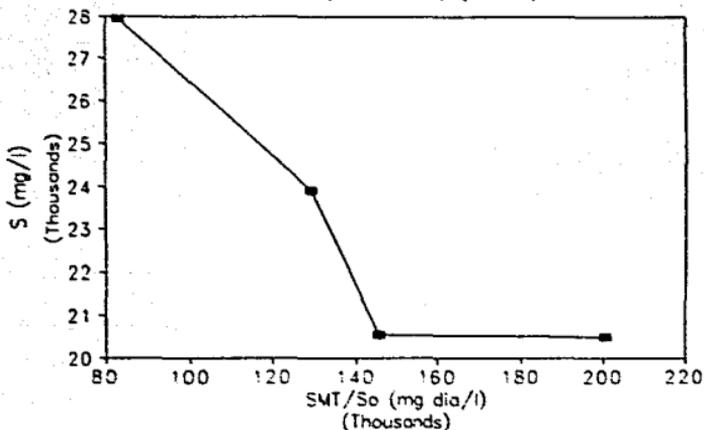


CONSTANTES CINÉTICAS PARTICULARES AL MODELO USADO

REFERENCIA 16

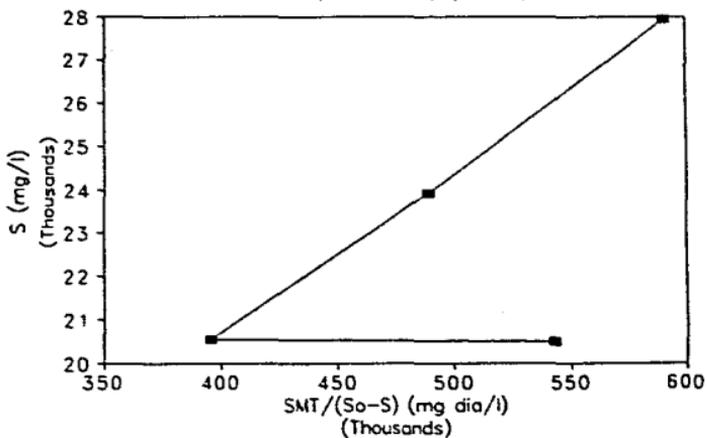
MODELO DE GRAU

$$\text{ECUACION: } S = -q_{\text{max}} \text{ SMT} / (S_0 - S) + S_0$$

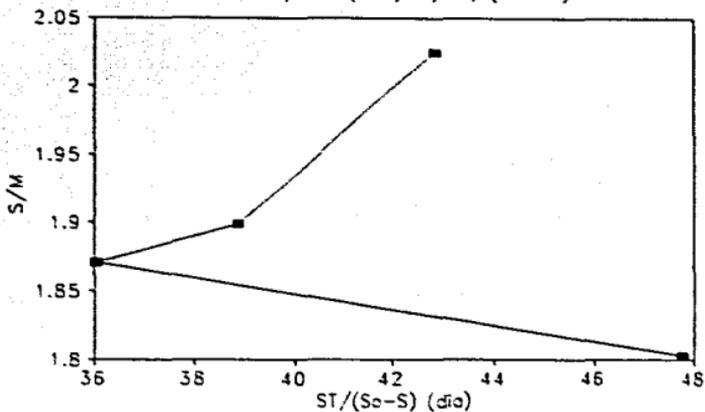


MODELO DE MONOD

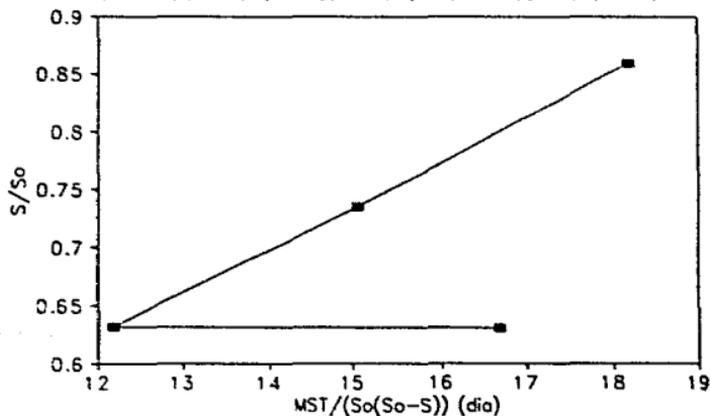
$$\text{ECUACION: } S = q_{\text{max}} \text{ SMT} / (S_0 - S) - K_s$$



