

44



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
I N G E N I E R O C I V I L
P R E S E N T A
CARLOS ALBERTO FLORES TORRES

290474

DIRECTORA DE TESIS: M. I. ALBA B. VAZQUEZ GONZALEZ



CIUDAD UNIVERSITARIA, MEXICO, D. F.

2001



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 esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERIA
DIRECCION
FING/DCTG/SEAC/UTIT/027/00

Señor
CARLOS ALBERTO FLORES TORRES
Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso la profesora ING. ALBA B. VAZQUEZ GONZALEZ, que aprobó esta Dirección, para que lo desarrolle usted como tesis de su examen profesional de INGENIERO CIVIL.

"TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES"

INTRODUCCION

- I. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES**
- II. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES**
- III. REACTORES ANAEROBIOS**
- IV. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO CON RESPECTO AL TRATAMIENTO AEROBIO**
- V. EXPERIENCIAS EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO EN MEXICO Y OTROS PAISES**
- VI. CONCLUSIONES**

Ruego a usted cumplir con la disposición de la Dirección General de la Administración Escolar en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar de la tesis el Título de ésta.

Asimismo le recuerdo que la Ley de Profesiones estipula que deberá prestar servicio social durante un tiempo mínimo de seis meses como requisito para sustentar Examen Profesional.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria a 9 de marzo de 2000.
EL DIRECTOR

M.C. GERARDO FERRANDO BRAVO
GEB/GMP/mstg.

*A mis padres, por la confianza, el apoyo y las
oportunidades que me han brindado, sin las cuales
no habría conseguido esta meta*

*A mi familia y amigos, por estar siempre
al tanto de mi bienestar*

*A Vero, porque sin su apoyo
no lo habría logrado*

AGRADECIMIENTOS

A la *Universidad Nacional Autónoma de México*, por la invaluable labor que realiza en favor del desarrollo del país.

A la maestra *Alba Vázquez González*, por sus valiosos consejos para elaborar este trabajo, pero sobre todo, por su gran calidad humana.

A los amigos de la coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, en especial a *Maggi, Uriel, Lucy y Alex*, por permitirme convivir con ellos en un ambiente multidisciplinario, por proporcionarme información valiosa, por resolver mis dudas y por motivarme a seguir adelante.

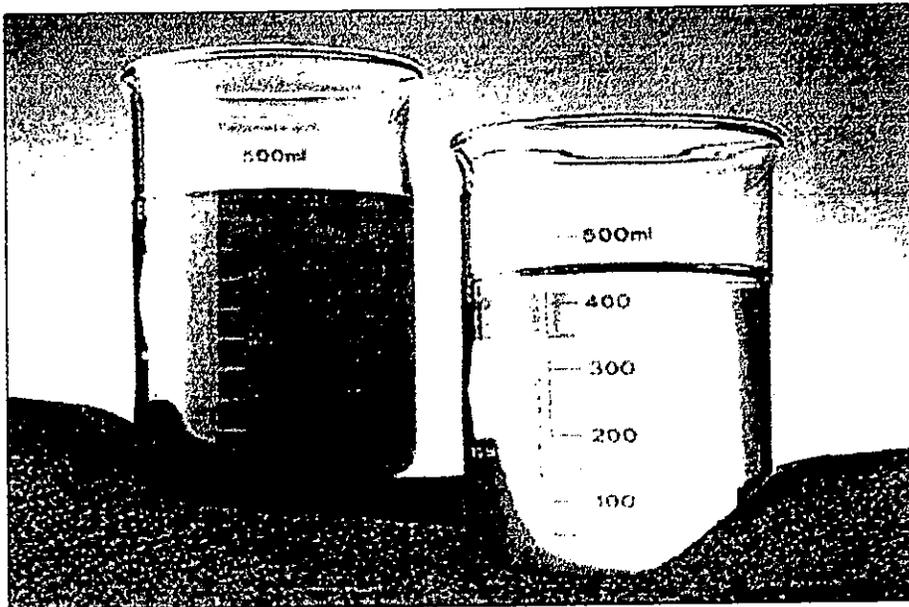
A los doctores *Adalberto Noyola Robles y Oscar Monroy Hermosillo*, por la información que me brindaron para la elaboración de esta tesis.

A la ingeniera *Adriana Leyva* por proporcionarme información para elaborar este trabajo.

A la *Secretaría de Ecología del Estado de Tlaxcala* por las facilidades otorgadas.

A mis *amigos*, y a los que nunca lo fueron, porque su compañía ha sido una de las mejores experiencias.

A mi familia, en especial a *mis padres*, por enseñarme que la base de todo triunfo se encuentra en la dedicación y entusiasmo que se le dedique.



TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

ÍNDICE

PÁGINA

INTRODUCCIÓN

I. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES	I - 1
I.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	I - 2
I.2 PROCESOS DE TRATAMIENTO PRELIMINAR	I - 7
I.3 TRATAMIENTO PRIMARIO	I - 11
I.4 TRATAMIENTO SECUNDARIO	I - 13
I.5 DESINFECCIÓN	I - 18
I.6 TRATAMIENTO DEL LODO	I - 19
I.7 TRATAMIENTO TERCIARIO O AVANZADO	I - 20
II. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES	II - 1
II.1 FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	II - 1
II.2 ASPECTOS BIOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS	II - 3
II.3 ASPECTOS FÍSICOQUÍMICOS	II - 6
II.4 CINÉTICA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	II - 11
III. REACTORES ANAEROBIOS	III - 1
III.1 REACTORES DE PRIMERA GENERACIÓN	III - 1
III.2 REACTORES DE SEGUNDA GENERACIÓN	III - 4
III.3 REACTORES DE TERCERA GENERACIÓN	III - 7
III.4 SELECCIÓN Y DISEÑO DE REACTORES ANAEROBIOS	III - 8
III.4.1 CRITERIOS DE SELECCIÓN	III - 8
III.4.2 DISEÑO DE REACTORES ANAEROBIOS	III - 12
III.4.2.1 CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA REACTORES UASB	III - 14
IV. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO CON RESPECTO AL TRATAMIENTO AEROBIO	IV - 1
V. EXPERIENCIAS EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO EN MÉXICO Y OTROS PAÍSES	V - 1
VI. CONCLUSIONES	VI - 1
ANEXO I. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996	AI - 1
ANEXO II. MANUAL DE LABORATORIO AUXILIAR EN LA OPERACIÓN DE P.T.A.R. ANAEROBIAS	AII - 1
BIBLIOGRAFÍA	B - 1

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página	
1.1	Rejilla de barras de limpieza mecánica	I - 8
1.2	Cribas finas	I - 8
1.3	Triturador	I - 9
1.4	Canal Parshall	I - 9
1.5	Desarenador	I - 10
1.6	Caja de distribución de gasto	I - 10
1.7a	Tanque rectangular de sedimentación primaria	I - 11
1.7b	Tanque circular de sedimentación primaria	I - 12
1.8	Tanque de flotación	I - 12
1.9	Proceso de lodos activados convencional	I - 14
1.10	Proceso de filtro percolador	I - 16
1.11	Esquema de un filtro percolador	I - 16
1.12	Esquema de un biodisco	I - 16
1.13	Laguna aireada	I - 17
1.14	Esquema de una laguna facultativa	I - 18
2.1	Esquema del flujo de energía en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales	II - 3
2.2	Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano	II - 4
3.1	Esquema de una fosa séptica típica	III - 2
3.2	Esquema de un tanque Imhoff típico	III - 2
3.3	Esquema de un digestor anaerobio convencional	III - 3
3.4	Esquema de un digestor anaerobio de contacto	III - 3
3.5	Esquema de un filtro anaerobio de flujo ascendente	III - 4
3.6	Esquema de un Reactor UASB	III - 5
3.7	Esquema de un reactor de tercera generación (lecho expandido o lecho fluidificado)	III - 7
3.8	Esquema de un sistema de alimentación del influente	III - 17

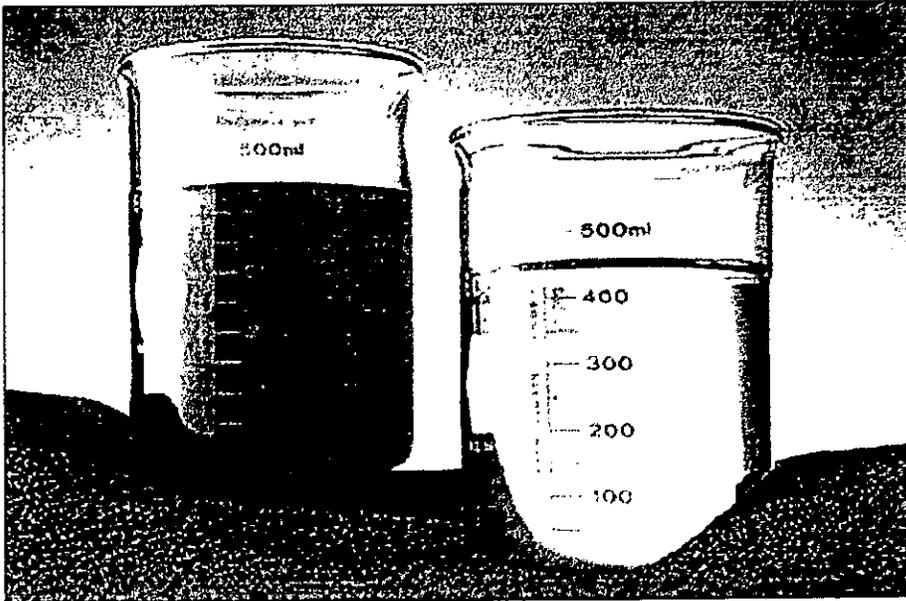
	Página	
3.9	Esquema del sistema de alimentación y del separador gas-sólido-líquido del reactor UASB de 64m ³ que trata aguas residuales domésticas. Planta piloto EMCALI en Cali, Colombia	III - 18
3.10	Relación de acero de refuerzo por contracción y temperatura	III - 25
3.11	Juntas de expansión	III - 26
3.12	Juntas de contracción	III - 27
3.13	Habilitado del acero de refuerzo. Colocación de juntas de expansión y refuerzo estructural. Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP.	III - 29
3.14	Colocación de cimbra metálica y de elementos ahogados en el concreto. Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP.	III - 29
3.15	Colocación de concreto premezclado. Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP.	III - 30
3.16	Compactación del concreto mediante vibración. Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP.	III - 31
3.17	Colocación de campanas colectoras de biogás. Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP.	III - 31
5.1	Número de reactores anaerobios por tipo de efluente tratado en Brasil y Colombia	V - 2
5.2	Número de reactores anaerobios por tipo de efluente tratado en México	V - 2
5.3	Esquema del Reactor UASB. Planta piloto de Cañavaralejo, Cali.	V - 4
5.4	Esquema del proceso de tratamiento PTAR-Río Frio.	V - 5
5.5	Esquema del proceso de tratamiento PTAR-San Antonio	V - 6
5.6	Esquema del proceso de tratamiento de la PTAR-Atlamaxac	V - 11
5.7	Esquema de un módulo del reactor anaerobio de Atlamaxac	V - 11
5.8	Vista de la Planta de Aguas Residuales de Atlamaxac. Se observan las rejillas, los canales desarenadores, el cárcamo de bombeo y en la parte superior el reactor anaerobio	V - 14
5.9	Cárcamo de bombeo. PTAR-Atlamaxac	V - 15
5.10	Caja de distribución de gasto. Módulo Norte. PTAR-Atlamaxac	V - 15
5.11	Canal de distribución del influente. Módulo Norte. PTAR-Atlamaxac	V - 16
5.12	Boquillas de alimentación del influente. Módulo Norte. PTAR-Atlamaxac	V - 17
5.13	Vista del sistema de distribución de alimentación. Módulo Sur. PTAR-Atlamaxac	V - 17
5.14	Vista de la Canaleta del efluente. Módulo Sur. PTAR-Atlamaxac	V - 18
5.15	Canaleta del efluente. Módulo Norte. PTAR-Atlamaxac	V - 19

	Página
5.16 Postratamiento del efluente mediante lagunas. PTAR-Atlamaxac	V - 19
5.17 Tubería para venteo de biogás. PTAR-Atlamaxac	V - 20
5.18 Lechos de secado de lodos. PTAR-Atlamaxac	V - 21
5.19 Tubería para toma de muestras de la cama de lodos. PTAR-Atlamaxac	V - 21
5.20 Mamparas de asbesto cemento dañadas. Módulo Sur. PTAR-Atlamaxac	V - 22
5.21 Problemas de corrosión en la parte superior del reactor. Módulo Norte. PTAR-Atlamaxac	V - 23

ÍNDICE DE CUADROS

	Página	
1.1	Contaminantes más usuales de las aguas residuales	I - 3
1.2	Principales características físicas de las aguas residuales	I - 4
1.3	Principales características químicas de las aguas residuales	I - 5
1.4	Principales características biológicas de las aguas residuales	I - 6
1.5	Concentraciones típicas de las aguas residuales municipales y del Distrito Federal	I - 7
1.6	Clasificación de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales	I - 13
1.7	Principales variantes del proceso de lodos activados	I - 15
1.8	Tratamiento de lodos	I - 19
2.1	Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia, en función de la concentración en DQO del agua	II - 10
2.2	Datos cinéticos para las diferentes etapas de la degradación anaerobia	II - 11
2.3	Modelos cinéticos de los procesos microbianos anaerobios	II - 12
3.1	Ventajas y desventajas del reactor UASB	III - 6
3.2	Ventajas y desventajas del reactor empacado o filtro anaerobio	III - 8
3.3	Ventajas y desventajas del reactor de contacto anaerobio	III - 9
3.4	Ventajas y desventajas del reactor de lecho fluidificado	III - 9
3.5	Estimación semicuantitativa de los costos de los diferentes elementos que intervienen en procesos anaerobios	III - 10
3.6	Actividad metanógena específica y concentración de diversos tipos de inóculos	III - 22
4.1	Ventajas del (Pre) tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales Municipales sobre los Métodos Aerobios Convencionales	IV - 1
4.2	Limitaciones y Desventajas del Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales Municipales	IV - 2
4.3	Cuadro comparativo de las tecnologías de tratamiento	IV - 3

	Página
5.1 Algunos reactores UASB para el tratamiento de efluentes municipales y domésticos en Brasil	V - 3
5.2 Reactores Anaerobios que tratan Aguas Residuales Municipales en México	V - 8
5.3 Parámetros de laboratorio de la PTAR-Atlamaxac	V - 13



INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

En México, el aprovechamiento de los recursos naturales, condicionado fuertemente por factores políticos y socioeconómicos, ha generado una serie de problemas ambientales, siendo uno de los principales la disminución acelerada de la disponibilidad de agua en las zonas más pobladas y la creciente contaminación de las fuentes de abastecimiento. Para comprender el origen de esta situación es importante mencionar que nuestro país se caracteriza porque la actividad económica y la población están ubicadas de manera inversa a la distribución natural del agua y en consecuencia, a la disponibilidad de este recurso.

A medida que la producción de aguas residuales se ha incrementado degradando la calidad de los cuerpos receptores, se ha hecho cada vez más evidente la necesidad del desarrollo de sistemas de tratamiento de aguas residuales. De esta forma, las aguas residuales se han tratado, ya sea en el lugar en donde son producidas o llevadas a una planta para tal efecto, para posteriormente hacer uso de ellas o descargarlas a fuentes naturales de agua, pero en condiciones no nocivas al ambiente. Sin embargo, la cantidad de agua residual tratada está muy lejos de ser toda la generada, por lo que es prioritaria una tecnología que permita esta depuración eficiente y a bajo costo.

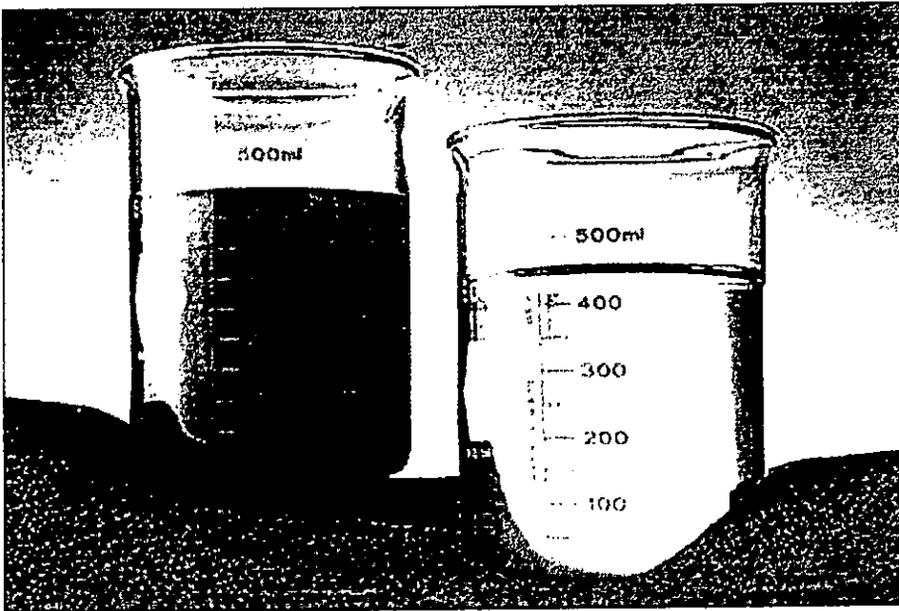
El tratamiento anaerobio de aguas residuales específicamente, por medio del reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), es una opción tecnológica, no convencional, compatible con la realidad económica que vive México y otros países en vías de desarrollo, y tiene como principales características, bajos requerimientos energéticos, generación de gas metano susceptible de utilizarse como fuente de energía y baja producción de lodos, los cuales no requieren de un postratamiento.

A pesar de que el tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales con reactores UASB tiene un potencial importante para dar tratamiento a este tipo de efluentes de manera confiable y económica, aún no es una tecnología ampliamente aceptada como opción de tratamiento. Parecería, dada la poca infraestructura de este tipo, que entre los profesionales de la Ingeniería Sanitaria en México, existe todavía la duda si el tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales es factible técnica y económicamente, y es precisamente en torno a este problema que gira el contenido de este trabajo.

El objetivo de este estudio es servir como una base informativa que establezca la factibilidad técnica y económica de los reactores anaerobios para tratar efluentes municipales, con el propósito de fundamentar la aplicación de la tecnología anaerobia en el tratamiento de aguas residuales municipales en México.

Para cumplir el objetivo que se plantea, se hizo una amplia revisión tanto en artículos como en libros técnicos que reportan experiencias de tratamiento de aguas residuales municipales utilizando digestión anaerobia. La investigación se centró en las experiencias en el ámbito latinoamericano, en países que presentan problemáticas ambientales y sanitarias, así como un ambiente político, económico y social, similares a los de México.

El contenido del presente trabajo se dividió en cinco capítulos. El primer capítulo describe las características de las aguas residuales y presenta un resumen del tratamiento convencional (aerobio); el capítulo dos desarrolla los fundamentos de la digestión anaerobia; el capítulo tres detalla las características de los distintos tipos de reactores anaerobios y presenta las recomendaciones de diseño de reactores UASB para tratar aguas residuales municipales. El capítulo cuatro resume las ventajas y desventajas que pudiera presentar el uso de la tecnología anaerobia para tratar aguas residuales municipales; y finalmente el capítulo cinco ilustra ejemplos de aplicación de ésta tecnología principalmente en Latinoamérica.



CAPÍTULO I

TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES

I. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES

De los recursos naturales el agua es el más utilizado y el que más interviene en las actividades humanas, debido a ello, el abastecimiento, uso, descarga y reuso del agua han adquirido un papel relevante en el desarrollo de la sociedad.

Se entiende como aguas residuales a la combinación de los desechos líquidos, o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, mezcladas eventualmente con aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Metcalf & Eddy, 1991). El tema de las aguas residuales está íntimamente relacionado con aspectos de infraestructura hidráulica y con los recursos hidrológicos de una región, así como con el uso del agua para algún objetivo determinado.