MODELO DE CONTOIS
 ECUACION: $S/M = (U_m/Y)ST/(S_o-S) - B$



MODELO DE CHEN Y HASHIMOTO
 ECUACION: $S/S_o = (q_{max}/(1-K))MST/(S_o(S_o-S)) - K/(1-K)$

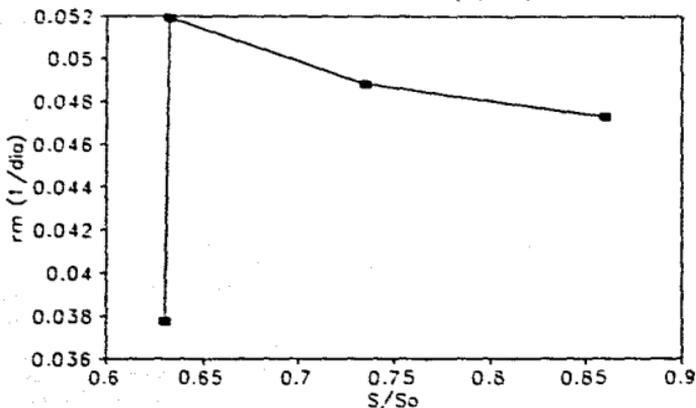


CONSTANTES CINÉTICAS PARTICULARES AL MODELO USADO

REFERENCIA 10

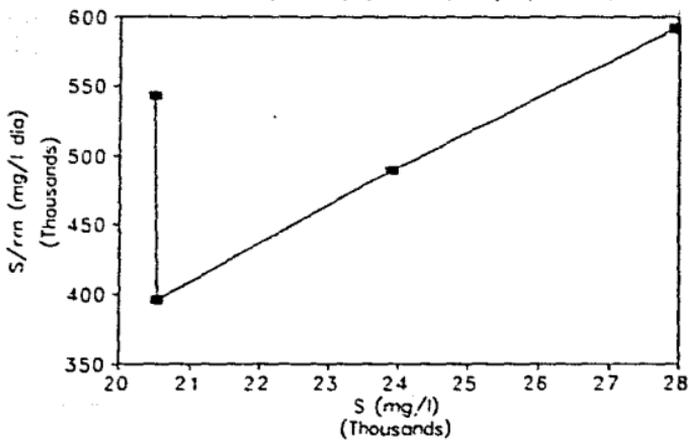
MODELO DE GRAU

ECUACION: $r_m = r_{max} * (S/S_0)$

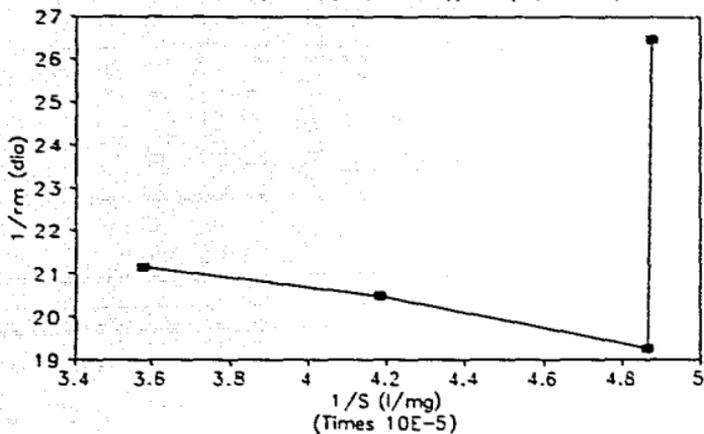


MODELO DE MONOD

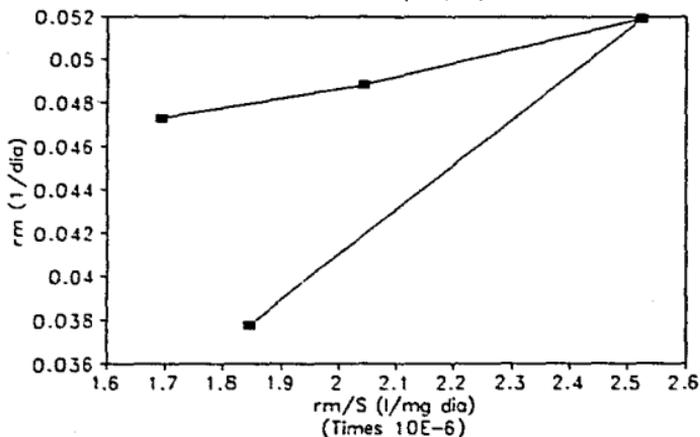
ECUACION: $S/r_m = (1/r_{max})S + (K_s/r_{max})$



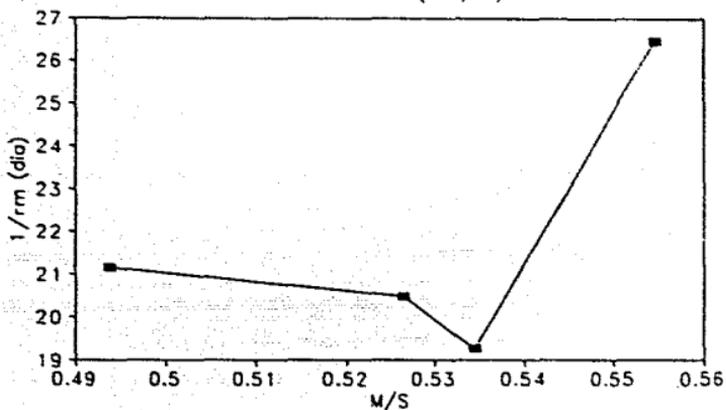
MODELO DE MONOD
 ECUACION: $1/rm = (Ks/rmax)/S + (1/rmax)$



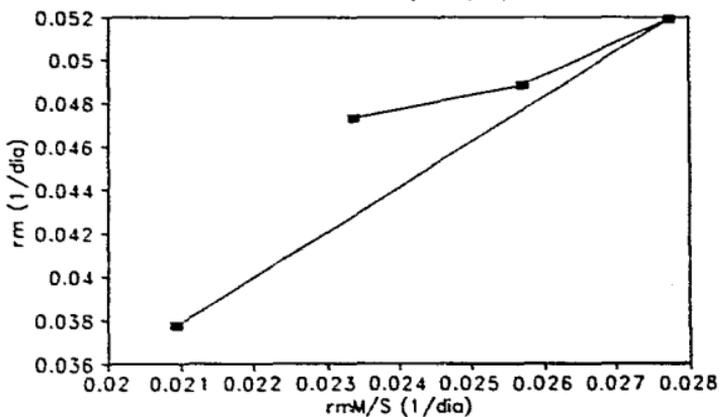
MODELO DE MONOD
 ECUACION: $rm = -Ks(rm/S) + rmax$



MODELO DE CONTOIS
 ECUACION: $rm = -K_s \cdot C(rm/S) + r_{max}$

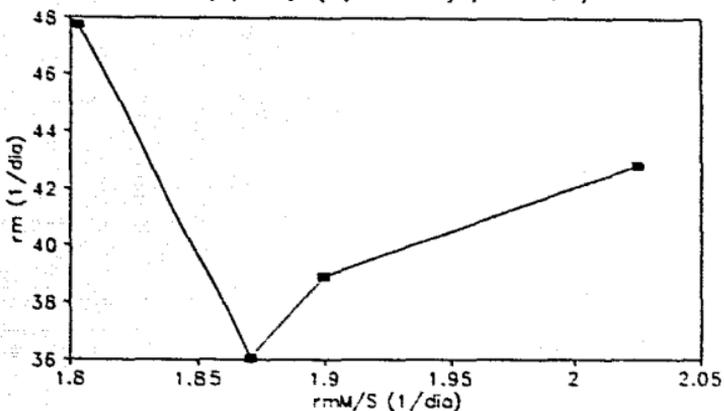


MODELO DE CONTOIS
 ECUACION: $rm = -K_s \cdot c(rmM/S) + r_{max}$



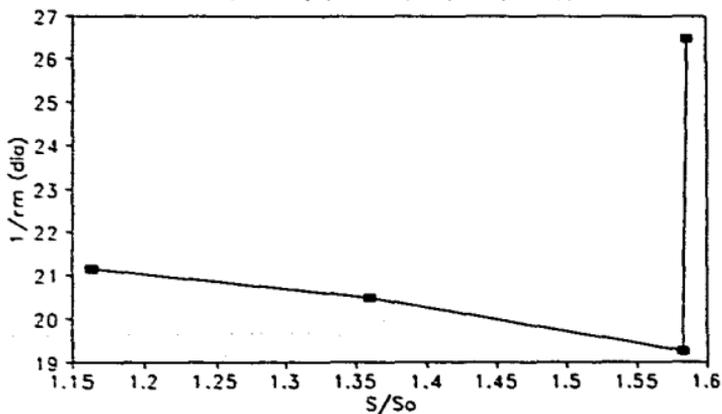
MODELO DE CONTOIS

$$\text{ECUACION: } S/(r_m M) = (1/r_{m \max}) S/M + K_s, c/r_{m \max}$$



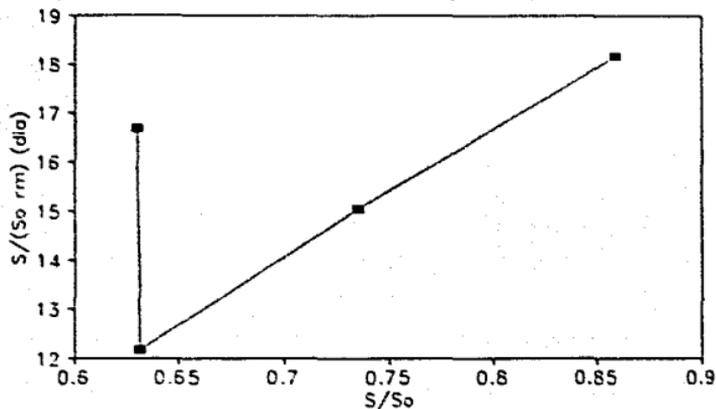
MODELO DE CHEN Y HASHIMOTO

$$\text{ECUACION: } 1/r_m = (K/r_{m \max}) S_0/S + (1-K)/r_{m \max}$$



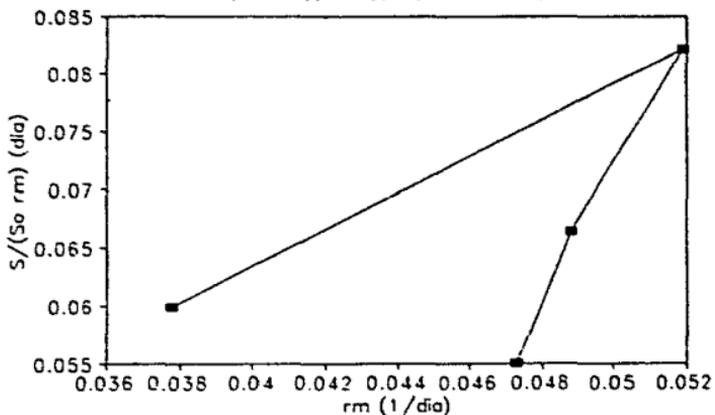
MODELO DE CHEN Y HASHIMOTO

$$S/(S_0 r_m) = ((1-k)/r_{max}) S/S_0 + k/r_{max}$$



MODELO DE CHEN Y HASHIMOTO

$$S_{orm}/S = -((1-k)/k)r_m + r_{max}/k$$



CONSTANTES CINÉTICAS CONSIDERANDO DOS ETAPAS DE DIGESTIÓN

Para esto se consideró al reactor 1 como acidogénico, el reactor 2 como transicional y a los reactores 3 y 4 como metanogénicos.

CONSTANTES GENERALES

ACIDOGENESIS: $Y = -46.35$ y $b = -2.33$ con $R^2 = 1$

METANOGENESIS

REFERENCIA #6

$Y = 2.61$ y $b = 0.07$ con $R^2 = 0.685$

REFERENCIA #10

$Y = 4.04$ y $b = 0.135$ con $R^2 = 0.36$

CONSTANTES ESPECÍFICAS DEL MODELO USADO

MODELO	Q_{max}	U_{max}	K_s	U_n	B	K	a	R^2
REFERENCIA #16								
GRAU								
ACIDOGEN.:	0.087	-4.02						1
METANOGEN.:	0.036	0.094						0.47
MONOD								
ACIDOGEN.:	0.04	-1.85	-4400.14					1
METANOGEN.:	0.004	0.01	-19821.4					0.022
CONTOIS								
ACIDOGEN.:	-0.001	0.049	-31437	-1.48	-0.655		-0.97	1
METANOGEN.:	7×10^{-5}	0.003	-38318.5	-0.018	-2.14		-1.18	0.74
CHEN Y								
HASHIMOTO								
ACIDOGEN.:	0.046	-2.14	-22140.8			-0.15	-0.68	1
METANOGEN.:	0.010	0.02	854.6			-1.56	0.026	0.02
REFERENCIA #10								
MODELO	Γ_{max}	U_{max}	K_s	U_n	B	K	a	R^2
GRAU								
ACIDOGEN.:	-0.012	2.905						1
METANOGEN.:	0.040	0.029						0.1

MODELO	Y_{max}	L_{max}	K_0	U_0	B	K	a	R^2
MONOD								
ACIDOGEN.:	0.04	0.48	-4400.14					1
METANOGENESIS:								
ECUACION 1	0.008	-0.05	-18014.7					0.73
ECUACION 2	0.018	0.40	64372.5					0.02
ECUACION 3	0.186	0.42	66988.5					0.14
CONTOIS								
ACIDOGEN.:	-0.032	0.848				-0.655		1
METANOGENESIS:								
ECUACION 1:	-0.006	-0.087				-2.12		0.99
ECUACION 2:	-0.009	-0.09				-2.24		0.74
ECUACION 3:	-0.009	-0.094				-2.24		0.82
CHEN Y HASHIMOTO								
ACIDOGEN.:	0.046	0.194	-4400.14			-0.15	-0.13	1
METANOGENESIS:								
ECUACION 1:	0.061	0.088	64372.5			0.66	1.98	0.02
ECUACION 2:	0.061	0.055	66988.5			0.67	2.06	0.14
ECUACION 3:	-0.029	-0.146	-24820			-3.23	-0.76	0.72