Las aguas residuales son generadas por las actividades del sector social que incluyen las descargas de residuos de origen doméstico y público; las del sector agropecuario que incluyen los efluentes de instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado mayor y menor, así como por las aguas de retorno agrícola; las del sector industrial representado por las descargas originadas por las actividades correspondientes a la extracción y transformación de recursos naturales en bienes de consumo y satisfactores para la población. Las principales industrias responsables de la generación de mayores descargas de aguas residuales son: azucarera, química, papel y celulosa, petróleo, bebidas, textil, siderúrgica, eléctrica y alimentos.

México es un país en el que la actividad económica y la población están ubicadas de manera inversa a la distribución natural del agua y, en consecuencia, a la disponibilidad de este recurso. El territorio mexicano está dividido en 320 cuencas, con un escurrimiento medio anual de 430,000 millones de m³. No obstante, la zona norte sólo tiene un escurrimiento de 12,900 millones de m³, 3% del global en un área equivalente al 30% del país; mientras que en el sureste hay 215,000 millones de m³, el 50% de la disponibilidad para el 20% del territorio (Sedesol, 1994). Aunado a que más de la mitad del país se encuentra bajo déficit hídrico, la heterogénea distribución de la población (de los más de 90 millones de habitantes alrededor del 74% habita en zonas urbanas), lo extenso del territorio y la contaminación de las fuentes de abastecimiento de agua potable han provocado que en nuestro país el suministro sea cada vez más complicado y costoso. Bajo estas

circunstancias es que el tratamiento de aguas residuales cobra importancia, ya que representa una solución para conservar y recuperar este importante recurso natural.

Los efluentes líquidos pueden ser eliminados mediante su vertido a aguas superficiales tanto directamente como a terrenos que drenen a las mismas; por descarga en aguas subterráneas, de forma directa mediante la inyección en pozos profundos o indirecta por percolación; o por evaporación a la atmósfera. Cualquiera que sea la técnica utilizada para disponer los residuos líquidos, deberán tratarse antes de su disposición final por las razones siguientes: la alteración de la calidad del agua modifica adversamente los sistemas biológicos que dependen del agua; por otro lado, las actividades productivas que realiza el hombre también dependen de la existencia del agua en suficiente cantidad y calidad. El vertido de aguas residuales deberá estar sustentado en la protección de los ecosistemas y de las actividades productivas del hombre.

Según datos del Plan Nacional Hidráulico 1995-2000, se generan 231 m³/s de aguas residuales municipales y se cuenta con infraestructura para tratar alrededor de 43 m³/s. Sin embargo, debido a que muchas de las plantas de tratamiento se encuentran abandonadas u operando de forma deficiente, se le da tratamiento adecuado únicamente a 17 m³/s, lo que representa apenas el 7.36% de las aguas generadas. En diciembre de 1996, existían 793 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, de las cuales sólo 595 estaban en operación y del resto, 13 se encontraban en rehabilitación y 185 estaban fuera de servicio. Cabe mencionar que existían 103 plantas en construcción y 268 en proyecto (CNA, 1996).

I.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

El agua residual doméstica recién generada tiene olor a aceite o a jabón, es turbia y contiene sólidos de naturaleza reconocible. El agua en estado séptico tiene olor a sulfhídrico, es de color gris oscuro y contiene sólidos suspendidos de menor tamaño, que pocas veces son de naturaleza reconocible. A temperaturas del orden de 20°C el agua residual pasa de su condición de fresca a séptica en un tiempo variable de 2 a 6 horas, dependiendo principalmente de la concentración de materia orgánica.

El agua residual contiene compuestos químicos de naturaleza orgánica e inorgánica. Los compuestos inorgánicos se encuentran presentes, asimismo, en el agua de suministro, pero su utilización en las diversas actividades tiene como consecuencia un incremento de la concentración. El tratamiento convencional del

agua residual (físico o primario y biológico o secundario) no está dirigido a la alteración del contenido de contaminantes inorgánicos.

El nitrógeno y el fósforo pueden estar presentes, tanto como parte de la fracción orgánica, como de la inorgánica. La concentración de los mismos es importante desde el punto de vista de contaminación del agua, así como por ser necesarios en cantidades reducidas para los sistemas de tratamiento biológico.

Debido a su origen, el agua residual doméstica contiene grandes cantidades de microorganismos, tales como: bacterias, protozoos, virus, gusanos y otros. En función del tiempo que tiene el agua residual a partir de su generación y de la dilución, el número de bacterias presentes en el agua residual cruda suele oscilar entre 500,000/ml a 5000,000/ml. Las bacterias son capaces de solubilizar los elementos nutritivos del exterior de la célula por medio de enzimas celulares, por lo que pueden eliminar la materia orgánica presente en el agua residual en forma soluble, coloidal y sólidos suspendidos. El cuadro 1.1 resume los contaminantes más usuales de las aguas residuales.

Cuadro 1.1 Contaminantes más usuales de las aguas residuales

TIPO DE CONTAMINANTE	FUENTE	IMPORTANCIA AMBIENTAL
Sólidos Suspendidos	Sector municipal Sector industrial	Lodo en el fondo del cuerpo receptor en condiciones anaerobias. Impiden el paso de la luz solar, inhibiendo la fotosíntesis. Impiden la reaeración.
Compuestos orgánicos biodegradables	Sector municipal Sector industrial (Industria alimenticia)	Reducción de oxígeno disuelto en el cuerpo receptor, desaparición de la vida acuática.
Microorganismos patógenos	Sector municipal Sector industrial (Industria Pecuaria)	Enfermedades de transmisión por el agua.
Nutrientes (Fósforo, Nitrógeno, etc.)	Sector municipal Sector industrial (Industria agrícola, Industria de los fertilizantes)	Enriquecimiento de nutrientes (eutroficación).
Metales Pesados	Sector Industrial	Bioacumulación que genera efectos tóxicos, carcinógenos, mutagénicos o teratogénicos.
Compuestos orgánicos refractarios	Sector Industrial	Al no poder degradarse fácilmente, se acumularán en el agua. Algunos de ellos son tóxicos.
Inorgánicos disueltos (Calcio, Magnesio, etc.)	Sector municipal Sector industrial	Limita el reuso por el alto contenido de sales.

Fuente: Adaptado de Vázquez (1999)

Debido a la gran diversidad de elementos y compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, que pueden estar presentes en las aguas residuales y por las cualidades que éstas pueden presentar, ha sido necesario caracterizar las aguas residuales con sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Estas características

influirán en la selección y aplicación de la tecnología de tratamiento. Los cuadros 1.2, 1.3 y 1.4 resumen las características físicas, químicas y biológicas más importantes de las aguas residuales.

Cuadro 1.2 Principales características físicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Sólidos Totales (ST) (mg/l)	Contenido de sólidos totales que queda como residuo en la evaporación del agua entre 103 y 105°	Poca importancia si se hace una interpretación aislada. Útil al relacionarlo con otros parámetros. Sirve para detectar sales inorgánicas disueltas.
Sólidos Suspendidos (SS)* (mg/l)	Sólidos retenidos en un filtro de fibra de vidrio o de membrana de policarbonato.	Están sujetos a una rápida degradación y son un factor importante en el tratamiento y disposición de las aguas residuales.
Sólidos Sedimentables (mg/l)	Sólidos removidos por sedimentación en un cono Imhoff en 60 min a temperatura ambiente. Son parte de los sólidos suspendidos.	Medida de la cantidad de lodos que se obtendrá en la sedimentación primaria.
Sólidos Disueltos (SD)* (mg/l)	Sólidos capaces de filtrarse por poros como los mencionados en SS. Sólidos coloidales: materia particulada con un intervalo de tamaño de 0.001 a 1 µm.	La fracción coloidal no puede removerse por sedimentación, sino por reacciones biológicas o coagulación seguida de una sedimentación.
* A su vez se pueden subdividir en:		
Volátiles (SSV y SDV) (mg/l)	Sólidos orgánicos que se oxidan y volatilizan a 550 ± 50°C.	Contenido orgánico de los sólidos
Fijos (SSF y SDF) (mg/l)	Sólidos inorgánicos que quedan como cenizas al calentarlos a 550 ± 50°C.	Contenido inorgánico de los sólidos
Olor	Causado por gases desprendidos de la descomposición de materia orgánica y/o sustancias adicionadas al agua residual.	Factor importante en el diseño, ubicación y operación de una planta de tratamiento, por afectar directamente a la población cercana.
Temperatura (°C)	En general, la temperatura del agua residual es mayor que la temperatura de la fuente y mayor que la temperatura del aire del ambiente. (Excepción climas muy cálidos)	Afecta otras propiedades, por ejemplo, acelera reacciones químicas y bioquímicas, reducción en la solubilidad de los gases, etc. Determinante en la operación y diseño de procesos biológicos por su influencia en el crecimiento y actividad de los microorganismos.
Densidad (kg/m ³)	Se define como la masa por unidad de volumen.	Importante por la formación de corrientes por diferencias de densidades en tanques de sedimentación y otras unidades.
Color	Agua residual fresca: varía de gris a café claro. Agua residual séptica: de gris a gris oscuro/negro. Las aguas residuales industriales pueden tener coloración especial.	Parámetro importante, ya que los consumidores rechazan el agua por razones estéticas cuando esta muy coloreada y para ciertos usos industriales puede ser inaceptable.
Turbiedad (UTN)	Medida basada en la intensidad de la luz dispersada por una muestra en comparación con la luz dispersada por una suspensión de referencia. La materia coloidal dispersa se caracteriza porque absorbe la luz.	Parámetro que indica la calidad de las aguas en relación con la materia coloidal y suspendida en descarga de aguas residuales o naturales

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) y Sawyer *et al* (1994)

Cuadro 1.3 Principales características químicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) (mg/l)	Medida de la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para oxidar biológicamente la materia orgánica. Las muestras se incuban por 5 días a 20°C para determinar el O ₂ consumido en este periodo por los microorganismos. Esto representa del 60 al 70% de la oxidación bioquímica completa.	Parámetro útil para determinar la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar la materia orgánica del agua residual, seleccionar el método de tratamiento, dimensionar las instalaciones de tratamiento y evaluar la eficiencia de los métodos de tratamiento.
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	Medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de la materia orgánica. La DQO > DBO ₅ ya que existe más materia que es oxidable químicamente que biológicamente.	Parámetro útil para medir la materia orgánica del agua residual que contenga compuestos tóxicos para la vida biológica. Se puede obtener rápidamente (3 horas) por lo que sirve para controlar el funcionamiento de las plantas de tratamiento.
pH	Medición indirecta de la concentración de iones hidrógeno (acidez o basicidad de una muestra) $\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$	Es importante en los tratamientos biológicos, ya que los microorganismos se desarrollan en un intervalo de pH definido. Sirve para controlar algunas reacciones químicas en el tratamiento de las aguas.
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	Medida de la capacidad de neutralizar ácidos, debida a la presencia de bicarbonatos, carbonatos o hidróxidos.	Es importante para el tratamiento químico y como parámetro de control de los procesos biológicos de tratamiento.
Nitrógeno y Fósforo	Nutrientes básicos para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos. Nitrógeno Total = orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato. Fósforo = orgánico, ortofosfato y polifosfato.	Nitrógeno: parámetro para evaluar la tratabilidad biológica del agua residual. Fósforo: Esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos.
Metales Pesados	Destacan: níquel (Ni), manganeso (Mn), plomo (Pb), cromo (Cr), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe) y mercurio (Hg).	Algunos de ellos son necesarios para el desarrollo de los microorganismos, sin embargo el exceso de estos es tóxico.
Dureza	Debida a los iones metálicos de calcio y manganeso.	Propiedad del agua que evita que el jabón haga espuma y produce incrustaciones en tuberías.
Cloruros	Provenientes de sales del suelo, desechos industriales y domésticos. En concentración mayor a 250 mg/l provoca sabor salado.	Los métodos convencionales de tratamiento no remueven significativamente los cloruros.
Oxígeno Disuelto	Elemento importante en el control de la calidad del agua.	Es conveniente disponer de cantidades suficientes de oxígeno disuelto para evitar la formación de olores desagradables en las aguas y mantener formas superiores de vida biológica.
Sulfuro de hidrógeno	Se forma durante el proceso de descomposición de la materia orgánica que contiene azufre.	Produce un olor desagradable y en presencia de oxígeno se oxida y tiene efectos corrosivos.
Proteína	Es el principal componente del organismo animal y menos relevante en organismos vegetales.	En gran cantidad puede causar olor desagradable debido a su descomposición. Responsable de la presencia de nitrógeno en las aguas residuales.
Carbohidratos	Compuestos formados por carbono, oxígeno e hidrógeno. Se encuentra como azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera.	La celulosa es el carbohidrato más importante por su volumen y resistencia a la descomposición.
Grasas y Aceites (mg/l)	Formado por alcohol, glicerina y ácido graso. Por su estado a temperatura ambiente son: Grasas: se encuentran en estado sólido Aceites: se encuentran en estado líquido	Interfieren en el desarrollo de la actividad biológica y causan problemas de mantenimiento en las plantas de tratamiento.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) y Sawyer *et al* (1994)

Cuadro 1.3 (continuación) Principales características químicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Sustancias activas al azul de metileno (S.A.A.M.) (mg/l)	Formados por moléculas orgánicas de gran tamaño y ligeramente solubles en agua, provenientes de detergentes sintéticos.	Causan la formación de espumas en distintos equipos de la planta de tratamiento.
Contaminantes prioritarios	Compuestos orgánicos e inorgánicos con características de alta toxicidad.	Ejemplos: arsénico (As), selenio (Se), bario (Ba), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg), plata (Ag), benceno, etc.
Plaguicidas y productos agroquímicos	Formados por productos químicos de uso agrícola. No comunes en aguas residuales municipales.	Tóxicos para la mayor parte de las formas de vida. Pueden matar a los microorganismos de una unidad de tratamiento.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) y Sawyer *et al* (1994)

Cuadro 1.4 Principales características biológicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Organismos eucariontes multicelulares	Organismos con distinciones en células y tejidos (con núcleo real). Muchos son patógenos (Helmintos: <i>Taenia saginata</i> , <i>Taenia solium</i>)	Son importantes para determinar la toxicidad de las aguas residuales y para evaluar la eficiencia de los procesos biológicos de tratamiento secundario.
Organismos eucariontes unicelulares y multicelulares	Organismos sin diferencias de tejidos (con núcleo real). Ejemplo: algas, hongos y protozoarios aerobios y anaerobios. Muchos son patógenos por lo que es necesario eliminarlos por desinfección.	Algas: son necesarias ya que producen oxígeno mediante la fotosíntesis. Hongos: descomponen el carbono orgánico, soportan pH bajos y bajas concentraciones de nitrógeno. Protozoarios: son esenciales para la operación de los procesos de tratamiento biológico y purificación de los efluentes.
Eubacterias y archaeobacterias	Procariontes unicelulares (sin membrana nuclear). Las aguas residuales contienen cerca de un millón de bacterias por mililitro. Algunas bacterias son patógenas como la <i>Salmonella</i> y el <i>Vibrio cholerae</i> .	Muchas bacterias cumplen con la función de descomposición y estabilización de materia orgánica, constituyendo el fundamento de los procesos de tratamiento biológico.
Virus	Organismos parásitos constituidos por cadenas de material genético (ADN, ARN) y una cubierta proteica.	Por ser patógenos requieren de su eliminación por desinfección.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) y Sawyer *et al* (1994)

Con base en la composición del agua residual, que se refiere a las cantidades de los constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes, las aguas residuales municipales pueden clasificarse según la concentración de sus componentes. De este modo, puede hablarse de aguas residuales de alta, mediana y baja concentración.

El cuadro 1.5 presenta las concentraciones típicas promedio de aguas residuales municipales y las específicas del Distrito Federal. Estos son datos promedio y no representan valores constantes ya que la composición de las aguas residuales puede variar a lo largo de un día. Sin embargo, su composición se mantiene en un intervalo de valores determinado, sin registrarse variaciones sustanciales sostenidas.

Cuadro 1.5 Concentraciones típicas de las aguas residuales municipales y del Distrito Federal

CONSTITUYENTE (mg/l)	CONCENTRACION TÍPICA			DISTRITO FEDERAL
	Fuerte	Media	Débil	
Sólidos totales	1200	720	350	1015
Disueltos totales	850	500	250	858
Fijos	525	300	145	472
Volátiles	325	200	105	386
Suspendidos totales	350	220	100	159
Fijos	75	55	20	64
Volátiles	275	165	80	95
Sedimentables (ml/l)	20	10	5	1.82
DBO _{5,20}	400	220	110	245
COT	290	160	80	---
DQO	1000	500	250	587
Nitrógeno (Total como N)	85	40	20	20
Orgánico	35	15	8	11
Amoniacal	50	25	12	9
Nitritos	0	0	0	---
Nitratos	0	0	0	---
Fósforo (Total como P)	15	8	4	9
Orgánico	5	3	1	---
Inorgánico	10	5	3	---
Cloruros	100	50	30	---
Sulfatos	50	30	20	---
pH (adimensional)	---	---	---	7.4
Alcalinidad (CaCO ₃)	200	100	50	---
Grasas y aceites	150	100	50	97
SAAM	---	---	---	10.2
Coliformes totales (no/100ml)	107-109	107-108	106-107	---

Todas las unidades en mg/l excepto donde se indique.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) y Romero (1985)

1.2 TRATAMIENTO PRELIMINAR

El objetivo del tratamiento preliminar es separar del agua residual aquellos constituyentes que pudieran provocar problemas de funcionamiento y mantenimiento en los procesos, operaciones y sistemas posteriores. Por lo tanto, los dispositivos del tratamiento preliminar se diseñan para separar los sólidos inorgánicos pesados (grava y arena), disminuir el tamaño de los sólidos orgánicos suspendidos, así como separar

cantidades excesivas de grasas y aceites. Para lograr los objetivos del tratamiento preliminar se emplean comúnmente los siguientes dispositivos:

a) Rejillas y cribas de barras

Son cernidores compuestos de barras paralelas, colocadas verticalmente o inclinadas en dirección del flujo, que captan los desechos del agua residual para proteger las bombas, válvulas, conducciones y otros elementos. Las rejillas pueden ser fijas o móviles y limpiarse manual o mecánicamente. La figura 1.1 muestra una rejilla de limpieza mecánica.

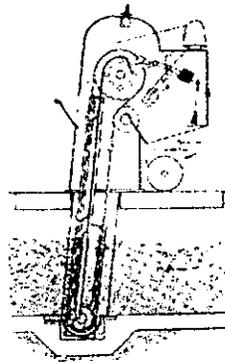


Figura 1.1 Rejilla de barras de limpieza automática

b) Cribas finas

Son rejas con aberturas hasta de 3 mm (1/8") que sirven para separar sólidos relativamente pequeños. Se clasifican en cribas de banda, de disco y de tambor. Su limpieza se realiza mediante chorros de agua a presión, vapor o con un agente desengrasador. La figura 1.2 muestra un esquema de cribas finas.

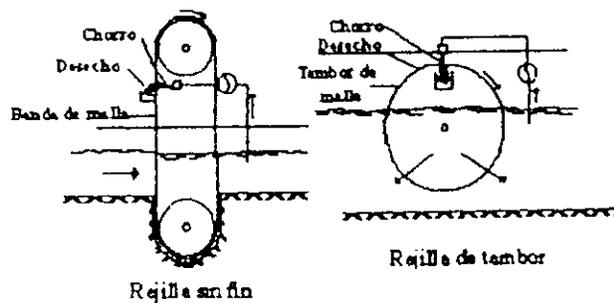


Figura 1.2 Cribas finas

c) Desmenuzadores

Consisten en dispositivos que se emplean para cortar los sólidos hasta un tamaño tal que puedan ser reintegrados a las aguas residuales sin peligro de obstruir bombas o tuberías o afectar sistemas de tratamiento posteriores. Se recomienda colocarlos precedidos de desarenadores para alargar la vida del equipo. La figura 1.3 muestra el esquema de un triturador.

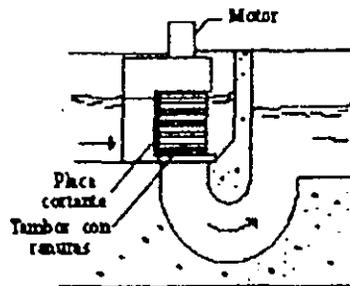


Figura 1.3 Tritrador

d) Medidores de gasto

Un dispositivo de suma importancia es el medidor de gasto, pues permite llevar un control y seguimiento de los procesos. El dispositivo más utilizado para la medición del gasto en canales es el aforador Parshall, aunque también es común el uso de vertedores de pared delgada. En conducciones cerradas, los dispositivos más empleados son los tubos de flujo, los tubos Pitot, rotámetros, venturis, medidores magnéticos y ultrasónicos, dispositivos de vórtice y medidores de turbina o de hélice. La figura 1.4 muestra la planta y el perfil de un canal Parshall.

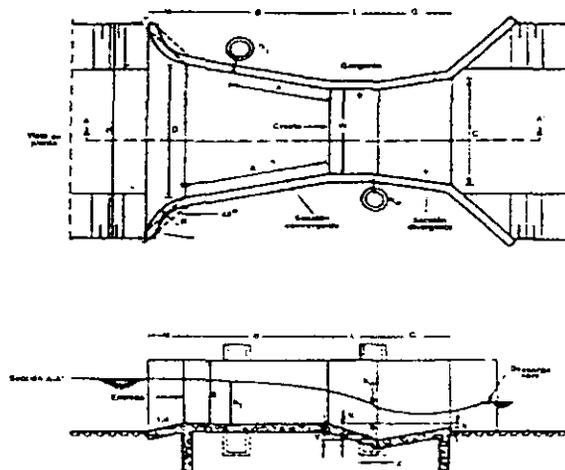


Figura 1.4 Canal Parshall

e) Desarenadores

Su funcionamiento consiste en disminuir la velocidad del flujo para que los sólidos se depositen. Los desarenadores pueden limpiarse manual o mecánicamente. Pueden ser tipo canal o tanque. La figura 1.5 muestra un desarenador.

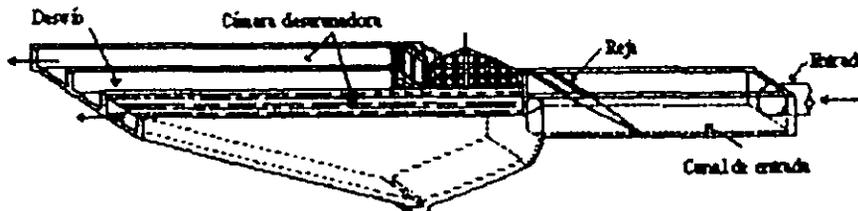


Figura 1.5 Desarenador

f) Tanque de igualación (homogeneización)

La homogeneización consiste en amortiguar las variaciones de gasto y de calidad para mejorar la eficiencia del tratamiento. El tanque de igualación se diseña con el gasto máximo extraordinario.

g) Distribuidor de gasto

Se emplea para dividir el gasto en varias unidades similares o para descargar el gasto que sobrepasa la capacidad de diseño. Los dispositivos más empleados son las cajas de distribución o los vertedores de caída libre. La figura 1.6 muestra una caja de distribución de gasto.

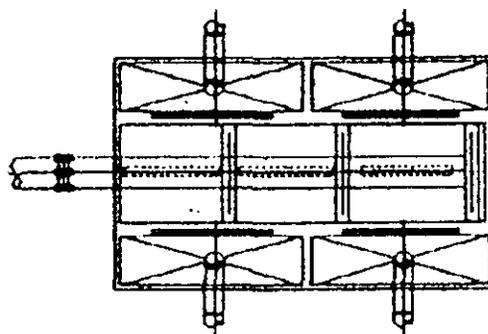


Figura 1.6 Caja de distribución de gasto

I.3 TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario tiene la finalidad de remover de las aguas residuales los sólidos orgánicos e inorgánicos suspendidos, comúnmente mediante sedimentación al reducir la velocidad del flujo. Aproximadamente el 50% de los sólidos suspendidos se remueven en el tratamiento primario.

a) Tanque de sedimentación primaria

Estos tanques separan los sólidos suspendidos del agua residual mediante sedimentación y los concentran en un volumen menor. Además, se remueven grasas, aceites y materiales flotantes. Los sólidos se acumulan por gravedad o con equipo mecánico (rastras) en una tolva para después ser sustraídos, evitando su descomposición en el tanque. Los tanques pueden ser rectangulares o circulares. Las figuras 1.7a y 1.7b presentan un tanque rectangular y circular de sedimentación respectivamente.

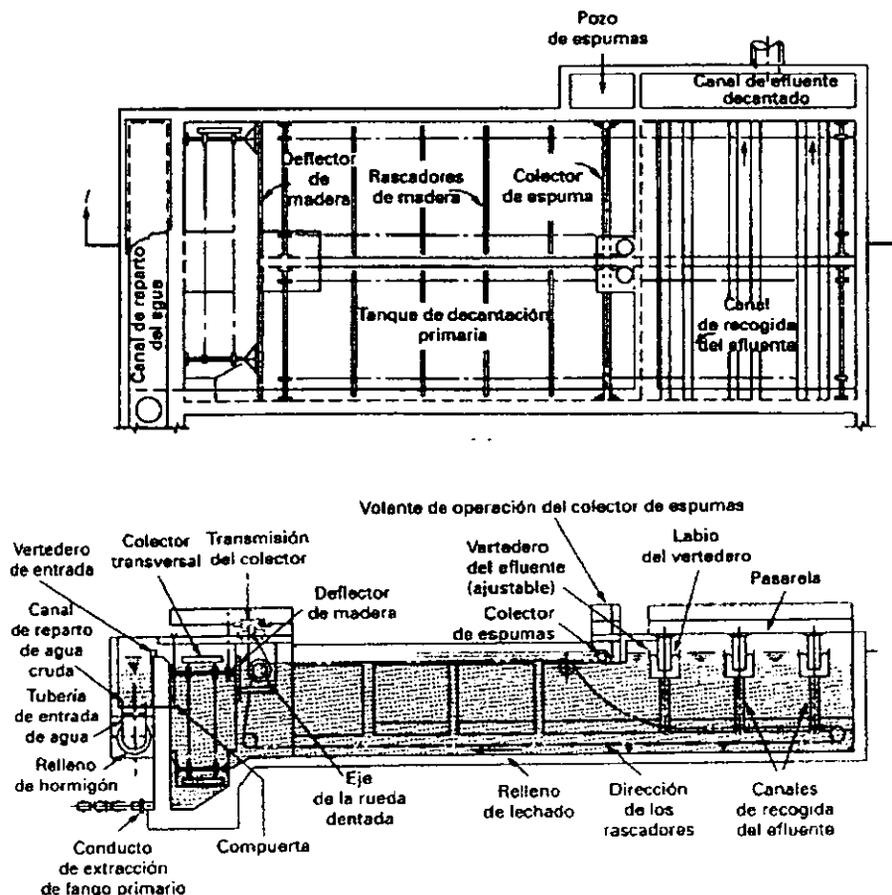


Figura 1.7a Tanque rectangular de sedimentación primaria

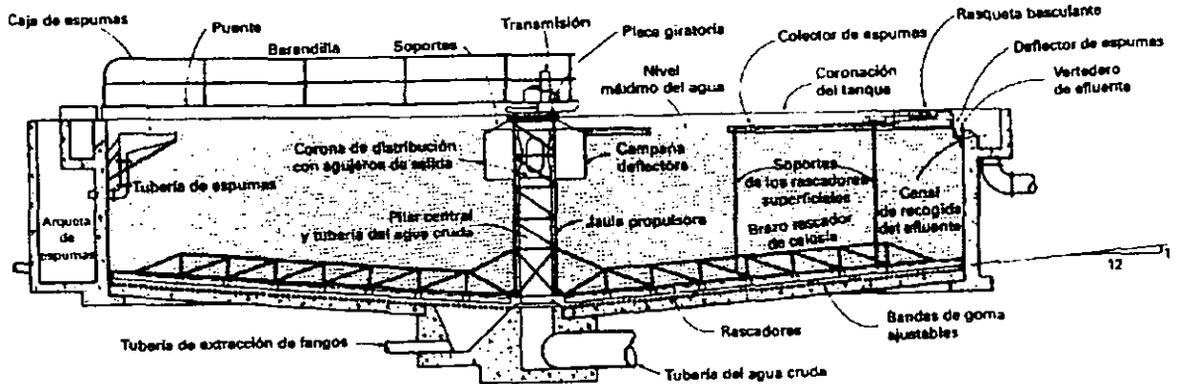


Figura 1.7b Tanque circular de sedimentación primaria

b) Tanque de flotación

La flotación es una operación unitaria que se emplea para la separación de partículas sólidas o líquidas de una fase líquida. En el reactor se adiciona un agente de flotación, que normalmente son finas burbujas de aire que se asocian con las partículas suspendidas y proporciona el medio de flotación necesario para transportarlas a la superficie del tanque y removerlas en forma de nata. Este proceso se aplica específicamente para separar partículas pequeñas, con densidad cercana a la del agua. La figura 1.8 presenta un tanque de flotación.

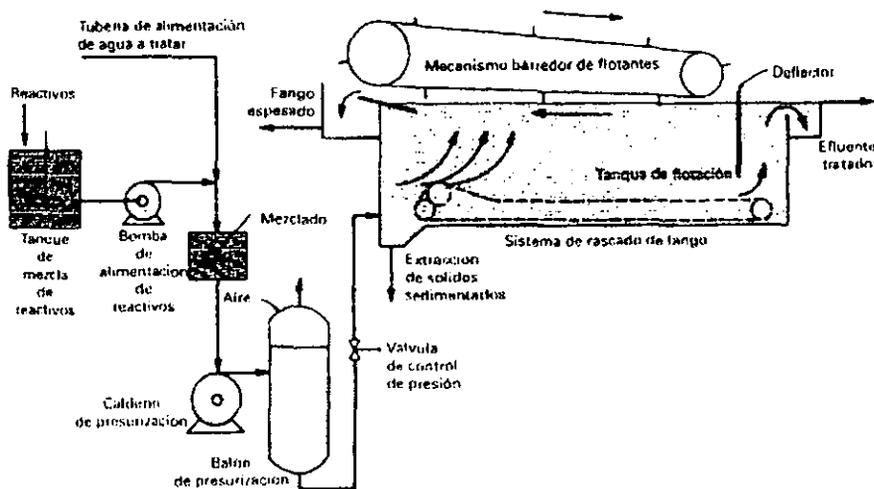


Figura 1.8 Tanque de flotación

I.4 TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario (biológico) busca eliminar los sólidos en suspensión y los compuestos orgánicos biodegradables al combinar diversas operaciones y procesos unitarios. Este nivel de tratamiento depende principalmente de los microorganismos para la descomposición de los sólidos orgánicos en sólidos inorgánicos o en orgánicos estables. Existen tres formas de tratamiento biológico: los procesos aerobios, que se realizan en presencia y con consumo de oxígeno; los procesos anaerobios, que suceden en ausencia de oxígeno; y los procesos facultativos, en los que los organismos pueden vivir en presencia o en ausencia de oxígeno. Adicionalmente existe otro proceso denominado anóxico, en donde las principales reacciones están encaminadas a la desnitrificación anaerobia.

Los procesos biológicos, a su vez, se pueden clasificar en función del crecimiento de los microorganismos en: sistemas con microorganismos en crecimiento sobre una superficie o biomasa fija y sistemas con microorganismos en suspensión. El cuadro 1.6 presenta la clasificación de los principales reactores biológicos para el tratamiento de aguas residuales.

Cuadro 1.6 Clasificación de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales

Aerobios	Biomasa Suspendida	Lodos activados Lagunas aeradas Lagunas de oxidación de alta tasa
	Biomasa Fija	Filtro percolador Biodisco Filtro sumergido Lecho fluidizado
Anóxicos	Biomasa Suspendida	Tipo Lodos Activados
	Biomasa Fija	Filtro sumergido Biodisco Lecho fluidificado UASB (floculada)
Anaerobios	Biomasa Suspendida	Laguna anaerobia Proceso anaerobio de contacto
	Biomasa Fija	Filtro anaerobio Biodisco sumergido Lecho fluidificado UASB
Facultativos		Lagunas facultativas Lagunas de maduración

Nota: El proceso UASB se basa en la retención de biomasa por medio de una floculación compacta natural, conocida como granulación. No es estrictamente un reactor de biomasa fija

Fuente: Adaptado de Noyola (1996)

Principales procesos de tratamiento biológico aerobio:

a) Lodos Activados

Este proceso fue desarrollado en Inglaterra en 1914 y su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar el agua residual por vía aerobia (Metcalf & Eddy, 1991). Consiste en un tanque de aireación que contiene el cultivo bacteriano aerobio en suspensión mezclado con agua residual y aire. El aire se suministra al tanque con difusores o aireadores mecánicos para llevar a cabo la degradación de la materia en condiciones aerobias, y proporcionar una velocidad de flujo suficiente que mantenga los sólidos en suspensión.

El licor mezclado (combinación de diversos microorganismos y agua residual) fluye del tanque de aireación a un tanque sedimentador, en donde el lodo se sedimenta para producir un efluente con bajo contenido de DBO y sólidos suspendidos. Los sedimentadores secundarios pueden ser circulares o rectangulares y son similares a los empleados en el tratamiento primario. Una porción del lodo sedimentado es retornado al tanque para mantener una relación apropiada sustrato/microorganismo y permitir así una adecuada degradación de la materia orgánica. El resto del lodo es purgado del sistema. La figura 1.9 muestra el proceso de lodos activados convencional.

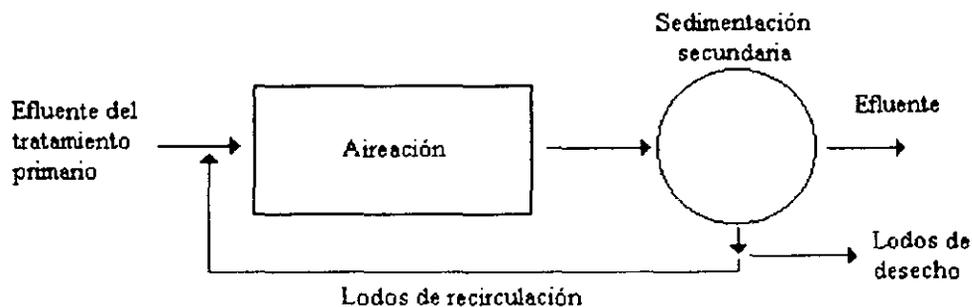


Figura 1.9 Proceso de lodos activados convencional

Se han desarrollado algunas variantes de lodos activados con la finalidad de mejorar el tratamiento, disminuir los costos y producir un lodo más estable. En la tabla 1.6 se muestra un resumen de las variantes más utilizadas.

Cuadro 1.7 Principales variantes del proceso de lodos activados

VARIANTE	DESCRIPCIÓN
Convencional	El agua residual y el lodo de recirculación entran al tanque de aireación en un extremo y son aireados con difusores o aireadores mecánicos. En la aireación se realiza la adsorción, floculación y oxidación de la materia orgánica. La salida se encuentra en el extremo opuesto al que entra.
Completamente mezclado	El influente se dispersa uniformemente en todo el tanque de aireación, de manera que se produce una demanda de oxígeno y carga uniforme en el tanque.
Aireación extendida	Funciona en la fase de crecimiento endógeno, requiriendo de una carga orgánica relativamente baja y un largo período de aireación. Produce pocos lodos y se emplea mucho en plantas prefabricadas para pequeñas comunidades.
Estabilización por contacto	Este proceso usa la capacidad de adsorción que tienen los lodos activados para quitar materia orgánica en solución en un tanque pequeño.
Sistema de oxígeno puro	Se emplea oxígeno puro como sustituto del aire. El oxígeno se distribuye con difusores en tanques de aireación cubiertos y se recicla.
Zanjas de oxidación	Consiste en un canal en forma de anillo, óvalo o carrusel, equipado con aireadores mecánicos que proporcionan el oxígeno requerido y ayuda a circular el licor mezclado. Son una forma de aireación extendida, con largos tiempos de retención hidráulica y celular.
Reactor intermitente o secuencial	Consiste en sistemas de llenado-vaciado en un reactor de mezcla completa. El licor mezclado es retirado del reactor al final de cada ciclo, eliminando el sedimentador secundario.
Proceso Kraus	Se usa en aguas residuales con bajos niveles de nitrógeno. La nata y una porción de lodos son llevados a un tanque de aireación diseñado para nitrificar.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)

b) Filtro Percolador

Es un tanque que contiene un lecho permeable en donde se adhieren los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica y a través del cual se filtra continuamente agua residual. Cuando el espesor de la película de microorganismos aumenta, la biomasa se desprende del lecho en forma natural. Una vez que el agua residual ha pasado por el lecho filtrante es colocada junto con los sólidos biológicos en la parte inferior y conducida a un sedimentador secundario. También existen algunas variaciones del proceso. Las figuras 1.10 y 1.11 muestran el proceso de filtro percolador y un filtro percolador respectivamente.

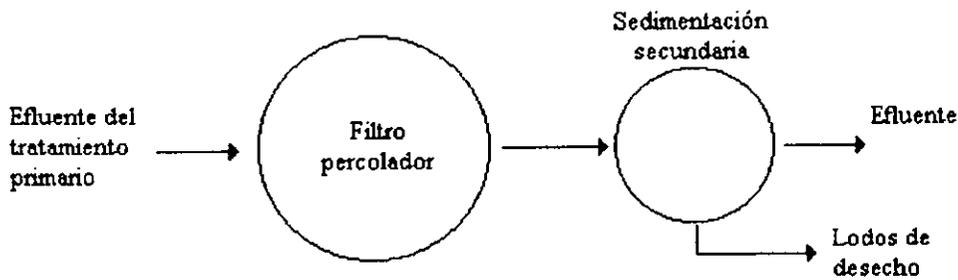


Figura 1.10 Proceso de filtro percolador

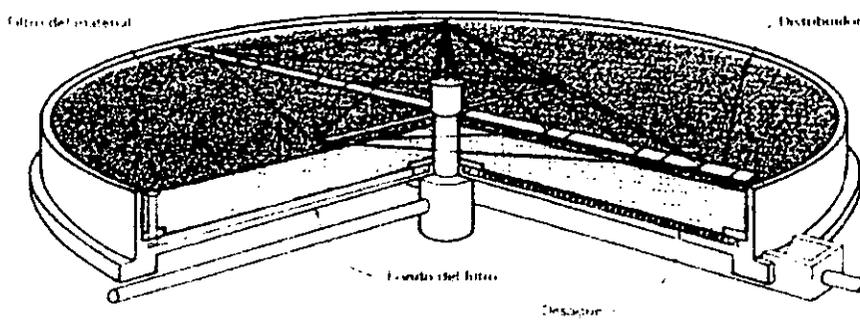


Figura 1.11 Esquema de un filtro percolador

c) Biodiscos

Consiste en una serie de discos concéntricos de poliestireno o cloruro de polivinilo parcialmente sumergidos en agua residual, en donde la biomasa se adhiere. La rotación de los discos pone alternativamente en contacto la biomasa con la materia orgánica presente en el agua residual y con la atmósfera para la adsorción de oxígeno. La rotación es así mismo, el mecanismo de eliminación de exceso de sólidos, de manera que los sólidos que se desprenden son transportados al sedimentador secundario. La figura 1.12 muestra el proceso de biodisco.