Considerando ahora los dos primeros reactores como acidogénicos, el reactor 3 como transicional y el 4 como metanogénico, los resultados fueron los siguientes:

CONSTANTES GENERALES

METANOGENESIS: $Y=0.84$ y $b=-0.0039$ con $R^2=1$

ACIDOGENESIS

REFERENCIA #6

$Y=-17.43$ y $b=-0.95$ con $R^2=0.998$

REFERENCIA #10

$Y=-23.68$ y $b=-1.26$ con $R^2=0.79$

CONSTANTES ESPECIFICAS DEL MODELO USADO

MODELO	Q_{max}	μ_{max}	K_s	U_n	B	K	a	R^2
REFERENCIA #16								
GRAU								
ACIDOGEN.:	0.111	-1.94						0.94
METANOGEN.:	$8.89 \cdot 10^{-4}$	$7.46 \cdot 10^{-4}$						1
MONOD								
ACIDOGEN.:	0.038	-0.66	-5449.9					0.999
METANOGEN.:	$-3 \cdot 10^{-4}$	$-3 \cdot 10^{-4}$	-20670.7					1
CONTOIS								
ACIDOGEN.:	-0.001	0.023	-30673.5	-1.02	-0.41		-0.94	0.93
METANOGEN.:	-0.003	-0.003	-51125.9	-2.08	-0.005		-1.57	1
CHEN Y HASHINOTO								
ACIDOGEN.:	0.045	-0.79	-14396.8			-0.44	-0.2	1.00
METANOGEN.:	$-9 \cdot 10^{-4}$	$-8 \cdot 10^{-4}$	-24.9			$-8 \cdot 10^{-4}$	-1.75	1

MODELO	r_{max}	μ_{max}	K_s	U_n	B	K	a	R^2
REFERENCIA #10								
GRAU								
ACIDOGEN.:	-0.020	1.29						0.94
METANOGEN.:	9.42	7.91						1
MONOD								
METANOGEN.:	$-3 \cdot 10^{-4}$	0.004	-20670.7					1
ACIDOGENESIS:								
ECUACION 1	0.038	0.29	-5576.9					0.99
ECUACION 2	0.038	0.29	-5432.9					1
ECUACION 3	0.038	0.29	-5531.9					0.98
CONTOIS								
METANOGEN.:	-0.006	$-9 \cdot 10^{-4}$				-2.08		1
ACIDOGENESIS:								
ECUACION 1:	0.023	0.55				-1.05		0.95
ECUACION 2:	0.025	0.51				-0.95		0.93
ECUACION 3:	0.025	0.51				-0.96		0.77

MODELO	T_{max}	t_{max}	K_0	U_0	B	K	a	R^2
CHEN Y HASHIMOTO								
METANOGEN.:	-9×10^{-4}	0.003	-20670.7				-1.75 -0.63	1
ACIDOGEN:								
ECUACION 1:	0.061	0.088	64372.5			0.66	1.98	0.02
ECUACION 2:	0.061	0.055	66988.5			0.67	2.06	0.14
ECUACION 3:	0.045	0.152	-5629.5			-0.21	-0.17	0.72

MODELOS SIMPLES DE RELACION ENTRE LA RAPIDEZ DE REACCION Y LA
CONCENTRACION DE REACTIVO

FORMA DE ECUACION: $y = m x + b$

ECUACION USADA PARA ENCONTRAR ORDEN DE REACCION (n):

$$\ln \left(\frac{S_0 - S}{\theta_c} \right) = n \ln S + \ln k_n$$

ECUACIONES USADAS PARA COMPROBAR EL ORDEN DE REACCION Y
ENCONTRAR LA CONSTANTE DE RAPIDEZ CORRECTA.

ECUACION DE ORDEN CERO: $S = -k_0 \theta_c + S_0$

ECUACION DE PRIMER ORDEN: $S = -k_1 \theta_c S + S_0$

ECUACION DE SEGUNDO ORDEN: $S = -k_2 \theta_c S^2 + S_0$

ECUACION DE TERCER ORDEN: $S = -k_3 \theta_c S^3 + S_0$

RESULTADOS

ECUACION GENERAL

$n = \text{ORDEN} = 1$

$k_n = 0.0406 \text{ dia}^{-1}$

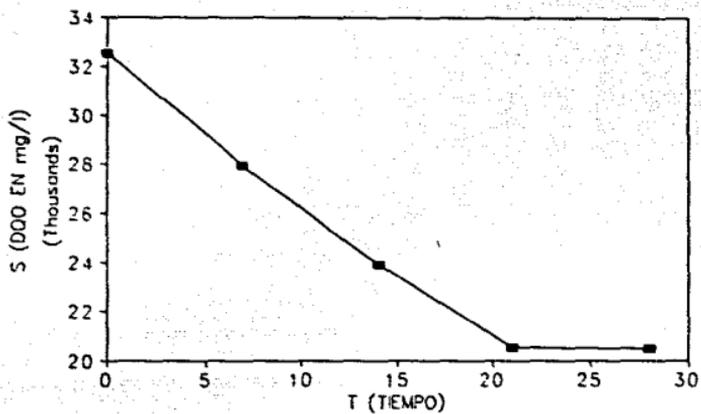
$(\text{Coef. de correlación})^2 = 0.57$

USANDO ECUACIONES ESPECIFICAS PARA CADA ORDEN

ORDEN	CONSTANTE DE RAPIDEZ (k)	COEFICIENTE DE CORRELACION AL CUADRADO (R ²)
CERO	$k_0 = 449.035 \text{ mg}/(1 \text{ dia})$	0.928
UNO	$k_1 = 0.02277 \text{ dia}^{-1}$	0.946
DOS	$k_2 = 1.122 \cdot 10^{-6} \text{ l}/(\text{mg dia})$	0.926
TRES	$k_3 = 5.1 \cdot 10^{-11} \text{ l}^2/(\text{mg}^2 \text{ dia})$	0.829