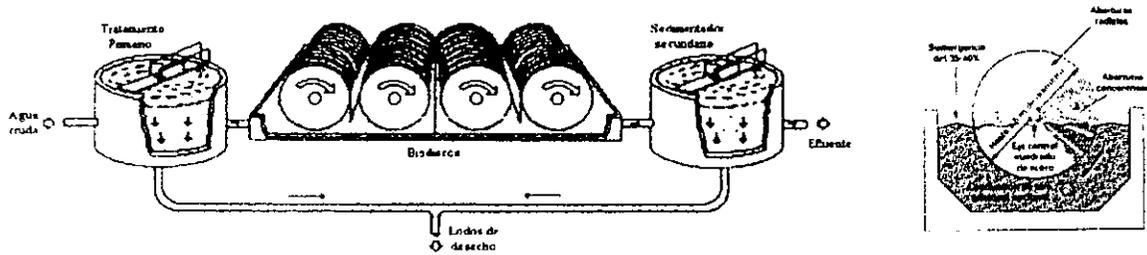


Figura 1.12 Esquema de un biodisco

d) Laguna de estabilización aerobia

Consiste en un depósito grande de poca profundidad excavado en el terreno, en donde el tratamiento del agua depende de algas y bacterias. El oxígeno es suministrado por aireación de la superficie a través de la fotosíntesis realizada por las algas, y es utilizado por las bacterias en la degradación aerobia de la materia orgánica. Los nutrientes y el dióxido de carbono producido en la degradación son empleados, a su vez, por las algas. Si se cuenta con suficiente terreno, pueden ser un medio muy conveniente para el tratamiento de agua residual en climas cálidos. Su característica más importante es la alta remoción de bacterias patógenas que se logra debido a que el ambiente es desfavorable para tales organismos (Tebbutt, 1998).

e) Laguna aireada

Este proceso es similar al de lodos activados, excepto que el reactor es un depósito excavado en el terreno y que la gran superficie de la laguna puede dar lugar a efectos térmicos más marcados. En una laguna aireada se mantienen en suspensión sólo una parte de los sólidos, y el aire requerido por el proceso es suministrado por aireadores superficiales o difusores de aire. La microbiología es parecida a la presente en lodos activados. La figura 1.13 muestra una laguna aireada.

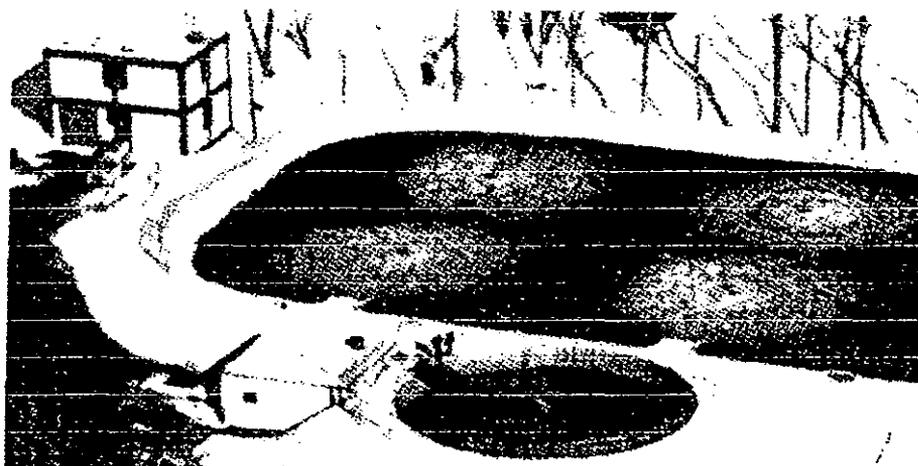


Figura 1.13 Laguna aireada

f) Lagunas facultativas

Son tanques excavados en el terreno, en donde la estabilización de la materia orgánica se lleva a cabo bajo la acción de bacterias aerobias, anaerobias y facultativas. Para que esto se realice, el estanque está dividido en

tres zonas: 1) una superficial compuesta por bacterias aerobias y algas en relación simbiótica; 2) una intermedia parcialmente aerobia y anaerobia, donde las bacterias facultativas realizan la descomposición de la materia orgánica; 3) una inferior, en la que los sólidos acumulados son descompuestos por las bacterias anaerobias. La figura 1.14 muestra una laguna facultativa.

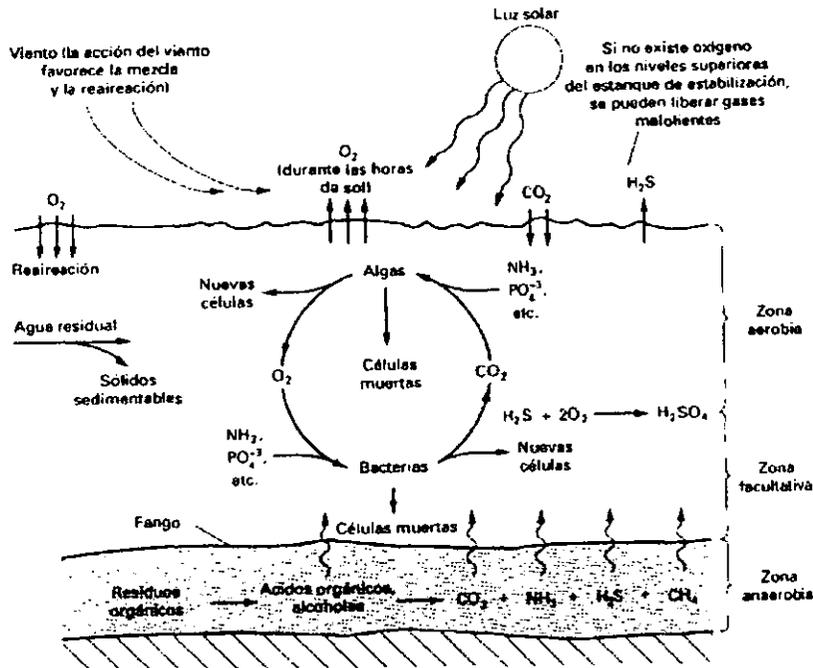


Figura 1.14 Esquema de una laguna facultativa

1.5 DESINFECCIÓN

La desinfección es la destrucción de los organismos patógenos y tiene como finalidad proteger los cuerpos receptores de aguas residuales para evitar la propagación de enfermedades. La desinfección se puede realizar mediante agentes químicos: cloro y sus compuestos, bromo y ozono; agentes físicos: filtración, calor y luz; y mediante radiación: ultravioleta y gamma, siendo ésta última la que tiene mayor fuerza de penetración.

En la actualidad, el desinfectante mayormente empleado es el cloro y sus compuestos (dióxido de cloro, hipoclorito de calcio y de sodio) debido a su eficiencia y bajo costo. Además de la desinfección, estos compuestos se emplean para impedir malos olores, y evitar la formación de espumas, sin embargo, tienen el inconveniente de formar productos orgánicos clorados, potencialmente tóxicos como los trihalometanos.

I.6 TRATAMIENTO DEL LODO

El tratamiento de lodos tiene por objetivo disminuir su volumen y degradar la materia orgánica y los microorganismos a compuestos relativamente estables o inertes. El lodo tiene bajo contenido de sólidos (1 a 6%) y por eso es necesario manejar grandes volúmenes de lodos para obtener una masa de sólidos relativamente pequeña. En consecuencia, la principal preocupación del tratamiento de lodos es concentrar los sólidos mediante la remoción de tanta agua como sea posible (Tebbutt, 1998). El cuadro 1.8 resume los procedimientos de tratamiento de lodos.

Cuadro 1.8 Tratamiento de lodos

Método de tratamiento	Objetivo del tratamiento	Procesos empleados
Espesamiento	Consiste en la remoción del agua con la finalidad de reducir el volumen de lodo a tratar	Por gravedad Flotación Centrifugación Tambor giratorio
Estabilización	Consiste en reducir la putrefacción y la presencia de organismos patógenos en el lodo	Adición de cal Tratamiento térmico Digestión anaerobia Digestión aerobia Composteo
Acondicionamiento	Consiste en tratar el lodo con sustancias químicas o calor para separar el agua	Acondicionamiento Químico Tratamiento térmico Elutriación
Desinfección	Consiste en eliminar los organismos patógenos presentes en el lodo	Pasteurización Almacenamiento prolongado
Deshidratación	Consiste en reducir el contenido de humedad del lodo	Filtro al vacío Filtro prensa Centrifugación Lechos de secado Lagunas

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)

Cuadro 1.8 (continuación) Tratamiento de lodos

Método de tratamiento	Objetivo del tratamiento	Procesos empleados
Secado térmico	Reducción del contenido de agua por evaporación de ésta al aumentar la temperatura	Secado instantáneo Secado por pulverización Secado en horno giratorio Secador de hogares múltiples
Reducción térmica	Consiste en transformar los sólidos orgánicos a productos finales mediante calor	Incineración en hogares múltiples Incineración en lecho fluidificado Co-incineración con desecho Reactor vertical con pozo Oxidación con aire húmedo
Evacuación final	Destino final que se le da a los lodos	Aplicación al suelo Fijación química Rellenos sanitarios Lagunas

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)

I.7 TRATAMIENTO TERCIARIO O AVANZADO

Se recurre a este nivel de tratamiento cuando se requiere mejor calidad en el agua tratada que la que proporciona el tratamiento secundario, los procesos más comunes de tratamiento avanzado son:

a) Ósmosis inversa

En este proceso se separan las sales disueltas en el agua, por medio de la filtración a través de una membrana semipermeable a una presión superior a la presión osmótica provocada por las sales disueltas en el agua residual.

b) Ultrafiltración

Es un proceso semejante a la ósmosis inversa, ya que emplea membranas porosas para la eliminación de materia disuelta (proteínas, polímeros, almidones, enzimas), coloidal (arcilla, pigmentos, minerales, microorganismos) y emulsiones (grasa, detergente y aceite), pero lo realiza a presiones relativamente bajas.

c) Adsorción con carbón activado

Tiene la capacidad de remover sustancias orgánicas resistentes a la descomposición biológica. El agua residual fluye a través de una columna que contiene el carbón activado para que las sustancias se adhieran a las superficies de las partículas de carbón. El sistema es lavado periódicamente a contracorriente.

d) Electrodialisis

En este proceso los componentes iónicos del agua residual se separan por medio de membranas semipermeables selectivas de iones, a las cuales se aplica un potencial eléctrico.

e) Coagulación-sedimentación

Este tratamiento remueve los sólidos remanentes de los procesos biológicos; así como el fósforo, metales pesados, bacterias y virus. Consiste en suministrar al agua agentes coagulantes como cal, alumbre o cloruro férrico que aceleran la sedimentación de los sólidos. La acción se mejora al agregar un polímero, como ayuda a la sedimentación y por agitación lenta para favorecer la floculación. Después el agua pasa a un sedimentador donde se depositan los sólidos en el fondo.

Este procedimiento se puede utilizar también como tratamiento primario y se conoce como tratamiento primario avanzado (TPA).

f) Microtamizado

Consiste en un tambor giratorio a baja velocidad, en donde el agua entra por el extremo abierto del tambor y sale a través de los tejidos filtrantes que se disponen en el perímetro del mismo. Los sólidos separados se lavan a contracorriente mediante inyectores de agua a presión y se conducen a un recipiente situado dentro del tambor.

g) Cloración al punto de quiebre

Remueve nitrógeno al formar compuestos que se convierten en gas nitrógeno. Para lograr esta transformación deben agregarse 10 mg de cloro por cada mg de nitrógeno amoniacal. El resultado de esto es que se requieren de 40 a 50 veces más que el cloro necesario para la desinfección.

h) Desorción o stripping de amoniaco

Es un proceso de transferencia de masa, que consiste en alcalinizar el agua residual para aumentar el pH y así convertir el amonio a amoniaco. El efluente con amoniaco se pasa a través de una torre desorbedora, empacada o de platos, en la que el amoniaco es transferido a una corriente de aire que fluye a contracorriente del agua.

i) Desnitrificación biológica

La eliminación del nitrógeno se lleva a cabo en dos etapas; la nitrificación (proceso aerobio) en el cual microorganismos autótrofos transforman el amonio en nitritos y/o nitratos y la segunda conocida como desnitrificación (proceso anóxico) en el cual microorganismos heterótrofos reducen el nitrato y nitrito a nitrógeno molecular que es un gas inocuo al medio ambiente.

Para que la desnitrificación ocurra, debe existir un sustrato presente, el cual es oxidado a energía al tiempo que el nitrógeno es reducido. El metanol es el sustrato más comúnmente utilizado, pero debido a su costo elevado, otros sustratos están siendo investigados.

REFERENCIAS DEL CAPÍTULO I

Comisión Nacional del Agua (CNA) (1996). Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales 1996. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Reuso del Agua y Dictámenes Técnicos. México, D.F.

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. y Parkin, G.F. (1994). Chemistry for Environmental Engineering. McGraw-Hill International Editions, Cuarta Edición, Singapur

Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol). Instituto Nacional de Ecología (INE) (1994). Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994. México, D.F.

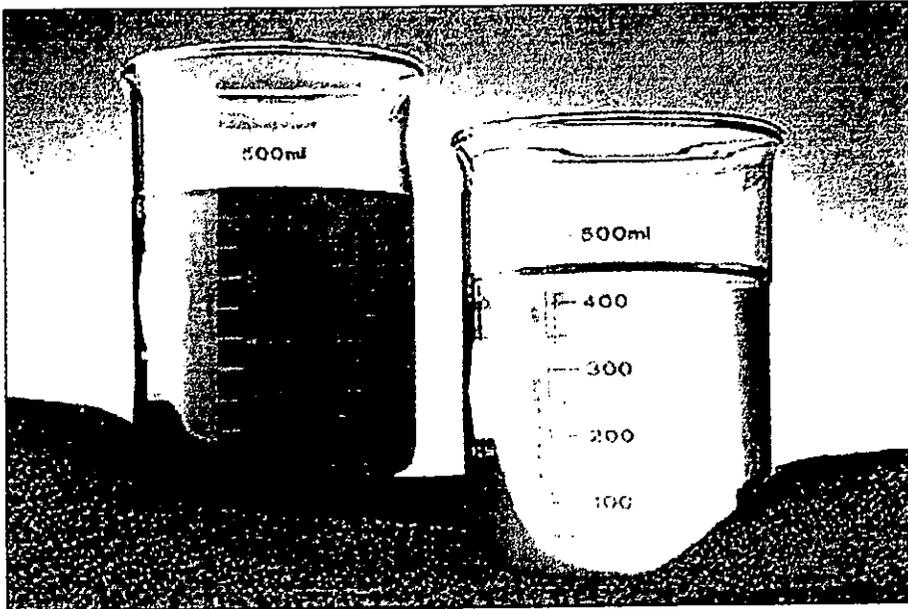
Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill International Editions, Tercera Edición, Singapur

Noyola R. A. (1996). Tratamiento de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 173-180

Romero Luna F. (1985) La Biotecnología en México: Tratamiento Biológico de Aguas Residuales en "Prospectiva de la Biotecnología en México". Compilado por Rodolfo Quintero Ramírez. Fundación Javier Barros Sierra. Centro de Investigaciones y Prospektiva, CONACYT, México, D.F.

Tebbutt T.H. Y (1998) Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa-Noriega Editores, Tercera Edición, México.

Vázquez González Alba B. (1999) Tratamiento de Aguas Residuales. Apuntes de clase. Facultad de Ingeniería. UNAM. México, D.F.



CAPÍTULO II

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

II. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

Para realizar el tratamiento de aguas residuales existen dos tipos de procesos: los fisicoquímicos y los biológicos. Los primeros son aplicados actualmente en aguas con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable; los segundos se utilizan cuando los principales compuestos contaminantes son biodegradables. Los procesos biológicos, que como se ha establecido pertenecen a un nivel secundario de tratamiento, realizan la coagulación y remoción de sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de materia orgánica por medio de la actividad de microorganismos. Debido a que los microorganismos pueden presentar distintas rutas metabólicas, estos sistemas pueden dividirse en dos grandes grupos de procesos: los procesos aerobios que se realizan con presencia y consumo de oxígeno, y los procesos anaerobios que suceden en ausencia de oxígeno.

La digestión anaerobia se ha aplicado básicamente en el manejo de residuos orgánicos rurales (animales y agrícolas) y más recientemente en el tratamiento de aguas residuales, tanto industriales como domésticas. Las tecnologías desarrolladas para cada aplicación son diferentes, pudiéndose agrupar en dos tipos: los reactores de baja tasa (o de primera generación) y los de alta tasa (o de segunda y tercera generación). En el Capítulo III de este trabajo se hará énfasis en las características particulares de estos reactores.

Ciertas características de la digestión anaerobia la hacen particularmente atractiva en el contexto actual, donde el uso eficiente de recursos y la necesidad de integrar mejor los flujos de materia y energía, son elementos importantes en el llamado desarrollo sustentable. (Noyola, 1997)

II.1 FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques o reactores. De esta forma pueden obtener la energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales. Con esto, los compuestos contaminantes son transformados a nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua.

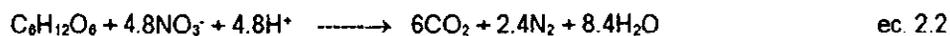
De acuerdo con el tipo de microorganismos involucrados en la degradación de la materia orgánica, a su actividad metabólica y al aceptor final de electrones, se pueden distinguir dos tipos de procesos: los aerobios y los anaerobios.

En los procesos aerobios el oxígeno actúa como el aceptor final de electrones. La reacción global se presenta a continuación:

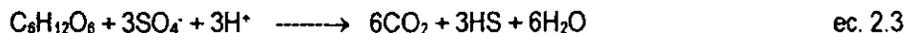


Los procesos anaerobios se llevan a cabo en ausencia de oxígeno. En este caso, otros compuestos oxidados como nitratos, sulfatos o bióxido de carbono, actúan como aceptores finales de electrones. De esta forma se tienen tres vías de degradación, que se representan con las siguientes reacciones:

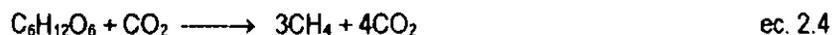
Desnitrificación:



Sulfatorreducción:



Metanogénesis:



La vía de degradación que se siga dependerá de la composición del agua residual, de las condiciones de operación de los biorreactores y de las características que deba tener el agua tratada. La vía más interesante es la metanogénesis, ya que se obtiene un energético (CH_4) como subproducto. (Saval, 1996)

El balance energético para cada grupo es muy distinto, siendo el aerobio un consumidor de energía, mientras que el anaerobio puede llegar a ser un productor neto.

En la figura 2.1, se observa que la energía contenida en la materia orgánica contaminante medida como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es utilizada por los

microorganismos y transformada en diversos productos, dependiendo del metabolismo aerobio o anaerobio de la célula. Es así que una bacteria anaerobia utilizará el 10% de la energía contenida en su alimento o sustrato para funciones de reproducción y el 90% restante se utilizará para la generación de biogas. En tanto que la bacteria aerobia empleará, en presencia de oxígeno, un 65% en la síntesis de nuevas células, mientras la fracción restante es utilizada para llevar a cabo otras funciones metabólicas y disipada en calor.

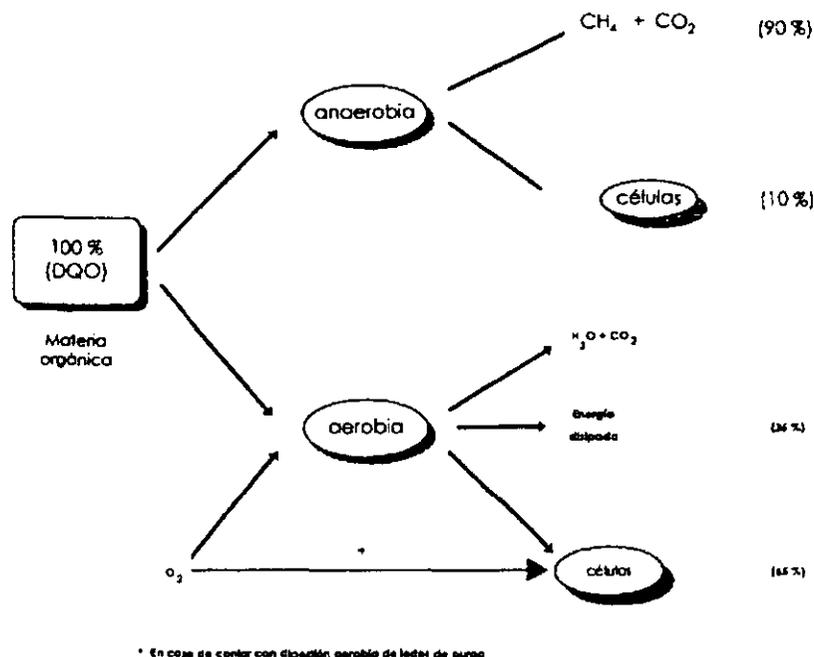


Figura 2.1 Esquema del flujo de energía en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales (Noyola, 1997)

Desde el punto de vista microbiológico, el proceso anaerobio sería poco eficiente, sin embargo esta característica es una gran ventaja dado que evitaría la necesidad de tratar grandes volúmenes de biomasa generada antes de su disposición final.

II.2 ASPECTOS BIOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS

La materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular, nitratos y sulfatos es convertida a metano y bióxido de carbono por la combinación de cinco diferentes grupos de microorganismos. En el proceso intervienen

microorganismos facultativos y anaerobios estrictos. La figura 2.2 muestra el diagrama de flujo de sustrato durante la degradación anaerobia propuesto por Gujer y Zehnder (1983) en Noyola (1997).

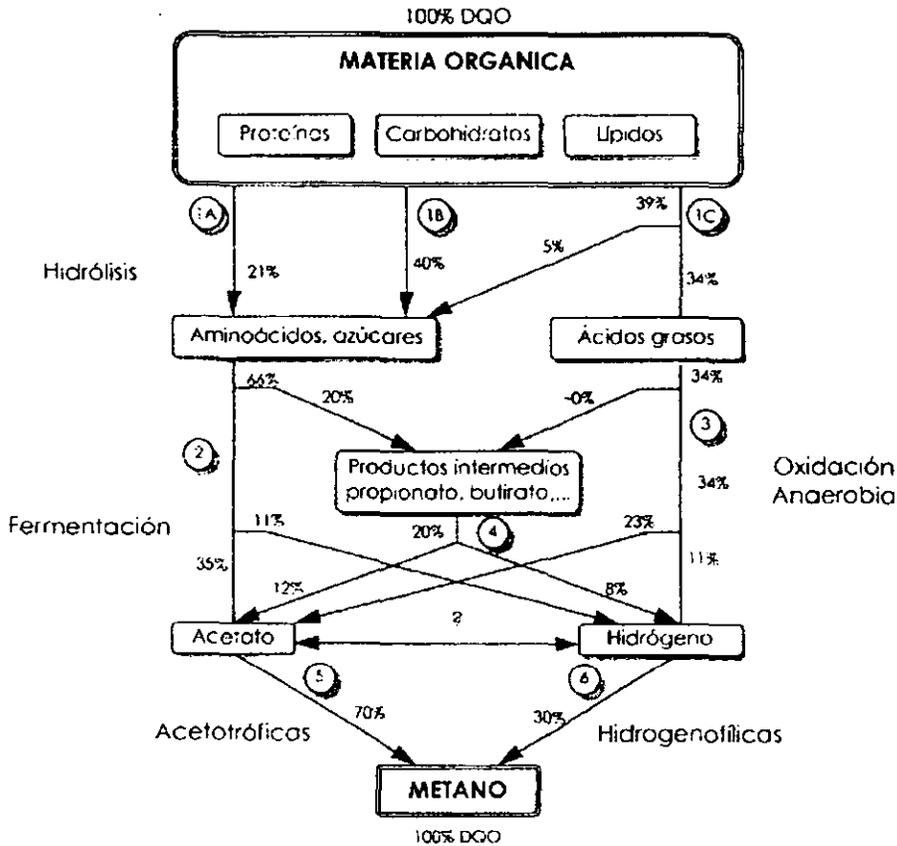


Figura 2.2 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder, 1983 en Noyola, 1997)

En general las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que los biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos) son inicialmente hidrolizados por enzimas extracelulares a compuestos más simples (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos). Estos a su vez son utilizados como sustrato por organismos fermentadores (azúcares y aminoácidos) y por oxidadores anaerobios (ácidos grasos superiores). Los productos de éstas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato. Por su parte, estos últimos son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocidas como OHPA (bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, por sus siglas en inglés) las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanogénicas que producen hidrógeno. Estos dos compuestos son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, que se dividen en dos grupos tróficos:

- Bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que utilizan el hidrógeno producido para reducir el CO_2 en CH_4



- Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que transforman el acetato en CH_4 . Esta transformación contribuye con el 70% de la formación de metano en los digestores



Resumiendo, seis procesos de conversión son identificados en la digestión anaerobia (ver Figura 2.2):

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
2. Fermentación de aminoácidos y azúcares
3. Oxidación β 3-anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes
4. Oxidación anaerobia de productos intermedios, como ácidos volátiles (excepto acetato)
5. Conversión de acetato a metano
6. Conversión de hidrógeno a metano

Existe una interrelación entre los oxidantes anaerobios (o bacterias OHPA) y las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas. Estas últimas se encargan de consumir el hidrógeno producido por las OHPA, manteniendo la presión parcial de dicho gas a niveles adecuados y así propician las condiciones termodinámicas necesarias para que la conversión de los ácidos grasos volátiles en acetato e hidrógeno pueda ser consumada. Este tipo de relación entre dos especies se conoce como simbiosis.

El equilibrio entre la oxidación del propionato, descarboxilación del acetato y oxidación del hidrógeno es crucial para un proceso de digestión anaerobia estable. Las condiciones óptimas para las tres reacciones son muy estrictas y principalmente controladas por la concentración del propionato, acetato e hidrógeno libres. En un digestor estabilizado, las concentraciones típicas de acetato y propionato oscilan entre 10^{-4} y 10^{-5} mol con presiones parciales de hidrógeno inferiores a 10^{-4} atm. Con esta presión, las condiciones termodinámicas para la degradación del propionato son satisfechas y la digestión anaerobia puede llevarse a cabo. La relación de simbiosis descrita se considera como el "cuello de botella" del proceso.

Además de los grupos bacterianos antes citados, existen también en los digestores anaerobios y en especial en presencia de sulfatos, un grupo bacteriano capaz de reducir en un medio anaerobio sulfatos a sulfuros. Estas bacterias conocidas como sulfatorreductoras, utilizan sulfato como aceptor final de electrones. Aunque en general las sulfatorreductoras consumen láctico y pirúvico para su desarrollo, pueden utilizar también acético y así competir con las metanogénicas acetoclásticas. De estas dos reacciones, es termodinámicamente más favorable la sulfatorreducción. Por otro lado, también pueden reducir los sulfatos, utilizando como donador de electrones el hidrógeno producido por las acidogénicas y entonces el H_2 no podrá ser utilizado por las metanobacterias. Por lo anterior, en presencia de una elevada concentración de sulfatos, la metanogénesis puede ser desplazada. (Noyola, 1997)

II.3 ASPECTOS FISICOQUÍMICOS

Entre los principales factores ambientales que inciden en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales se reconocen los siguientes: pH, alcalinidad, temperatura, compuestos tóxicos y nutrientes. Estos factores se relacionan estrechamente con parámetros cuyo control favorece el crecimiento de biomasa, una elevada eficiencia en la remoción de la materia orgánica y una mayor producción de biogas.

pH

La mayoría de los procesos de digestión anaerobia operan mejor cuando se tiene un pH cercano al neutral (Pohland, 1992). De manera general, la digestión anaerobia se puede realizar dentro de un intervalo de pH de 6.2 a 7.8; sin embargo, las bacterias metanógenas son muy sensibles a los cambios de pH. El intervalo óptimo para ellas es de 7.0 a 7.2 y se inhiben a valores de pH inferiores a 6.2. Esto ocasiona que la eficiencia de remoción disminuya a medida que el valor de pH se aleja del óptimo.

Durante el proceso de digestión anaerobia, el descenso en el pH se puede deber entre otras causas, a un aumento en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV's), como resultado de un incremento en la materia orgánica alimentada o bien, a una baja actividad metanógena (por inhibición o en periodos de arranque). En condiciones normales de operación, la concentración de AGV's en el efluente es menor a 100 mg/l. (Mendoza, 1994).

Alcalinidad

La alcalinidad de un agua es la medida de su capacidad para neutralizar los ácidos. Debido a que las bacterias acidogénicas poseen una mayor actividad que las bacterias metanogénicas, ante sobrecargas orgánicas son capaces de provocar la acidificación del reactor, lo que puede evitarse manteniendo en el digestor una óptima capacidad amortiguadora (buffer). Con los valores de pH de operación típicos en un reactor anaerobio, el sistema buffer presente es el formado por el ión bicarbonato y el ácido carbónico en solución.

Temperatura

La temperatura afecta a las constantes de equilibrio químico, produciendo desplazamientos en los valores de varios parámetros, como alcalinidad, pH, cambios en la solubilidad de los gases, etc., y también afecta a la actividad biológica.

De acuerdo con el intervalo de temperatura en que se realiza la digestión anaerobia, podemos diferenciar tres ambientes anaerobios y por lo tanto tres especies predominantes de bacterias: Psicrófilas (6 a 20°C), Mesófilas (20 a 40°C) y Termófilas (50 a 65°C).

La temperatura óptima para el crecimiento de las bacterias metanógenas Mesófilas es de 37°C. Dentro del intervalo mesófilo, la tasa de actividad se dobla con un incremento de 10°C. Sin embargo, es preciso señalar que la máxima temperatura a la que es posible el crecimiento bacteriano es unos cuantos grados por encima de la óptima y que, si bien un incremento brusco durante un breve intervalo favorece el aumento en la actividad microbiana, el mantenimiento de este aumento en la temperatura provoca desnaturalización protéica y posiblemente en forma directa de las membranas celulares, por lo que la tasa de crecimiento descenderá súbitamente (Mendoza, 1994).

Sustancias Tóxicas

Las bacterias metanógenas, así como otros microorganismos anaerobios pueden ser inhibidos en su actividad microbiológica por la presencia de sustancias tóxicas. Los compuestos tóxicos se pueden agrupar en tres grupos:

- Compuestos cuya toxicidad se relaciona con el pH

Los ácidos grasos volátiles, el amoníaco y el ácido sulfhídrico se relacionan con el pH, de acuerdo con su constante de disociación y su capacidad de disociación a diferentes valores de pH. La forma tóxica es la no-ionizada, debido a que las moléculas, en esta forma, atraviesan fácilmente la pared celular de las bacterias metanógenas, causando cambios en el pH interno de la célula.

La acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV's) en el medio conlleva invariablemente al descenso en el pH. Si los niveles en el pH son muy bajos, provocarán inhibición de las bacterias metanógenas, dificultando la aplicación exitosa del proceso y, en caso de continuar durante períodos prolongados, pueden hacer fallar el sistema.

El amoníaco (NH_4) es un compuesto muy común en las aguas residuales de origen industrial y doméstico, debido a que es un producto de la degradación de proteínas y aminoácidos. El nitrógeno amoniacal en su forma no disociada (NH_3), se considera inhibitorio de las bacterias metanogénicas a una concentración de 200 a 300 mg N- NH_3 /l y a un pH neutro. A pH alcalino, un intervalo de concentración de 1500 a 3000 mg N- NH_3 /l es inhibitorio y concentraciones mayores son fuertemente inhibitorias sin importar el pH (Noyola, 1993).

El ácido sulfhídrico (H_2S) se forma a partir de la degradación de las proteínas y reducción de sulfatos y sulfitos que participan en las reacciones biológicas de oxido-reducción, catalizadas por las bacterias sulfatorreductoras. Estas bacterias consumen además acetato, compitiendo así con las metanógenas en un intervalo de 100 a 150 mg H_2S /l. Este compuesto en concentraciones de 64 a 69 mg/l inhibe las bacterias hidrogenófilas, de 26 a 322 mg/l inhibe a las bacterias acetoclásticas, a 100 mg/l de H_2S inhibe fuertemente la producción de metano y se considera que por encima de 200 mg/l es inhibitorio para la digestión anaerobia (Mendoza, 1994).

- Compuestos con una inmediata o irreversible toxicidad

Aquí se considera a muchos solventes orgánicos y algunos venenos fuertes. Los compuestos clorados con estructura semejante a la del metano (CCl_4 , CH_2Cl_2 y CH_3Cl) son altamente tóxicos aún en concentraciones iguales o menores a 1 mg/l, y por su carácter volátil pueden ser evacuados del sistema con una elevada producción de biogas, pero cuando se encuentran en exceso, se requiere de varios días para la recuperación de la actividad metanógena.

El cianuro y el cloroformo son altamente tóxicos para las bacterias metanógenas pero son menos agresivos para las otras bacterias. Se menciona que a muy bajas concentraciones, las bacterias anaerobias son capaces de aclimatarse y tolerar la presencia de cianuro, pero que la aclimatación desaparece si el contacto se interrumpe.

El formaldehído en altas concentraciones, produce desnaturalización protéica, y puede hacer fallar un sistema anaerobio. En tal caso lo más factible es optar por un sistema aerobio o remover previamente el formaldehído del agua residual.

El sulfito en concentraciones mayores a 100 mg/l es altamente tóxico, sin embargo puede ser degradado a H_2S por acción de las bacterias sulfatorreductoras.

El oxígeno puede cambiar las condiciones de funcionamiento de un sistema anaerobio, produciendo problemas por disminución de actividad metanógena y bajo crecimiento de la biomasa. Sin embargo, las bacterias facultativas ayudan a eliminarlo del medio.

En cuanto a derivados del petróleo, existe una correlación entre la toxicidad y la estructura molecular del compuesto; se menciona que el aumento en el número de carbonos en la cadena y la adición de grupos hidroxilo disminuyen su efecto tóxico. (Mendoza, 1994)

- Metales pesados

Comúnmente causan inhibición en los reactores cuando se encuentran en forma de sales metálicas a bajas concentraciones. Las sales mencionadas como tóxicas se forman con los siguientes metales: zinc, níquel, fierro, plomo, aluminio y cromo hexavalente. Dentro de sus principales efectos en la digestión anaerobia se reporta acumulación de ácidos grasos volátiles en el medio y disminuye la producción de biogas debido a la inhibición de las bacterias metanógenas.

El efecto de los metales pesados dependerá en gran medida de la forma en que se encuentren en el reactor. En el caso del níquel, cuando se adiciona en forma de sulfato de níquel a 272 mg Ni/l no causa alteraciones. Sin embargo, cuando se agregan 30 mg Ni/l como nitrato de níquel, se reduce la producción de biogas hasta en un 80%. El cobre, cuando está presente como sulfato de cobre en concentraciones de 200 a 300 mg Cu/l, inhibe la digestión anaerobia, pero cuando se encuentra como hidróxido de cobre a 520 mg Cu/l, no causa

alteración evidente. Para el cromo, se ha observado que en estado trivalente, tiene un mayor efecto inhibitorio que en estado tetravalente (Mendoza, 1994).

Nutrientes

La digestión anaerobia por ser un proceso biológico requiere ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento de la biomasa. La ausencia o limitación de estos nutrientes son por tanto un factor limitante para el proceso.

Los requerimientos de nutrientes para la población microbiana se refieren no solamente a las necesidades de nitrógeno, fósforo y azufre, sino también a la presencia de elementos traza como níquel, cobalto, hierro y molibdeno, los cuales a ciertas concentraciones aumentan la eficiencia del proceso (Cuadro 2.1).

Cuadro 2.1 Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia, en función de la concentración en DQO del agua

ELEMENTO	CONCENTRACION DEL METAL (mg / l)	
	a 10 gDQO/l	a 50 gDQO/l
Fe	0.5 - 20	3 - 100
Ni	0.05 - 3	3 - 15
Co	0.05 - 2	0.3 - 10
Mo	0.01 - 0.05	0.05 - 0.2

Fuente: Weiland y Rozzi 1991, en Noyola (1993)

Los estudios realizados respecto a los requerimientos fisiológicos, indican que el hierro es importante en la conversión del ácido acético a metano en un intervalo de concentración de 0.3 a 0.9 mMol. El molibdeno en una concentración de 0.42 μ Mol aumenta la conversión de ácido acético a metano y activa las enzimas que degradan la materia orgánica. El cobalto es esencial para las bacterias metanógenas en la formación de la metil cobalamina, enzima activadora de la producción de metano. El níquel forma parte del citocromo de la coenzima F., que es un transportador de electrones de bajo potencial y sólo se ha encontrado en las bacterias metanógenas. (Mendoza, 1994)

El Anexo II presenta un manual de laboratorio, el cual es una ayuda para evaluar los diferentes parámetros fisicoquímicos, necesarios en la operación de una planta de tratamiento anaerobia.

II.4 CINÉTICA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es un proceso complejo, por lo que no todas las reacciones han sido completamente explicadas. Se han propuesto varios modelos cinéticos, que pueden ser agrupados en dos tipos: secuenciales e integrales.

Los modelos secuenciales describen la cinética de cada una de las etapas de la degradación, se basan en el modelo de Monod (1949) y han sido de gran utilidad para determinar las etapas limitantes para la degradación. Generalmente los datos encontrados en la literatura han sido obtenidos utilizando sustratos puros, donde se tiene la facilidad de medir tanto la desaparición de éstos como la aparición de otros productos. El cuadro 2.2 presenta algunos datos cinéticos para diferentes etapas de la degradación anaerobia resumidos por Pavlostathis y Giraldo-Gómez (1991).

Cuadro 2.2 Datos cinéticos para las diferentes etapas de la degradación anaerobia

ETAPA [Sustrato]	μ_{max} (d ⁻¹)	Ks (mgDQO/l)	Y (gSSV/gDQO)
Acidogénesis [carbohidratos]	7.2 - 30	22.5 - 630	0.14 - 0.17
Oxidación anaerobia [ácidos grasos de cadena larga]	0.085 - 0.55	105 - 3180	0.04 - 0.11
Oxidación anaerobia [ácidos grasos de cadena corta, excepto acetato]	0.13 - 1.20	12 - 500	0.025 - 0.047
Metanogénesis acetoclástica [acetato]	0.08 - 0.70	11 - 421	0.01 - 0.054
Metanogénesis hidrogenófila [H ₂ /CO ₂]	0.05 - 4.07	4.8x10 ⁻³ - 0.60	0.017 - 0.045

μ_{max} : Tasa máxima de utilización de sustrato, Ks Constante de saturación media ($\mu = \mu_{max}/2$),
Y: coeficiente de rendimiento del crecimiento

Fuente: Adaptado de Pavlostathis y Giraldo-Gómez (1991)

Los modelos integrales describen el proceso anaerobio como una caja, considerando solamente los sustratos iniciales y los productos finales, este enfoque permite predecir la concentración de materia orgánica en el efluente en función de su concentración en el influente. Entre estos modelos están los reportados por Chen y Hashimoto (1980) quienes además incluyen un coeficiente refractario que considera el sustrato no degradado, y el de Contois (1959).