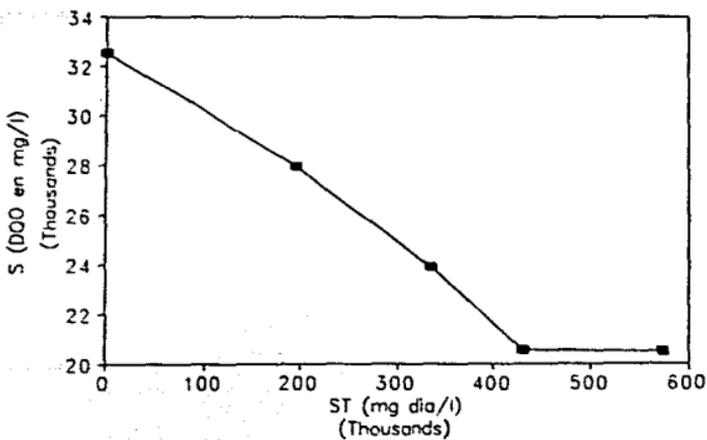
ORDEN CERO

$$\text{ECUACION: } S = -k \cdot T + S_0$$



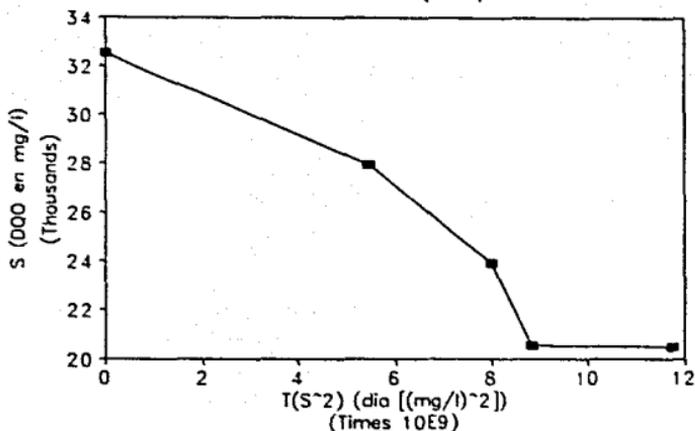
ORDEN UNO

$$\text{ECUACION: } S = -k \cdot ST + S_0$$



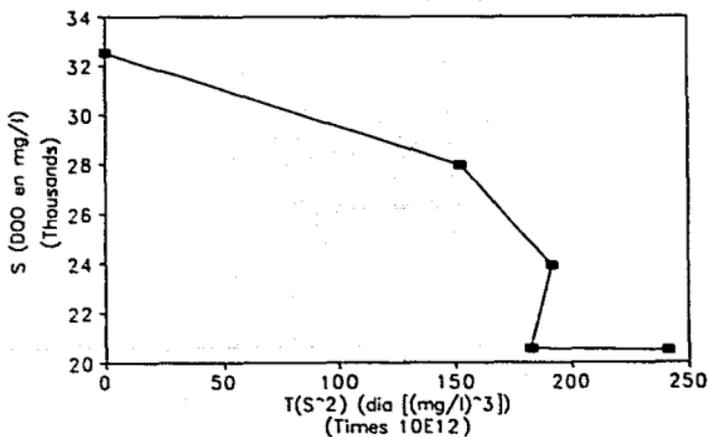
ORDEN DOS

$$\text{ECUACION: } S = -k \cdot T(S^2) + S_0$$



ORDEN TRES

$$\text{ECUACION: } S = -k \cdot T(S^3) + S_0$$



CAPITULO IV

DISCUSION DE RESULTADOS

4.1.- CONSTRUCCION.

Los reactores se diseñaron e instalaron para operar sin agitación y a temperatura ambiente. Los resultados mostraron una baja eficiencia debido a esas características.

Sin la agitación se redujo el volumen útil del reactor, ya que se forman dos capas correspondientes a la fase de sedimentación inferior y a la nata superior.

La carencia de instalaciones para controlar la temperatura de los reactores provocó dos problemas. Por un lado la temperatura variaba mucho durante el día y por lo otro predominaban valores bajos. En la literatura técnica se recomienda que la digestión anaerobia se realice a temperatura constante de 35°C.

4.2.- ARRANQUE.

No hubo problemas importantes para inicializar el proceso en los digestores. Se requirió una inoculación al 1% y la adición de 30 gr. de bicarbonato para mantener el pH adecuado.

4.3.- OPERACION.

La operación de los reactores fué muy molesta, tanto para la persona involucrada en la operación como para las que se encontraban alrededor, pues la ventilación no era suficiente. La alimentación se hizo en forma manual y era necesario filtrar el lodo. El operador tenía que estar totalmente protegido del contacto con los lodos.

Debido a las condiciones mencionadas la alimentación era semicontinua, pues se hacía una vez al día, lo que producía cambios repentinos de las condiciones de temperatura, carga

orgánica y microorganismos en el reactor y probablemente inhibía la digestión anaerobia.

La toma de muestra del reactor (agitando el reactor y tomando la muestra de la parte lateral del reactor), implicó que esta contuviera materia orgánica con un tiempo de retención celular diferente al tiempo de retención hidráulico del reactor. Ello puede explicar que parte de los resultados en la caracterización del lodo tratado hayan sido tan variables.

Para garantizar las condiciones de pH y alcalinidad dentro del rango recomendable, se vigilaron estos parámetros. Se pudo apreciar que la variación de pH esta en función inversa a los tiempos de retención. Así, en la primera fase de los experimentos, en que los 4 reactores funcionaron con tiempos de retención de 28 días, el pH se mantuvo siempre dentro del rango. En la segunda fase, en que los cuatro reactores funcionaron con tiempos de retención de 7, 14, 21 y 28 días respectivamente, los índices de pH variaban más entre menor era el tiempo de retención.

4.4.- CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS.

Se observó una gran variación en la carga orgánica del influente, lo cual explica en parte la gran variabilidad en los parámetros de cada reactor.

La producción de gas observada en los últimos días de la segunda etapa del experimento, pareció mostrar un factor inhibidor presente.

4.5.- ANALISIS ESTADISTICO DE RESULTADOS.

El análisis estadístico de los resultados mostró una gran coeficiente de variación (12-22%).