El cuadro 2.3 presenta un resumen de los modelos cinéticos:

Cuadro 2.3 Modelos cinéticos de los procesos microbianos anaerobios

Monod	$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S} - b$	$-\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max} XS}{Y(K_s + S)}$	$S = \frac{K_s(1 + b\theta_c)}{\theta_c(\mu_{max} - b) - 1}$
Contois	$\mu = \frac{u_m S}{BX + S} - b$	$-\frac{dS}{dt} = \frac{u_m XS}{Y(BX + S)}$	$S = \frac{BYS\theta_c(1 + b\theta_c)}{BY(1 + b\theta_c) + \theta_c(u_m - b) - 1}$
Chen and Hashimoto	$\mu = \frac{\mu_{max} S}{KS_0 + (1 - K)S} - b$	$-\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max} XS}{KX + YS}$	$S = \frac{KS_0(1 + b\theta_c)}{(K - 1)(1 + b\theta_c) + \mu_{max}\theta_c}$

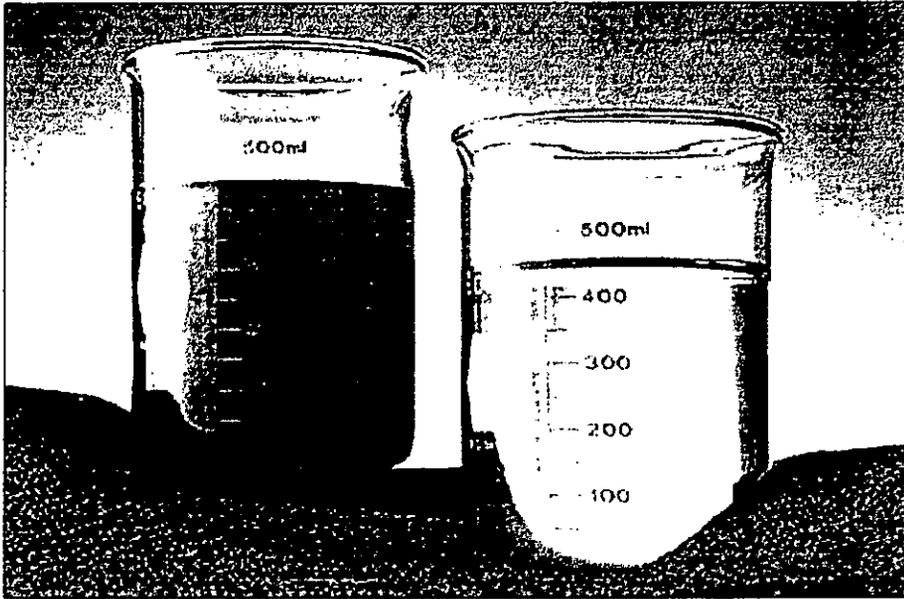
Donde:

- X : Concentración del microorganismo
- θ : Tiempo de retención hidráulica
- θ_c : Tiempo de residencia celular
- Y : Coeficiente de rendimiento del crecimiento
- S_0, S : Concentración en el influente y en el efluente del sustrato limitante
- b : Tasa de decaimiento del microorganismo
- μ : Tasa específica de crecimiento del microorganismo
- μ_{max} : Tasa máxima de utilización de sustrato
- k : Tasa máxima de utilización de sustrato por unidad de peso del microorganismo
- Ks : Constante de saturación media. Concentración de sustrato cuando ($\mu = \mu_{max}/2$)

Fuente: Adaptado de Pohland (1992)

REFERENCIAS DEL CAPÍTULO II

- Contois D.E. (1959) Kinetics of Bacterial Growth. Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures. Journal General Microbiology, 21, pp. 77-81
- Gujer W., Zehnder A.J.B. (1983) Conversion processes in anaerobic digestion. Water Science and Technology, 15 (8-9), pp. 127-167
- Mendoza S. L. (1994). Efecto de la velocidad ascendente en la granulación de lodo de purga, proveniente de un reactor UASB. Tesis de Licenciatura en Biología. ENEP - Iztacala. UNAM, México
- Monod J. (1949) The Growth of Bacterial Cultures. Annual Reviews of Microbiology, 36, pp. 1-7
- Noyola R. A. (1993). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Curso Internacional México-Centroamérica, 16 al 24 de agosto, Instituto de Ingeniería UNAM-ICAITI, México
- Noyola R. A. (1997). Reactores Anaerobios Avanzados. Apuntes del Curso "Tratamiento de Aguas residuales Municipales para cumplir con la NOM-001-ECOL-1996", Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México
- Pavlostathis S.G., Giraldo-Gómez E. (1991) Kinetics of Anaerobic Treatment. Water Science and Technology, 24(8), pp. 35-39
- Pohland F.G. (1992). Anaerobic Treatment. Fundamental Concepts, Applications and New Horizons en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 1-40.
- Saval S. (1996). Biotecnología aplicada al tratamiento de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 370-379



CAPÍTULO III

REACTORES ANAEROBIOS

III. REACTORES ANAEROBIOS

Por mucho tiempo, la digestión anaerobia se consideró como un proceso que sólo podía ser aplicado a contados casos, como la digestión de lodos de purga provenientes de plantas de tratamiento aerobias.

Los trabajos en la Universidad de Stanford, California, de Young J.C. y McCarty P.L. en 1968, inician el desarrollo de nuevos reactores anaerobios para tratar aguas residuales. Estos investigadores desarrollan un reactor empacado conocido como filtro anaerobio. La tendencia era desarrollar sistemas de reactores que permitieran incrementar la biomasa activa dentro del reactor y desacoplar la retención celular de la retención hidráulica, ya que la capacidad de los reactores biológicos está dada por la cantidad de biomasa activa que puede retener el sistema y por el eficiente contacto que se establezca entre el lodo y el agua residual. La evolución de los procesos anaerobios puede clasificarse en tres generaciones de reactores (Noyola, 1993).

III.1 REACTORES DE PRIMERA GENERACIÓN

Son aquellos en que la biomasa se encuentra sedimentada con un mínimo contacto con el sustrato, o bien en suspensión, sin recirculación de sólidos, por lo que la relación TRC/TRH (Tiempo de retención celular/Tiempo de retención hidráulica) es igual a 1, como es el caso del tipo completamente mezclado.

Ejemplo de reactores de esta generación son las fosas sépticas, los tanques Imhoff, las lagunas anaerobias, así como los digestores convencionales y los completamente mezclados aplicados para la estabilización de lodos de purga de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Las fosas sépticas se utilizan principalmente para el tratamiento de aguas residuales de viviendas individuales. Aunque a menudo se usan fosas de una sola cámara, el tipo adecuado consiste en dos o más cámaras en serie. En una fosa séptica de doble cámara, el primer compartimiento se utiliza para la sedimentación, digestión y almacenamiento del lodo. El segundo compartimiento proporciona sedimentación y capacidad de almacenamiento del lodo adicional y, por tanto, sirve para proteger contra la descarga de lodo u otro material que pueda escapar de la primera cámara. Es necesario disponer de la capacidad adecuada de almacenamiento, de forma que el lodo depositado pueda permanecer dentro del tanque durante un tiempo suficientemente largo para que se produzca su descomposición y digestión antes de ser extraído. En ningún caso el tiempo de retención será menor a 24 hrs. Por lo general el lodo deberá extraerse cada dos o tres años. El efluente de las fosas sépticas se evacua normalmente, a unos tubos de drenaje enterrados en el

terreno o a zanjas de filtración, desde donde se infiltra al terreno (Metcalf & Eddy, 1991). La figura 3.1 muestra el esquema de una fosa séptica típica.

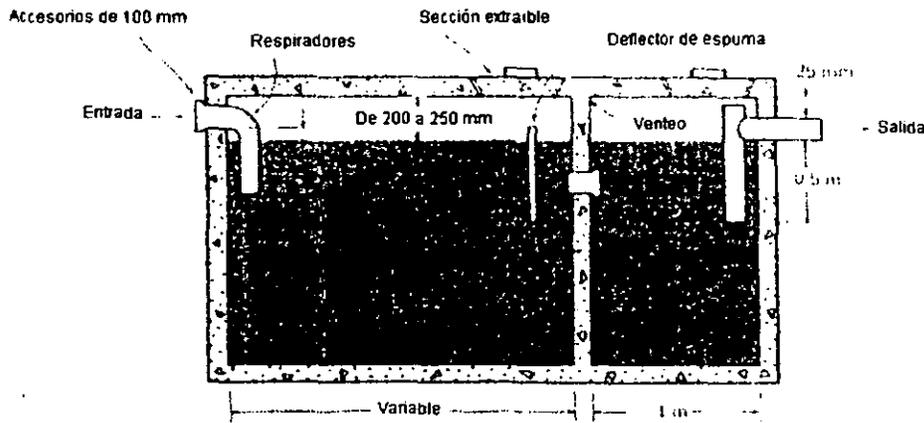


Figura 3.1 Esquema de una fosa séptica típica (Metcalf & Eddy, 1991)

El tanque Imhoff consiste en un depósito de dos pisos en el que la sedimentación se consigue en el compartimiento superior y la digestión en el inferior. Los sólidos que sedimentan atraviesan unas ranuras existentes en el fondo del compartimiento superior, pasando al inferior para su digestión a temperatura ambiente. El gas producido en el proceso de digestión, escapa a través de respiraderos. En la actualidad la aplicación de los tanques Imhoff ha disminuido y está limitada a plantas relativamente pequeñas (Metcalf & Eddy, 1991). La figura 3.2 presenta el esquema de un tanque Imhoff típico.

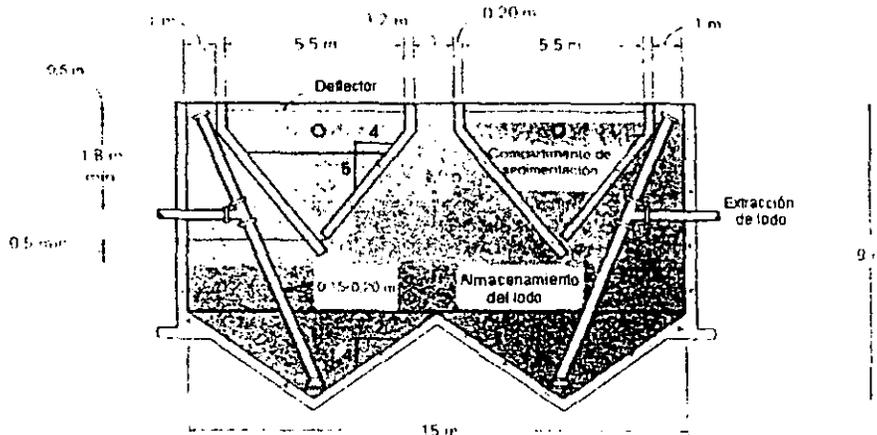


Figura 3.2 Esquema de un tanque Imhoff típico (Metcalf & Eddy, 1991)

El digestor convencional es adecuado para alta concentración de partículas o muy alta concentración de materia orgánica biodegradable soluble. Disminuye los problemas de taponamiento aunque el material

particulado se puede sedimentar y acumular, produciendo volúmenes muertos y cortocircuitos. Tiene efecto diluyente sobre los elementos tóxicos o cargas picos. Homogeniza la temperatura, el pH y el sustrato. Sus desventajas son que requiere alto TRH y puede ser defectuosa la mezcla. El mezclado se puede realizar con agitador o con recirculación de gas comprimido, en forma continua o intermitente. Las cargas típicas son 0.5-6 kg SV/m³-d, TRH entre 12 y 30 días (Viñas, 1994). La figura 3.3 muestra el esquema de un digester anaerobio convencional.

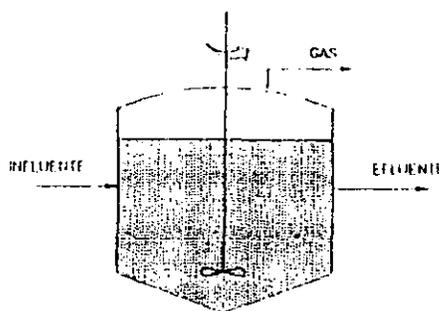


Figura 3.3 Esquema de un digester anaerobio convencional (Hall, 1992)

La variante, el reactor de contacto anaerobio, al adicionar un sedimentador y recirculación de lodos, aumenta la relación TRC/TRH y lo hace un proceso más estable, constituyendo una transición entre la primera y la segunda generación. Es la versión anaerobia del proceso de lodos activados (Noyola, 1993). Tiene las ventajas del reactor convencional y requiere un volumen menor, pero es necesario un buen funcionamiento del sistema de separación sólido-líquido. La separación puede ser defectuosa debido al gas asociado a los lodos. En este caso se usan agitadores, desgasificadores de vacío, placas inclinadas u otros mecanismos que ayuden a la separación (stripping). Se agrega como dificultad que los lodos de recirculación incluyen también los sólidos no biodegradables. Estos se acumulan y pueden desplazar a la biomasa anaerobia activa. Las cargas son del orden de 0.5-10 kg DQO/m³-d y los TRH de 0.5 a 5 días (Viñas, 1994). La figura 3.4 presenta el esquema de un digester anaerobio de contacto.

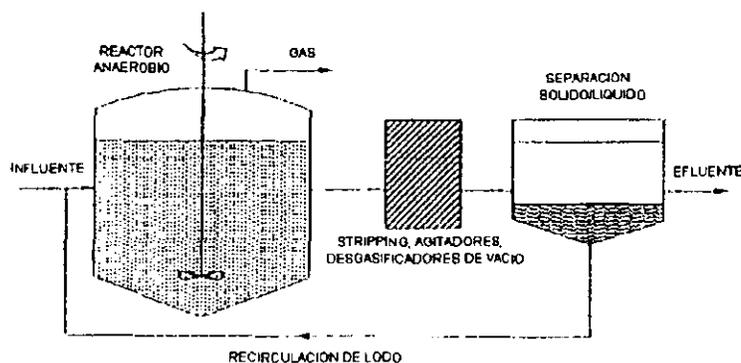


Figura 3.4 Esquema de un digester anaerobio de contacto (Hall, 1992)

III.2 REACTORES DE SEGUNDA GENERACIÓN

Se caracterizan porque los microorganismos son retenidos en el reactor, ya sea por la presencia de un soporte al que se adhieren, o bien por su sedimentación.

La primera versión de esta generación es el filtro anaerobio, que consiste en una columna empacada de flujo ascendente o descendente. Un porcentaje sustancial de la biomasa se encuentra como flocos suspendidos o atrapados en los huecos del filtro. La recirculación puede ser utilizada para controlar el espesor de la película. Se han incorporado rellenos sintéticos con estructuras abiertas y altos volúmenes vacíos que evitan el problema de estos reactores que es el taponamiento. Las superficies específicas de los rellenos son aproximadamente $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$, las áreas de hasta $220 \text{ m}^2/\text{m}^3$ no parecen mejorar mucho las eficiencias. Los problemas que presentan son cortocircuitos y volúmenes muertos. La biomasa por unidad de volumen de reactor puede estar en el orden de los 5 a $30 \text{ kg SSV}/\text{m}^3$. Las cargas manejadas llegan a $16 \text{ kg DQO}/\text{m}^3\text{-d}$ con TRH de 12 a 96 horas y un rango de concentraciones muy amplio: 1 a $20 \text{ kg DQO}/\text{m}^3$ (Viñas, 1994). Un esquema de un filtro anaerobio de flujo ascendente es mostrado en la figura 3.5.

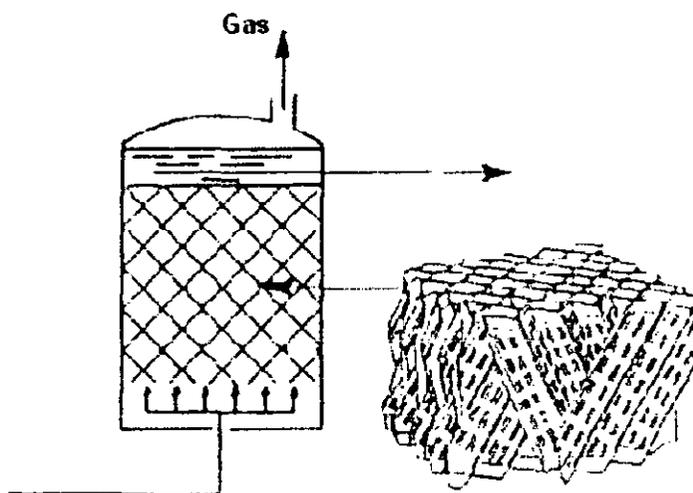


Figura 3.5 Esquema de un filtro anaerobio de flujo ascendente (Young H.W y Young J.C., 1988)

Entre los procesos anaerobios de segunda generación, surge el Reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) o reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente, desarrollado en Holanda a mediados de los setentas por Gatzke Lettinga y colaboradores en la Universidad Agrícola de Wageningen. Su característica principal es que retiene biomasa sin necesidad de un soporte gracias a la formación de granos o "pellets", lo hace más económico y le da ventajas técnicas sobre otros tipos de reactores avanzados. Sin embargo, este

punto también es su principal limitante, ya que la selección y correcta operación del proceso UASB dependerá del grado de sedimentabilidad que logren sus aglomerados celulares, ya sea como gránulos o como flocúlos densos.

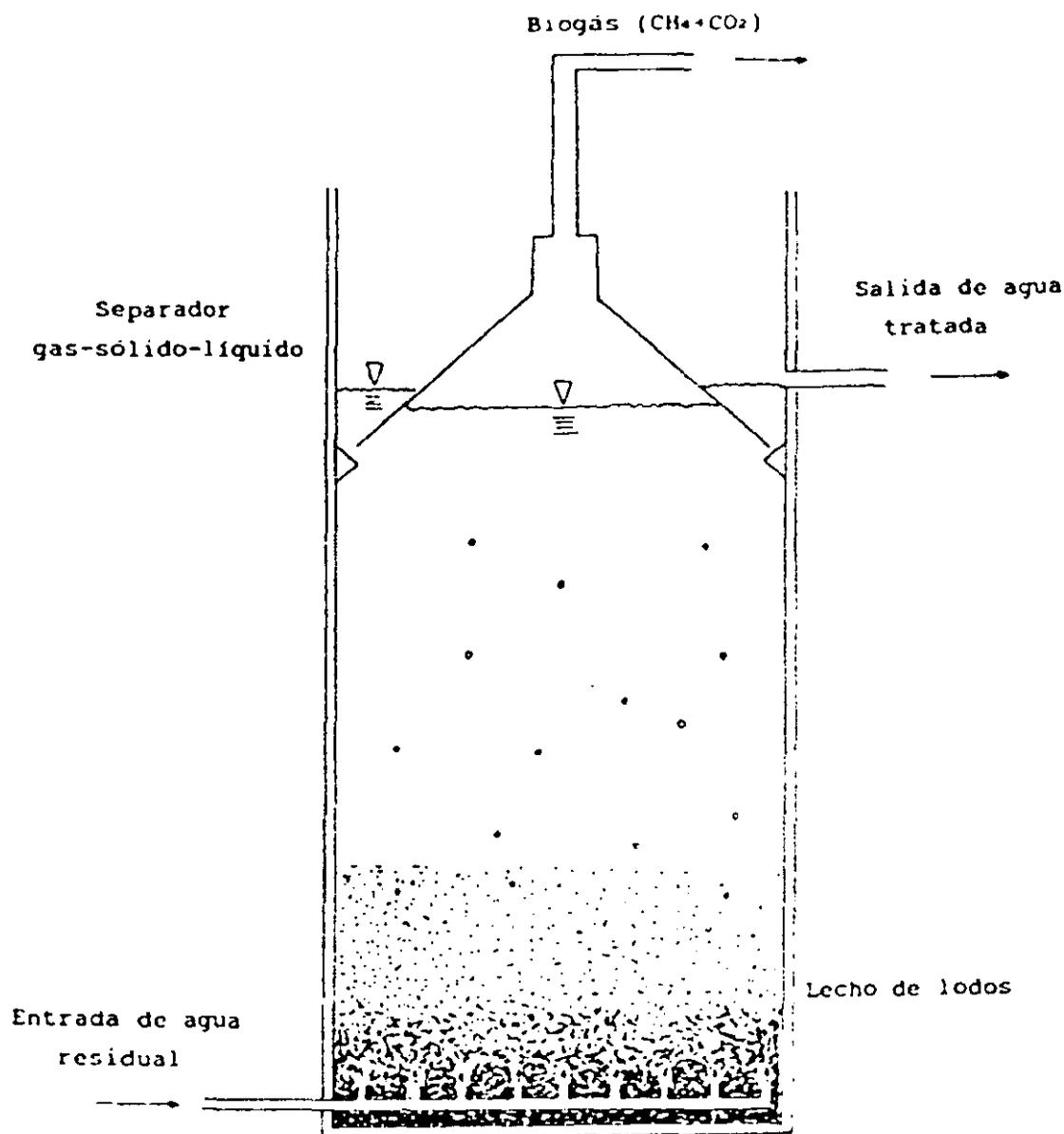


Figura 3.6 Esquema de un Reactor UASB (Saval y Noyola, 1992)

En la figura 3.6 se muestra una representación esquemática del reactor UASB donde se observa que en la parte inferior del reactor existe un sistema que permite distribuir homogéneamente el agua residual hacia la

cama de lodos, donde se realiza la digestión de la materia orgánica. La distribución adecuada de la alimentación, garantiza uniformidad en el flujo a través del reactor; esto disminuye las probabilidades de zonas muertas (áreas que no son alimentadas y por consiguiente se manifiestan como biológicamente inactivas). Debido al flujo ascendente y a la producción de biogás, la biomasa que forma el lecho se expande en cierto grado. Esto permite por una parte, un mayor contacto entre el lodo y la materia orgánica, favoreciendo su degradación, y por otra, promueve el desarrollo de agregados de biomasa con buenas características de sedimentación, lo cual evita que sea lavada con el efluente del sistema. Los microorganismos se agregan en granos o "pellets" de aproximadamente 1 a 3 mm de diámetro, o en su defecto, se aglomeran en flóculos de alta sedimentabilidad.