Los valores de remoción encontrados revelan que el sistema es poco eficiente. La remoción de SSV máximo fué de 34 %, siendo que sistemas típicos de digestión anaerobia son del orden de 40 al 60 %.

Los valores máximos de remoción encontrados indican que el tiempo de retención óptimo es el de 21 días, pues el tiempo de 28 días dió valores muy parecidos e inclusive inferiores en la remoción de DQO y sólidos respectivamente.

4.6.- CINETICA.

Los modelos cinéticos vistos para la digestión anaerobia, se usan en la determinación de constantes cinéticas en aguas residuales. Sin embargo, no son aplicables para la digestión anaerobia de lodos según se vió en el curso " RECOLECCIÓN, TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PETROLERA Y PETROQUINICA" (12).

La imposibilidad de usar estos modelos deriva del hecho, de que en un tratamiento anaerobio de aguas la cantidad de sólidos suspendidos volátiles en el efluente representa aproximadamente a la cantidad de microorganismos que salen del reactor, mientras que en el tratamiento de lodos no lo es.

Esto se debe a que el agua residual a la entrada de la planta de tratamiento contiene una cantidad despreciable de sólidos suspendidos volátiles y en cambio, los lodos a la entrada a los digestores tiene una gran cantidad. Por ello, a la salida en el lodo tratado representa no solo a los microorganismos, sino

también a la materia biodegradable que no alcanza a ser degradada.

Lo anterior se pudo verificar por el coeficiente de rendimiento de las bacterias (Y) tan alto que se obtiene (6.94), esto equivale a decir que se consume muy poco sustrato por las bacterias, siendo los valores de este para el tratamiento de aguas mucho menores a la unidad. Por el otro lado el coeficiente de decaimiento de las bacterias b (0.25 día^{-1}), es un valor que se acerca a el de aguas residuales, sin embargo al relacionarlo con el coeficiente de rendimiento nos dice que la tasa de mortalidad es insignificante. El modelo que mejor se acopló para la determinación de estas constantes fué el de la referencia 5.

En lo que se refiere a las constantes particulares al modelo usado, los siguientes son los únicos en los que se obtuvieron las constantes más coherentes del experimento:

GRAU (16)	con $\mu_{max}=0.45$,	$\theta_{min}=2.2 \text{ día}$
CHEN Y HASHIMOTO (16)	con $\mu_{max}=0.269$, $K_s=11983 \text{ mg/l}$,	$\theta_{min}=3.7 \text{ día}$
"	(10) con $\mu_{max}=0.097$, $K_s=9046 \text{ mg/l}$,	$\theta_{min}=10.3 \text{ día}$
MONOD (10)	con $\mu_{max}=0.194$, $K_s=9046 \text{ mg/l}$,	$\theta_{min}=5.1 \text{ día}$

Referidos a una temperatura atmosférica aproximada de 18°C .

El modelo de Grau fué el que más acercó al comportamiento de los resultados experimentales, sin embargo la información que da es incompleta por lo que no se tomó muy en cuenta.

De acuerdo a la tabla 1.9.4., presentada en la sección 1.9, podemos ver que para un reactor con mezcla el tiempo de retención mínimo recomendado para una temperatura de 18 grados es de 11 días y dado que para un reactor convencional el valor sería mayor, podemos sugerir que el modelo que más se podría aplicar a este experimento es el de Chen y Hashimoto (10).

Las constantes que nos proporciona el modelo seleccionado son: $\mu_{max}=0.097 \text{ día}^{-1}$ y $K_s= 9046 \text{ mg/l}$ a una temperatura de 18°C . El valor dado por estas constantes proporciona dos datos importantes, por un lado el tiempo de retención mínimo de 10.3 días ($1/\mu_{max}$) que se necesita para llevar a cabo el proceso de digestión sin que haya un lavado de microorganismos y por consiguiente se detenga el proceso de digestión. Lo anterior se pudo confirmar por los problemas que ocasionaba el reactor 1 con un tiempo de retención de 7 días.

El valor de la constante de saturación (K_s) obtenida, demasiado alta para aguas residuales, más no para lodos, nos dice el valor máximo de remoción al que podemos llegar (72% de DQO).

Sin embargo, para poder saber el tiempo de retención que se requiere para lograr esta remoción se necesitaría esterilizar los sólidos suspendidos volátiles, pero podríamos decir que el tiempo de retención necesitaría por lo menos un tiempo mayor a 30 días.

Los resultados obtenidos considerando las dos etapas de la digestión anaerobia (metanización y acidogénesis), nos dieron numeros totalmente incoherentes, pero hicieron notar que el reactor 4 se comportó muy diferente a los demás reactores.

Por otro lado, se observó que para una relación simple de rapidez de reacción y concentración de reactivo, el sistema pareció comportarse con una cinética de primer orden, es decir con una relación de rapidez de reacción directamente proporcional a la concentración de reactivo (materia orgánica). Sin embargo, este comportamiento no se vió muy bien definido por los coeficientes de correlación tan parecidos en todos los modelos. La constante de rapidez fué de 0.023 día^{-1} , que representa aproximadamente a la mitad de la rapidez de la hidrólisis de distintos residuos visto en la sección 1.10. Como estimación, tenemos que para obtener un efluente con una concentración de

9045 mg/l, es decir, una eficiencia del 72% en DQO, necesitaríamos un tiempo de retención de 113 días, que es un tiempo extremadamente largo.

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

Las conclusiones son las siguientes:

No hubo dificultades en el arranque, ni en el control del proceso. Se requirió de una pequeña cantidad de inóculo y un poco de bicarbonato para subir el pH al rango adecuado, a fin de iniciar el proceso a los días de digestión, aunque se requirió una cantidad inicial de bicarbonato para subir el pH al rango adecuado.

La operación fué muy peligrosa por la alta contaminación de los lodos y muy molesta por los olores desagradables y la dificultad de su manejo.

La vigilancia del proceso no requirió un estricto control porque los parámetros de pH y la alcalinidad no variaban mucho en la primera etapa. Sin embargo, en la segunda etapa hubo una diferencia en la variación de pH de cada reactor, siendo el 1 (7 días) el reactor que más cuidado requirió, por su disminución de pH semanal, debido al menor tiempo de retención.