En la parte superior del reactor, existe un separador de tres fases cuya función es permitir la sedimentación de partículas suspendidas, así como facilitar la liberación del biogás. De este modo se obtiene un efluente clarificado, se favorece la retención de la biomasa dentro del reactor y el biogás producido se puede coleccionar, para dirigirlo hacia algún quemador o un recipiente de almacenamiento para su uso posterior.

En general el éxito del proceso UASB se debe a que los granos que forman el lodo constituyen biopartículas muy activas y densas, lo que confiere al reactor las características de un reactor empacado sin los problemas de taponamiento, ni los elevados costos del empaque convencional. Sin embargo, si el agua residual no favorece la granulación o al menos la formación de flóculos densos no granulares, el proceso UASB no será aplicable. El cuadro 3.1 resume las ventajas y desventajas del reactor UASB:

Cuadro 3.1 Ventajas y desventajas del reactor UASB

VENTAJAS	DESVENTAJAS
- Soporta altas cargas (20 kg DQO/m ³ ·d)	- La granulación es lenta y no necesariamente controlable
- Bajo requerimiento de energía	- No todas las aguas favorecen la granulación
- No requiere medio de soporte	- Requerimientos de inóculo de determinadas características
- Construcción relativamente simple	- Sensible a sólidos suspendidos y a grasas y aceites en el influente
- Con inóculo apropiado puede arrancar en forma inmediata	- Sensible a aguas que forman precipitados
- Aplicable a pequeña y gran escala	- Riesgo de flotación de los granos durante arranques
- Operación comparativamente simple	
- Proceso ampliamente probado	

III.3 REACTORES DE TERCERA GENERACIÓN

Contienen microorganismos en forma de biopelícula adherida a un soporte que se expande o fluidifica. Utilizan una corriente de recirculación para provocar un flujo ascendente y fluidificar el lecho de partículas de soporte, que pueden ser material plástico o cerámico. El material de soporte proporciona una gran área superficial sobre la que se adhiere la biopelícula y mantiene una buena sedimentabilidad, asegurándose así la retención celular. La figura 3.7 presenta el esquema de un reactor de tercera generación.

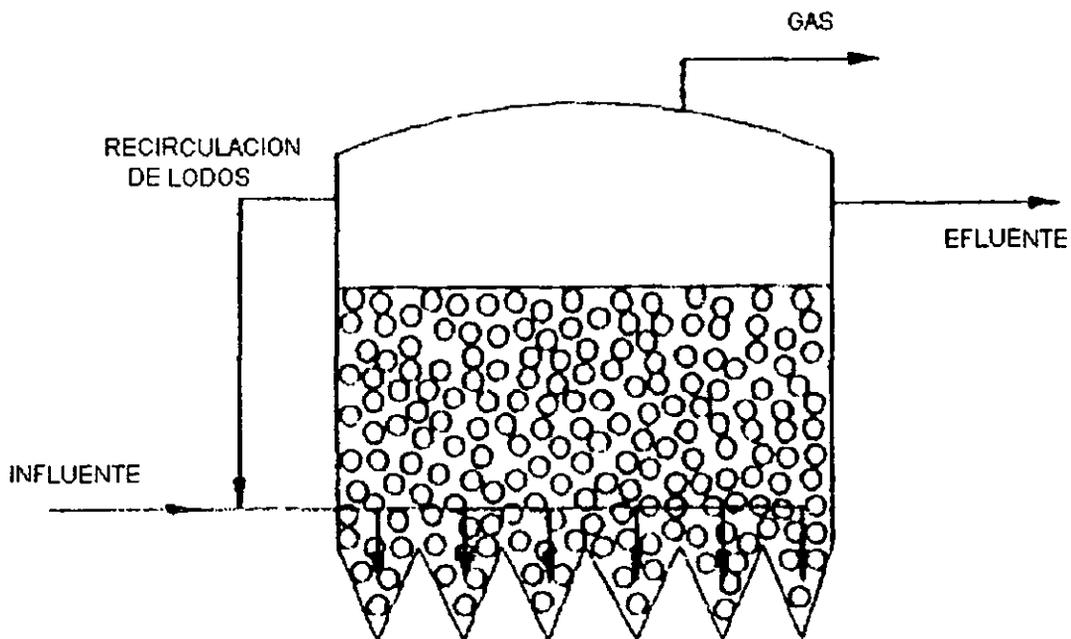


Figura 3.7 Esquema de un reactor de tercera generación (lecho expandido o lecho fluidificado) (Hall, 1992)

Estos reactores son adecuados para sustratos solubles. El medio inerte aumenta la densidad media de las biopartículas y evita el lavado aún a altas velocidades ascensionales del líquido. La alta velocidad produce turbulencia entre la biopelícula y la interfase líquida, mejorando la transferencia de masa hacia y desde la biopelícula y en algunos casos ejerce un esfuerzo cortante que previene la formación de película demasiado gruesa. En estos reactores no hay retención de SS o biomasa suspendida. Con el aumento de la velocidad ascendente el lecho se expande (lecho expandido). A mayor velocidad aumenta la fracción de vacío y las partículas se mueven libremente (lecho fluidificado). A partir de cierta velocidad, el sólido puede ser arrastrado. En el lecho expandido puede haber cierta retención de sólidos. Para estos reactores se necesita una eficiente distribución de los flujos de entrada. Los reactores se pueden diseñar con gran relación altura/diámetro, lo que disminuye el área requerida. Las áreas específicas de partículas, varían de 300 a

10000 m^2/m^3 . El proceso de puesta en marcha de estos reactores puede presentar dificultades operacionales. La biomasa por unidad de volumen alcanzada en estos reactores varía de 5 a 35 $\text{kg SSV}/\text{m}^3$ en reactores industriales a 40-60 $\text{kg SSV}/\text{m}^3$ en reactores de laboratorio. Soporta cargas del orden de 20 $\text{kg DQO}/\text{m}^3\text{-d}$ (Viñas, 1994).

III.4 SELECCIÓN Y DISEÑO DE REACTORES ANAEROBIOS

III.4.1 CRITERIOS DE SELECCIÓN

El cuadro 3.1 presenta las principales características del reactor UASB, los cuadros 3.2 a 3.4 presentan las principales características de otros de los procesos anaerobios más utilizados. La selección de un tipo de reactor para un caso particular dependerá del grado de adecuación que presenta la tecnología con el agua a tratar, tomando en cuenta obviamente las variables económicas.

Cuadro 3.2 Ventajas y desventajas del reactor empacado o filtro anaerobio

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> · Soporta altas cargas (15 $\text{kg DQO}/\text{m}^3\text{d}$) · Con recirculación es resistente a picos orgánicos o tóxicos · Construcción simple · Aplicable a pequeña y mediana escala · Rápidos arranques sin problemas · Operación simple · Puede operarse como flujo descendente o ascendente (versatilidad) 	<ul style="list-style-type: none"> · Arranque lento aún contando con inculo adecuado · Riesgo de taponamiento, sobretudo con soporte de piedra · Sensible a sólidos suspendidos en el influente · Sensible a aguas que forman precipitados (sobretudo en régimen de flujo ascendente) · Alto costo del material de soporte plástico · Costos mayores en tanque cuando se utiliza piedra · Presencia de sólidos suspendidos en el efluente

Cuadro 3.3 Ventajas y desventajas del reactor de contacto anaerobio

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> - Soporta aguas con sólidos suspendidos (estabiliza la fracción degradable) - Puede admitir aguas que forman precipitados - Soporta picos orgánicos - Arranque rápido con inóculo adecuado - Se puede incorporar CAP(carbón activado en polvo) para tratar aguas con compuestos inhibidores 	<ul style="list-style-type: none"> - Recibe bajas cargas orgánicas (6 kg DQO/m³·d) - Grandes tiempos de retención y volúmenes de reactor - Alta dependencia de la difícil sedimentación del lodo anaerobio - Costos energéticos asociados al mezclado y la recirculación - Operación relativamente delicada

Fuente: Noyola (1993)

Cuadro 3.4 Ventajas y desventajas del reactor de lecho fluidificado

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> - Soporta muy altas cargas orgánicas (40 kg DQO/m³·d) - Tiempos de retención hidráulica muy cortos - Soporta aguas con sólidos suspendidos (aunque no los remueve) - Con soporte adsorbente GAC (carbón activado granular) puede aplicarse a desechos inhibidores - Soporta picos orgánicos moderados - Instalaciones compactas 	<ul style="list-style-type: none"> - Arranque lento y difícil - Requerimientos energéticos importantes debido a la fluidificación por bombeo - Control complejo del proceso y riesgos de perderlo rápidamente - Difícil e incierto su escalamiento - Presencia de sólidos suspendidos en el efluente - En caso de soportes plásticos o GAC, altos costos asociados - Poca experiencia a escala real - No soporta periodos prolongados sin alimentación

Fuente: Noyola (1993)

En general, un agua residual altamente biodegradable, con contaminantes principalmente en forma soluble, puede ser tratada con cualquiera de los procesos mencionados. La decisión se basará fundamentalmente en consideraciones económicas, como el monto de la inversión inicial.

Cuadro 3.5 Estimación semicuantitativa de los costos de los diferentes elementos que intervienen en procesos anaerobios

	REACTOR Y EMPAQUE	TANQUES ASOCIADOS	EQUIPO	INSTRUMENTACIÓN	ÁREA REQUERIDA	TOTAL
PONDERACION	(x10)	(x10)	(x1)	(x1)		
Contacto Anaerobio	4	2	3	2	+++	65
UASB	2	0 (1) ^c	0 (1) ^d	1	++	21
Filtro Anaerobio	4 (3) ^a	0 (1) ^c	0 (1) ^d	1	++	41
Lecho Fluidificado	2 (1) ^b	0.5	1	5	+	31

- a) con piedra como soporte
- b) con arena como soporte
- c) con tanque de preacidificación
- d) con recirculación

Fuente: Adaptado de Noyola (1993)

El cuadro 3.5 presenta una estimación semicuantitativa de los costos de los procesos anaerobios cuando se aplican a aguas residuales municipales. El valor indicado en cada celda es multiplicado por su factor de ponderación; la suma de los valores ponderados se indica en la columna TOTAL. Los valores entre paréntesis presentan una posible variación del proceso, aunque para el comparativo se utilizaron los valores originales.

De la comparación total, se identifica como el proceso más costoso el contacto anaerobio, con el UASB como el más económico. El ahorro en el costo del empaque es determinante en este resultado. En cuanto a los costos de operación y mantenimiento, el lecho fluidificado es el más costoso, con el UASB y el filtro anaerobio como más económicos.

El lecho fluidificado es una tecnología de punta en el tratamiento de aguas residuales, tanto aerobio como anaerobio, sin embargo requiere de costosos equipos de control automático del proceso, lo que hace que para las condiciones de los países en vías de desarrollo, aún no sea una tecnología adecuada.

El reactor de contacto anaerobio es el más adaptado para tratar aguas con sólidos suspendidos, debido a su condición de mezclado completo que impide su acumulación. Lo mismo se aplica para aguas que formen precipitados como resultado de los cambios químicos que se llevan a cabo en el reactor. Es el caso de altas concentraciones de calcio, magnesio y sulfuros metálicos.

El filtro anaerobio y el reactor UASB pueden recibir sólidos suspendidos de tipo biodegradable, ya que serán hidrolizados y metabolizados en el reactor. Para sólidos suspendidos inertes, el filtro anaerobio presentará mayores problemas por su acumulación y el posible taponamiento de ciertas zonas del lecho. En el reactor UASB, se acumularán los sólidos, pero con menores problemas de taponamiento, ya que las purgas son más sencillas en estos reactores.

Para el reactor UASB, es muy importante que los sólidos suspendidos, ya sean biodegradables o inertes, no modifiquen la densidad de la cama de lodos, ni interfieran con la formación del grano. Si no se presentan estos inconvenientes el reactor puede recibir sólidos suspendidos, reduciendo en contrapartida la actividad volumétrica del lodo, ya que el lecho estará formado por la biomasa activa y por los sólidos no activos acumulados.

Las grasas y aceites son compuestos de difícil degradación biológica, y por lo tanto prácticamente no son degradadas en los sistemas anaerobios. Sin embargo, sus características fisicoquímicas hacen que se acumulen en el sistema, formando natas y flóculos poco densos, que perturban el proceso. El reactor UASB es el más sensible a estos compuestos ya que el lecho de lodos se ve severamente modificado en textura y densidad al acumular y absorber las grasas, provocando su flotación masiva en grandes aglomerados floculentos. Adicionalmente, la película de grasas y aceites adsorbida sobre el grano incrementa la resistencia a la transferencia de masa, lo que inactiva el lodo. Este fenómeno también se presenta en el filtro anaerobio, al presentar la biopelícula una zona de adsorción adecuada para las grasas y aceites. El reactor de contacto anaerobio puede presentar problemas adicionales en la fase de separación del lodo en el sedimentador secundario, operación ya de naturaleza sensible.

Las aguas que forman precipitados dentro del reactor son problemáticas porque provocan taponamientos e incrustaciones, tanto en tanques como en tuberías. El reactor de contacto anaerobio es el más adaptado para este tipo de desecho.

El hecho de que el agua residual presente alguna de las características mencionadas, no descarta el uso de ciertos procesos. Los pretratamientos pueden ser aplicados para adecuar el agua a los requerimientos de

una tecnología determinada, si la economía del sistema lo justifica. Pretratamientos típicos en procesos anaerobios son el tamizado, la desarenación, la sedimentación primaria, la flotación por aire disuelto y la preacidificación (acidogénesis) del sustrato (Noyola, 1993).

III.4.2 DISEÑO DE REACTORES ANAEROBIOS

Existen básicamente dos enfoques para diseñar reactores biológicos, el método tradicional que, basado en años de experiencia, propone valores de carga orgánica y predice un cierto grado de eliminación de la materia orgánica y el método conceptual, en donde se intenta simular matemáticamente los procesos biológicos, químicos y/o físicos involucrados en el reactor, logrando predecir la eficiencia de remoción.

A pesar de la complejidad de la digestión anaerobia, el método tradicional funciona muy bien, siempre y cuando se diseñe dentro de los límites de la experiencia. Por lo tanto, la extrapolación a otras situaciones puede traer resultados no deseados. Para evitar problemas, es práctica común realizar experimentación (pruebas de tratabilidad) en laboratorio o a escala piloto con el fin de obtener variables de diseño.

El método conceptual intenta relacionar las principales características de los procesos involucrados con objeto de generalizar la aplicación de modelos cinéticos en el diseño. Este enfoque involucra en el diseño de reactores los siguientes parámetros:

Carga orgánica másica (B_M)

Es la relación de alimentación de sustrato por unidad de biomasa y por unidad de tiempo

$$B_M = \frac{Q \cdot S_0}{X_r \cdot V} \quad [\text{kg DQO} / \text{kg SSV-d}] \quad \text{ec. 3.1}$$

donde S_0 es la concentración del sustrato expresada como DQO o DBO₅, Q es el gasto, X_r la concentración de biomasa en el reactor expresada como sólidos suspendidos volátiles (SSV) y V es el volumen del reactor.

La dificultad para determinar la concentración real de SSV en reactores de biopelícula hace que este parámetro de diseño sea poco utilizado en tales casos. Esto es particularmente cierto en el reactor empacado o filtro anaerobio. Es sin embargo, la variable más adecuada, ya que incorpora la biomasa, y el parámetro que se mantiene fijo en el escalamiento de reactores.

Carga orgánica superficial (B_A)

Es la relación de alimentación de sustrato por unidad de área de soporte y por unidad de tiempo

$$B_A = \frac{Q \cdot S_0}{a \cdot V} \quad [\text{kg DQO} / \text{m}^2 \cdot \text{d}] \quad \text{ec. 3.2}$$

donde a es la relación área/volumen del empaque utilizado.

Este parámetro, aplicable solo en los reactores empacados, es poco utilizado debido a que la experiencia muestra que no toda el área disponible es colonizada por la biopelícula. Adicionalmente, el filtro anaerobio cuenta con una proporción no despreciable de biomasa no adherida al soporte, sino atrapada en los espacios libres del empaque, lo que hace aplicable este parámetro de diseño.

Carga orgánica Volumétrica (B_V)

Es la relación de alimentación de sustrato por unidad de volumen del reactor y por unidad de tiempo

$$B_V = \frac{Q \cdot S_0}{V} = \frac{S_0}{\theta} \quad [\text{kg DQO} / \text{m}^3 \cdot \text{d}] \quad \text{ec. 3.3}$$

donde θ es el tiempo de retención hidráulica.

Este parámetro es el más utilizado en el diseño de reactores de segunda generación y es frecuentemente empleado para comparar los diversos reactores anaerobios entre sí, a pesar de no basarse en el contenido de biomasa activa en el reactor.

Tiempo de retención celular (*TRC* ó θ_c)

En reactores de tipo completamente mezclado tiene mucha aplicación como variable de diseño, pero en película fija o reactores donde la biomasa es homogénea no tiene empleo. Esto se debe a la dificultad de medir la concentración de SSV dentro del reactor. Por otro lado, la presencia de SSV inertes en el agua de alimentación traerá implicaciones en su determinación.

$$TRC = \frac{X_r \cdot V}{Q_p \cdot X_p + Q \cdot X_o} \quad \text{ec. 3.4}$$

donde Q_p y X_p están relacionados con la línea de purga y X_o es la concentración de biomasa evacuada en el efluente. Si se desprecia X_o :

$$TRC = \frac{X_r \cdot V}{Q_p \cdot X_p} \quad \text{ec. 3.5}$$

Tiempo de retención hidráulico (*TRH* ó θ)

Otro parámetro frecuente utilizado más que para diseño, con fines comparativos entre reactores. Sin embargo, es la variable de diseño para el tratamiento de aguas residuales domésticas (muy baja carga orgánica) y se ha propuesto para diseñar reactores tipo filtro anaerobio. Debido a que los reactores avanzados no tienen relación directa entre los tiempos de retención celular e hidráulica, realmente el TRH no debería ser una variable de diseño sino una variable dependiente (salvo con cargas muy bajas, donde el TRH es muy importante).

III.4.2.1 CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA REACTORES UASB

En este inciso se hará énfasis en el diseño de reactores UASB para tratar aguas residuales municipales. Es necesario hacer la aclaración porque la variable de diseño y algunas otras consideraciones importantes cambian en función de la naturaleza del agua, ya sea municipal o industrial. Por lo anterior, algunos de los conceptos siguientes no son aplicables al diseño de reactores UASB que traten aguas con una concentración

en DQO mayor a 1000-1500 mg/l. (Noyola, 1994; 1997) Una revisión general sobre aspectos de diseño de reactores UASB la presentan Lettinga y Hulshoff (1991).

Volumen del reactor

Para aguas residuales diluidas (con niveles de DQO por debajo de 1000 mg/l) y temperatura de operación que exceda los 18°C, como las de origen municipal, el volumen del reactor (V_r) se determina con el tiempo de retención hidráulico (TRH):

$$V_r = TRH \cdot Q \quad \text{ec. 3.6}$$

donde Q es el gasto de alimentación

La determinación del tiempo de retención de diseño depende también del tipo de lodo presente dentro del reactor (ya sea floculento o granular) y de la eficiencia del separador gas-sólido-líquido.

Los reactores UASB con lodo granular pueden soportar en promedio velocidades ascendentes de 3m/h para aguas residuales solubles y de 1 a 1.5 m/h con aguas parcialmente solubles. Bajo estas condiciones se retiene el lodo granular dentro del reactor.

Para lodos de tipo floculento, que es el más frecuente en aguas municipales, las velocidades ascendentes son menores a 1m/h, pero puede soportar velocidades de 2 m/h durante 2 a 3 horas.