La gran variabilidad en los resultados de los parámetros de caracterización de los lodos indican una gran inestabilidad del proceso, así como poca confiabilidad de los resultados finales.

El sistema de tratamiento es de baja eficiencia pues la remoción de sólidos suspendidos volátiles esta por debajo de los valores típicos.

Por otro lado, el reactor con un tiempo de retención de 21 días fué el óptimo para el sistema tratado en esta tesis.

La determinación de las constantes cinéticas por medio de los modelos de digestión anaerobia analizados representó un

problema, ya que el uso de estos implica la determinación de la cantidad de microorganismos en el sistema, lo cual para nuestro caso resultó ser erróneo (ver sección 4.6).

Lo anterior puede explicar en parte el coeficiente de utilización de sustrato (Y) mayor a la unidad encontrado (usualmente es mucho menor a la unidad), que nos dice que las bacterias consumen muy poco sustrato, es decir son altamente ineficientes. El coeficiente de decaimiento (b) tan bajo en comparación con Y , nos dice que la tasa de decaimiento de las bacterias es despreciable en comparación con la tasa de crecimiento.

En lo que se refiere a las constantes específicas (μ_{max} y K_s), determinadas con los diferentes modelos planteados, se concluyó que el modelo de Chen y Hashimoto (ref. 10) fué el que dió los resultados más congruentes, más no el mejor comportamiento, pues el modelo de Grau fué el que tuvo el mejor coeficiente de regresión, pero este resultó ser incompleto.

La aplicabilidad de estas constantes con fines de diseño tendría un alto grado de riesgo, por que son modelos usados para otro tipo de efluentes.

Por otro lado, se observó que para una relación simple de rapidez de reacción y concentración de reactivo, el sistema pareció comportarse con una cinética de primer orden, es decir con una relación de rapidez de reacción directamente proporcional a la concentración de reactivo (materia orgánica). Sin embargo, este comportamiento no se vió muy bien definido por los coeficientes de correlación tan parecidos en todos los modelos. El valor de la constante, nos dió a notar que la rapidez de reacción es muy lenta.

Sugeriría que tanto los valores de constantes encontrados,

como los modelos seleccionados como mejores, se verificaran experimentalmente con un número mayor de reactores y con rango de tiempos de retención mucho más amplio, antes de aplicarse al diseño de reactores.

Los resultados aquí presentados, fueron obtenidos con reactores convencionales de alimentación semicontinua y a temperatura ambiente.

RECOMENDACIONES

RECOMENDACIONES

Con el objeto de mejorar los resultados experimentales obtenidos en esta tesis, se sugieren las siguientes mejoras:

1) Trabajar con un mayor número de reactores (más de 4), con el objeto de tener una mayor confiabilidad y poder soportar los resultados obtenidos en esta tesis. Con un rango de tiempos mucho más amplio, de preferencia se sugiere que se incluyan tiempos de 30 a 60 días que es el rango de tiempos en el que comúnmente se trabaja en reactores convencionales. Se sugiere que se amplie el intervalo de tiempos entre cada reactor a partir de un tiempo de retención de 21 días con el objeto de poder tener una diferencia apreciable en los flujos de alimentación.

2) Para cualquier sistema que se desee instalar, se deberá espesar el lodo antes de alimentarlo a los reactores con el fin de concentrarlos lo mejor posible y evitar las altas variaciones de carga en la alimentación.

3) En el dado caso de que se desee experimentar con un reactor similar al de este experimento (convencional), se recomienda que la descarga de lodo se realice sin agitar y de la parte inferior del reactor, con el objeto de obtener un lodo más estabilizado, ya que en un reactor anaerobio todos los sólidos que sedimentan es materia degradada o inerte, haciendo que se desperdicie una parte del tanque.

4) Trabajar con un sistema de alimentación lo más continuo posible o por lo menos con una alimentación de dos veces por día, con el fin de evitar los cambios bruscos de carga y temperatura. Este último parámetro provocado por el lodo que se encuentra en refrigeración. De ser posible se recomendaría aumentar la temperatura del lodo alimentado para evitar esto.

5) Trabajar a una temperatura constante y conocida con el objeto de obtener unas constantes cinéticas más confiables y aplicables a otros sistemas. Al mismo tiempo contribuirían a aumentar la eficiencia del proceso de digestión anaerobia que es altamente sensible a las condiciones del proceso.

6) Tener un sistema de agitación para los reactores, ya que esto influye apreciablemente en la eficiencia del tratamiento haciendo que se aproveche al máximo el volumen del reactor.

7) Medir la concentración de metano en el gas que se produce en el proceso con el fin de observar con que eficiencia esta trabajando el sistema.

IMPORTANTE

SE RECOMIENDA QUE LA PERSONA ENCARGADA DE ALIMENTAR: ESTE PROVISTA DE TODO EL EQUIPO DE SEGURIDAD PERSONAL PARA MANEJAR MATERIALES PELIGROSOS Y DEBERA ESTAR VACUNADA POR CUALQUIER RIESGO DE ENFERMEDAD.

El sistema de digestión y el lugar de alimentación deberán de estar en un lugar con suficiente ventilación y aislado de cualquier otra actividad.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

(1) BECERRIL FLORES M.

PARASITOS: EVALUACION DE LA CONTAMINACION BIOLOGICA DE LOS LODOS PRIMARIOS Y SECUNDARIOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES "CHAPULTEPEC" MEDIANTE LA IDENTIFICACION DE PARASITOS.

TESIS 1991

(2) CRUICKSHANK GERARDO, OTROS.

TRATAMIENTO Y REUTILIZACION DE AGUAS RESIDUALES EN EL EXLAGO DE TEXCOCO

PONENCIAS DE LAS JORNADAS TECNICAS FRANCO-MEXICANAS DEL AGUA CNA Y CFCE

DEL 8 AL 10 DE ABRIL DE 1991

(3) DEGREMONT

MANUAL TECNICO DEL AGUA

1979

(4) DIRECCION DE INGENIERIA SANITARIA, SECRETARIA DE SALUBRIDAD Y ASISITENCIA.

MANUAL DE SANEAMIENTO (VIVIENDA, AGUA Y DESECHOS)

DGCOH

1984

(5) ECKENFELDER W.W., ET AL.

EXPERIMENTAL PROCEDURES FOR PROCESS DESIGN

WATER POLLUTION CONTROL

MC. GRAW HILL

NEW YORK, 1966

(6) GREENBERG, A.E., ET AL.
STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER
APHA-AWWA-WPCF
15th EDITION, 1980

(7) GUERRERO G., OTROS
EL SISTEMA HIDRAULICO DEL DISTRITO FEDERAL
UN SERVICIO PUBLICO EN TRANSICION
DIRECCION GENERAL DE CONSTRUCCION Y OPERACION HIDRAULICA
1982

(8) GUNNERSON C. G., ET AL
ANAEROBIC DIGESTION (PRINCIPLES AND PRACTICES FOR BIOGAS
SYSTEM)
INTEGRATED RESOURCE RECOVERY
UNDP PROJECT MANAGEMENT REPORT #5

(9) HICKS, CH.R.
FUNDAMENTAL CONCEPTS IN THE DESIGN OF EXPERIMENTS.
HOLT, RINEHART AND WINSTON
1982

(10) JORGENSEN S.E., ET AL.
MATHEMATICAL MODELS IN BIOLOGICAL WASTE WATER TREATMENT
DEVELOPMENTS IN ENVIRONMENTAL MODELLING
ELSEVIER
1945

(11) LEBOURLEUX ANDRE - S.G.T.E.
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA SU REUSO EN LA
INDUSTRIA
JORNADAS TECNICAS FRANCO MEXICANAS DEL AGUA
CNA Y CFCE
MEXICO DEL 8 A 12 DE ABRIL 1991

(12) MAHLINA J.
TRATAMIENTO ANAEROBIO
CURSO INTENSIVO DE "RECOLECCION, TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE
AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PETROLERA Y PETROQUIMICA".
DICIEMBRE 1991

(13) MENDENHALL W.
INTRODUCCION A LA PROBABILIDAD Y ESTADISTICA.
HERREROS HNOS.
1982

(14) MOELLER CHAVEZ GABRIELA ELEONORA
UTILIZACION DE UN MODELO CINETICO DE CRECIMIENTO BIOLÓGICO
PARA LA PREDICCIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LA BIOMASA ANAERO-
BICA PARA LA ESTABILIZACIÓN DE LOS LODOS DE DESECHO
VI CONGRESO NACIONAL
SOCIEDAD MEXICANA DE INGENIERIA SANITARIA AMBIENTAL. A.C.
QUERETARO, QRO.
AGOSTO 10 A 13 DE 1988

(15) MONTGOMERY, J.
DISEÑO Y ANALISIS DE EXPERIMENTOS.
WILEY
1991

(16) MONROY HERMOSILLO OSCAR
CINETICA DE LA DIGESTION ANAEROBIA
PRIMER DIPLOMADO INTERNACIONAL DE QUIMICA AMBIENTAL DEL AGUA
MODULO: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES.
EDIFICIO "D" DE QUIMICA
OCTUBRE 1991

(17) MUTIS, H.
PROGRAMA DE COMPUTADORA PARA DISEÑO Y ANALISIS DE
EXPERIMENTOS.
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN MATEMATICAS APLICADAS Y EN
SISTEMAS (I.I.M.A.S.) UNAM, MEXICO
1989

(18) NOYOLA ROBLES ADALBERTO
DISEÑO DE REACTORES ANAEROBIOS
PRIMER DIPLOMADO INTERNACIONAL DE QUIMICA AMBIENTAL DEL AGUA
MODULO: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES.
EDIFICIO "D" DE QUIMICA
OCTUBRE 1991

(19) SMITH J.M.
INGENIERIA DE LA CINETICA QUIMICA
1990

(20) SWITZENBAUM M.S.
NOTES OF ANAEROBIC DIGESTION (PROCESS CONTROL)
PRIMER DIPLOMADO INTERNACIONAL DE QUIMICA AMBIENTAL DEL AGUA
MODULO: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES.
EDIFICIO "D" DE QUIMICA
OCTUBRE 1991

(21) TEJEDA GONZALEZ CARLOS
PLAN HIDRAULICO DEL VALLE DE MEXICO
REUSO DEL AGUA EN LA CUENCA DEL VALLE DE MEXICO
COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO
SARH
AGOSTO DE 1980

(22) U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (TEC. TRANSFER)
PROCESS DESIGN MANUAL FOR SLUDGE TREATMENT AND DISPOSAL
OCTOBER 1974

(23) VESILIND, ET AL.
SLUDGE MANAGEMENT AND DISPOSAL FOR THE PRACTICING ENGINEERING
LEWIS
1986

(24) VILLARREAL, A.
DISEÑO DE EXPERIMENTOS, NOTAS.
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSTGRADO, FACULTAD DE INGENIERIA,
UNAM, MEXICO.
1989

(25) DEPTO. DE SANIDAD DE NUEVA YORK
MANUAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS
LIMUSA
1980

AMEXOS

ANEXO 1
COMPARACION DE IGUALDAD DE POBLACIONES

Supongase que un experimentador está interesado en probar la igualdad de varias medias, el problema de probar estadísticamente la igualdad de las medias se resuelve empleando la técnica que en inferencia estadística se conoce como análisis de variancia (ANVA).

Supongase que se tiene K tratamientos (R1, R2, R3 y R4) que se desean comparar, el interés primordial para este diseño consiste en probar que la variación de todos los k tratamientos es nula, es decir, que todos los tratamientos pueden considerarse como uno solo.

La hipótesis nula a probar en este diseño es:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$$

contra la hipótesis alternativa de que al menos una de las igualdades no se cumple; empleando el valor de la estadística F con $(k-1)(n-1)$ grados de libertad (Hicks, 1983; Montgomery, 1991). El valor de F se compara con el correspondiente de tablas con el nivel α de significancia seleccionado.

Si el valor de F es igual o rebasa el valor de tablas se rechaza la hipótesis nula, indicando con ello que los tratamientos no son iguales entre sí, es decir, las poblaciones son diferentes.

Para efectuar esta prueba, se verifican primeramente los supuestos de independencia y normalidad de la información, así como que las variancias correspondientes a los tratamientos puedan ser consideradas como homogéneas (iguales), requisito importante para la aplicación del diseño experimental.