Como se mencionó, cuando la velocidad ascendente es factor limitante (caso de DQO inferior a 1000 mg/l), el tiempo de retención hidráulico es usado para diseño, quedando por determinar la geometría del reactor de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$h = \frac{Q \cdot TRH}{A} \quad \text{ec. 3.7}$$

$$h = v_a \cdot TRH \quad \text{ec. 3.8}$$

donde:

TRH tiempo de retención hidráulico (h)

A	área superficial del reactor (m ²)
h	altura del reactor (m)
Q	gasto (m ³ /h)
v_a	velocidad ascendente en la zona de lodos (m/h)

En tales casos, los *TRH* no son inferiores a 5 horas, con velocidades no mayores a 1m/h. Para el tratamiento de aguas residuales diluidas semejantes a las domésticas, se recomiendan alturas de 3-5 m.

En general se recomienda modular los reactores a partir de 400 m³, dado que se obtienen ventajas en versatilidad durante el arranque y operación. El diseño de un reactor modular ofrece un número de ventajas sobre la aplicación de un solo compartimiento de reactor, entre estas se tienen:

- El arranque inicial de la planta se facilita, en el caso de disponer de pequeñas cantidades de lodo de inóculo. Uno o dos módulos pueden arrancarse separadamente, de tal manera que el lodo requerido es menor y se genera inóculo para los módulos restantes.
- Los eventuales trabajos de limpieza y/o reparación de los módulos por separado, se realizan con mayor facilidad, evitando el paro de la planta.
- Los diferentes compartimientos pueden operarse en serie o en paralelo con cargas alternadas, lo cual puede representar una opción de operación.

Sistema de alimentación

El sistema de distribución para la alimentación constituye una parte fundamental del reactor, debido a que de este depende que el lecho de lodos tenga un mejor contacto con el agua residual y evitar así que se formen acanalamientos con la consiguiente formación de zonas muertas. El peligro de acanalamiento es mayor con baja producción de biogás, caso de las aguas residuales domésticas, ya que no se tiene el efecto del mezclado provocado por el ascenso de burbujas.

El sistema de distribución en donde el flujo entra al reactor por gravedad es muy simple y eficiente. Otros diseños incorporan alimentación por medio de cabezales a presión, con bombeo de recirculación, lo que incrementa los costos de operación.

Para una adecuada irrigación, cada boquilla del sistema de distribución debe cubrir una cierta área de la base. Para aguas con DQO inferiores a 1000 mg/l, la limitada turbulencia por la producción de gas hace necesario que se coloquen 1 o 2 boquillas por m². La figura 3.8 presenta el esquema de un sistema de alimentación del influente.

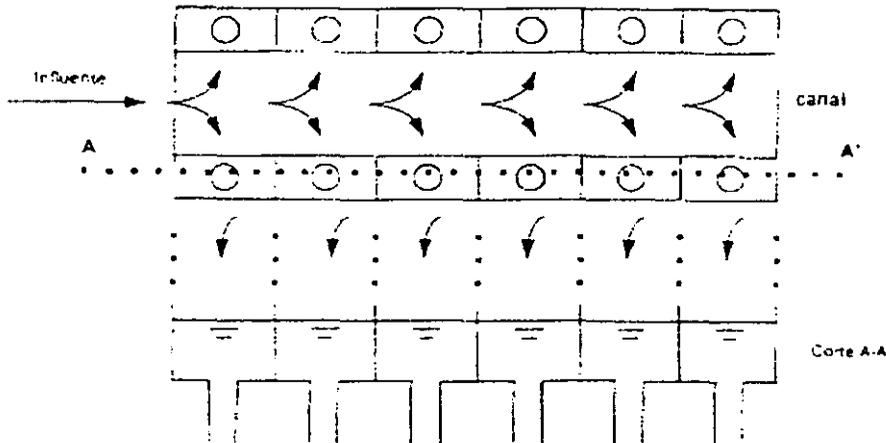


Figura 3.8 Esquema de un sistema de alimentación del influente (Souza y Vieira, 1986)

Separador Gas-Sólido-Líquido

Los principales objetivos del separador gas-sólido-líquido son las siguientes:

- Separar y descargar el biogás del reactor
- Evitar el posible lavado de floculo o granos mediante su decantación
- Servir como una barrera para detener las expansiones excesivas de la cama de lodo, la cual está principalmente constituida por lodo floculento.

En el separador se considera de gran importancia la velocidad tanto en los pasos entre colectores como en la zona de sedimentación propiamente dicha.

Para la zona de paso se recomiendan velocidades ascendentes inferiores a 3 m/h aunque para lodo granular puede llegar hasta 6 m/h. Para aguas parcialmente insolubles se recomienda no sobrepasar 1.5 m/h, con el objeto de evitar al máximo la evacuación del material en suspensión presente en el agua residual. Para la zona del sedimentador, la velocidad debe mantenerse debajo de 1m/h en todos los casos.

Para la construcción del separador se deben tener presente las siguientes condiciones:

- Las mamparas deben tener un ángulo entre 45 y 60° respecto a la horizontal
- El área de paso entre los colectores debe ser del 15-20% de la superficie del reactor
- La altura del dispositivo debe estar entre 1.5 y 2 m para reactores con 5-7 m de altura
- Debe crearse dentro del colector una interfase liquido-gas para facilitar la evacuación del gas y poder tomar medidas contra la formación de natas
- El traslape entre colectores superiores e inferiores debe ser al menos de 20 cm
- Se recomienda instalar mamparas frente a las canaletas de agua tratada para evitar la salida de flotantes
- El diámetro de las tuberías de evacuación del gas debe ser suficientemente grande para facilitar la operación, inclusive en presencia de espuma o natas
- Si hay formación de natas, se debe prevenir la instalación de boquillas aspersoras dentro de los colectores
- El material de construcción puede ser acero recubierto con algún material plástico para evitar su corrosión, o bien plásticos estructurales moldeados

La figura 3.9 presenta un esquema del sistema de alimentación y del separador gas-sólido-líquido de un reactor UASB.

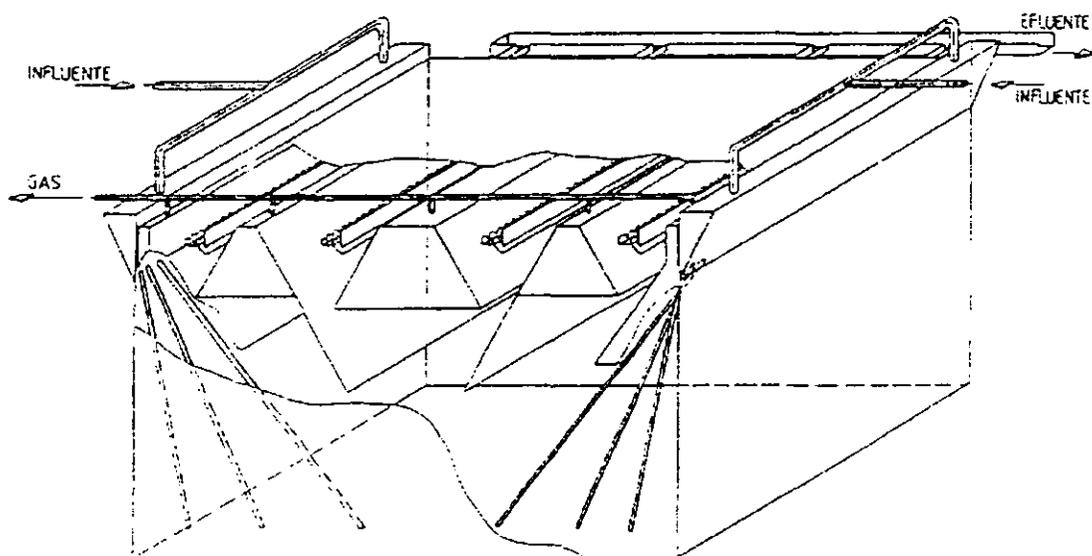


Figura 3.9 Esquema del sistema de alimentación y del separador gas-sólido-líquido del reactor UASB de 64m^3 que trata aguas residuales domésticas. Planta piloto EMCALI en Cali, Colombia (Lettinga G., Hulshoff L.W., 1992)

Descarga de lodos

Se debe incorporar al diseño un dispositivo para la evacuación del lodo en exceso del reactor. Generalmente el punto de descarga se sitúa a un tercio o a la mitad de la altura de la zona de lodos del reactor, aunque también debe instalarse una purga cerca del fondo. La descarga rutinaria del exceso de lodo se realiza por el tubo de purga superior de la cama de lodos, zona donde se encuentra el lodo floculento. La frecuencia de la descarga puede ser diaria o inclusive semanal, dependiendo del volumen que será evacuado, el cual no deberá exceder por extracción el 5% del volumen del reactor. Los lodos purgados a nivel alto tienen concentraciones de 10 a 30 gSSV/l y en la parte baja entre 40 y 70 gSSV/l.

Recirculación del efluente

La recirculación del efluente en un reactor UASB se recomienda cuando se tienen aguas residuales con altas concentraciones y el objetivo es la dilución a valores de DQO por debajo de 15 g/l. Con una recirculación se disminuye además la toxicidad eventual del desecho, se mejora el contacto del lodo con el agua residual y se favorece la granulación y adaptación del lodo durante el arranque.

Otra importante ventaja de recircular el efluente es aprovechar en la corriente de entrada la alcalinidad producida por el mismo reactor, lo que contribuye a una mayor estabilidad del proceso, resistencia a choques de pH y de carga orgánica, además de reducir los posibles consumos de reactivos alcalinos. Como recomendación general, se puede plantear la incorporación de una línea de recirculación de aproximadamente $0.25 Q$, la cual será activada durante el arranque (cargas batch) o cuando se presenten algunos problemas de acidificación en el reactor, caso poco probable con un agua residual municipal debido a su baja DQO.

Calidad de agua tratada esperada en un reactor UASB y subproductos de tratamiento

Si bien en aguas residuales industriales altamente concentradas en materia orgánica biodegradable se pueden alcanzar eficiencias de remoción en DQO del orden del 90%, en aguas residuales municipales este valor es menor. El tratamiento anaerobio tiene un límite inferior en cuanto a la concentración de DQO a partir del cual ya no puede degradarlo. Este límite se sitúa para un agua residual doméstica o municipal entre 120 y 160 mg/l de DQO en función de la temperatura del agua (18 a 26°C). Es así que para el intervalo

normalmente encontrado de DQO de entrada de este tipo de aguas (300 a 600 mg/l) la calidad del agua tratada no se verá sensiblemente modificada (alrededor de un 10%).

La calidad típica de salida de un reactor UASB alimentado con agua residual de tipo doméstico es:

pH	6.9 a 7.2
DQO	120 a 160 mg/l
DBO ₅	40 a 80 mg/l
SST	40 a 60 mg/l
NTK	25 a 40 mg/l

El efluente presenta ausencia de oxígeno disuelto, tiene uno a dos órdenes de magnitud (ciclos logarítmicos) menos en bacterias coliformes. Muy poca información existe sobre la remoción de huevos de helmintos, pero se ha reportado menos de 1 huevecillo por litro.

El biogás producido tiene una composición típica de 70% metano, 22% nitrógeno y 8% bióxido de carbono. Su producción es de alrededor de 0.18 a 0.2 m³ biogás/kg DQO removido (aproximadamente 50 l/m³ tratado), que está muy por debajo de la comúnmente encontrada para aguas residuales industriales con alta DQO. Lo anterior se debe a que la fracción del metano que sale disuelto en el efluente es significativa para el volumen de metano producido con el agua residual doméstica, ya que en tal situación, alrededor del 50% del metano producido sale disuelto en el efluente.

En cuanto a la producción de lodos se tiene un factor de 0.18 kg SST/kg DQO alimentado, lo que representa alrededor de 4 l de lodo/m³ tratado. Este lodo tiene una concentración del orden del 4%, un índice volumétrico de 30 ml/g, lo que aunado a su avanzada estabilización (60 a 65% de volátiles) y a su fácil drenado, lo convierte en un desecho de simple manejo y disposición.

Inoculación y Arranque

El proyecto exitoso de todo proceso biológico no basta con un diseño adecuado, debe entenderse que son microorganismos vivos los que realmente llevan a cabo la depuración del agua. Si bien el diseño de un reactor UASB es sencillo, siempre y cuando se respeten los aspectos hidráulicos y cinéticos, su inoculación y arranque puede requerir de un alto grado de experiencia y conocimiento. Lo anterior es particularmente

cierto cuando no se cuenta con inóculos adecuados o adaptados, caso muy común en México y prácticamente siempre en aguas residuales municipales.

Estas consideraciones son importantes para que el proyectista no subestime el "factor biológico" en el diseño y que se asegure de un mínimo apoyo de laboratorio para la selección del inóculo, la estrategia de arranque y el monitoreo de la etapa.

El período que se conoce como arranque en un reactor UASB es el tiempo en el cual se tiene como principal objetivo la formación de una cama de lodos anaerobios activos y estables, que digieran, al máximo posible, la materia orgánica presente en el influente y que tenga capacidad de sedimentarse fácilmente, todo esto en el menor tiempo posible.

En general, es necesario que el volumen de lodo de inóculo sea lo más grande posible, y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del agua residual. Las fuentes de inóculo pueden seleccionarse mediante pruebas de actividad sobre el lodo y es preferible hacer una mezcla de diferentes fuentes con biomasa activa que emplear una sola.

En el caso específico del reactor UASB cuando no se cuenta con una fuente de inóculo granular o proveniente de algún otro tipo de reactor anaerobio, es necesario emplear un inóculo sustituto. Entre estos se tiene lodo anaerobio digerido, lodo activado de purga adaptado, estiércol de vaca digerido anaerobiamente, sedimento de lagunas, lodo de fosa séptica. Se debe tener cuidado con el uso de estiércol (debido a que contiene fibras que flotan y éstas causan problemas de natas), con los sedimentos y los lodos de fosas sépticas (que tienen generalmente alto contenido de arcilla) y los lodos activados de purga frescos (por flotación y baja actividad). Palacios (1993) señala que es factible la obtención de inóculo anaerobio para reactores UASB a partir de lodos activados de purga bajo condiciones reales, pero señala que es recomendable un período de almacenamiento (maduración) que puede llevarse a cabo en el propio reactor inoculado. El cuadro 3.6 presenta diferentes fuentes de inóculo, así como su actividad metanogénica y concentraciones típicas de SSV.

Un volumen de lodo entre 10 y 30% del volumen del reactor, puede considerarse como aceptable para inocular reactores anaerobios. En general mientras más inóculo se utilice, mayor será la carga de arranque. En los reactores UASB, para lodo no granular, se debe asegurar una concentración mínima de 10 a 20 gSSV/l en la zona de lodos.

Cuadro 3.6 Actividad metanógena específica y concentración de diversos tipos de inóculos

Fuente (Tipo)	Actividad metanógena específica (g CH ₄ /g SSV d)	Concentración típica de SSV en el lodo (g/l)
Lodo granular	0.5 a 1.5	70 a 120
Biopelícula en F.A.	0.4 a 1.2	ND
Lodos domésticos digeridos	0.02 a 0.2	15 a 40
Estiércol digerido	0.02 a 0.08	20 a 80
Lodo fosa séptica	0.01 a 0.07	10 a 50
Laguna anaerobia	0.03	30
Estiércol de puerco fresco	0.001 a 0.02	30 a 140
Sedimento laguna	0.002 a 0.002	20 a 50

ND = No determinado debido a la dificultad de muestrear la biomasa de este tipo de reactores.

Fuente: Novola (1994)

En el caso particular del reactor UASB, es importante contar con lodo granular que permita arranques rápidos, lo que es posible sobre todo cuando el lodo está adaptado a un agua similar. Esto es aún más importante debido a que el cambio de agua residual puede provocar la desintegración o flotación del grano. En tales casos pueden preverse problemas en la retención de la biomasa inoculada, con limitaciones en el incremento de la carga hidráulica más que de la orgánica durante el arranque y la posible necesidad de realizar reinoculaciones.

Los reactores UASB que tratan aguas residuales municipales pueden ser puestos en operación con inoculación o sin ella, ya que el agua residual de este tipo contiene ya las poblaciones microbianas necesarias para la digestión anaerobia, sólo se requiere daries las condiciones necesarias para su retención y crecimiento.

El cultivo de un lodo granular puede tomar de 2 a 6 meses en el rango mesófilo, y de 10 a 12 meses a temperatura ambiente. Para lograr esto, el lodo debe alimentarse con la misma agua residual a tratar, pero diluida o por lotes, es decir a bajas cargas, las que aumentarán conforme el lodo muestre señales de actividad. El mantenimiento de velocidades ascendentes en la cama de lodos cercanas a las de diseño, es sumamente importante para la granulación, hecho que se logra con una recirculación en lotes.

Para la mayoría de las plantas de tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales el arranque es un proceso inestable, de transición y que consume mucho tiempo, ya que como se indicó antes, debe

desarrollarse una gran cantidad de lodo formado fundamentalmente por bacterias activas y adaptadas a las características particulares del agua.

Materiales de construcción

Los materiales con los que se han construido los reactores UASB y sus dispositivos han influenciado definitivamente su funcionamiento. El problema principal detectado en los reactores UASB, que determina la selección de los materiales de construcción es la corrosión. El mayor problema se presenta en la parte superior del reactor donde el ácido sulfhídrico (H_2S) se oxida con el aire y forma ácido sulfúrico (H_2SO_4). Esto da lugar a muy bajas condiciones de pH en el sitio, lo cual hace que materiales como el acero y el concreto se vean afectados. Además, en la parte baja del reactor, la corrosión por CO_2 , se dará en la fase líquida y atacará al óxido de calcio (CaO) del concreto (Lettinga G., Hulshoff L.W., 1992).

Por estas razones se recomienda de manera general, utilizar los siguientes materiales de construcción:

- Canaletas del efluente: acero inoxidable, plástico o fibra de vidrio
- Cuerpo del reactor: concreto resistente a la acidez con eventual recubrimiento de polipropileno, así como fibra de vidrio o plástico
- Separador Gas-Sólido-Líquido: fibra de vidrio, plástico o acero recubierto con material plástico. No usar aleaciones de aluminio resistentes al agua de mar.
- Tubería: PVC o materiales inertes

El concreto es un material particularmente adecuado para las estructuras sanitarias, ya que en condiciones de servicio no se alabea ni sufre cambios dimensionales significativos y, si se le ha diseñado y colocado de manera adecuada, es casi impermeable y resistente a la corrosión (IMCYC, 1992), además, su costo lo convierte en una buena alternativa para la construcción del cuerpo del reactor.

Para que se eviten fugas y problemas por corrosión, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos en el diseño y construcción del cuerpo del reactor UASB (IMCYC, 1992):

- Se debe tomar en cuenta las cargas vivas en el diseño estructural del reactor:

Aguas negras sin tratar :

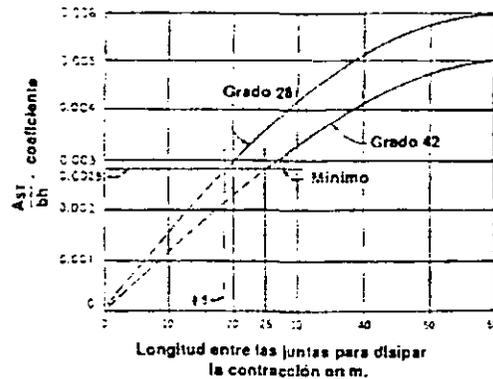
1010 kg/m³

Lodo digerido, aerobio:	1040 kg/m ³
Lodo digerido, anaerobio:	1120 kg/m ³
Lodo engrosado o deshidratado, dependiendo del contenido de humedad:	960 a 1360 kg/m ³

Al evaluar las cargas vivas el ingeniero que diseñe los tanques debe tener en cuenta las presiones internas que ocurren en condiciones normales de operación y verificar la capacidad de servicio y deflexiones. Debe asegurarse que los colectores de biogás no se tapen o cierren por la corrosión.

- En el diseño de la cimentación deben tomarse en cuenta no sólo las variaciones de compresibilidad de los materiales del suelo y los diferentes espesores de los estratos del suelo, sino también las variaciones en la carga producidas por el llenado y vaciado alternados del tanque, usualmente en períodos de arranque.
- El reactor UASB, como la mayoría de las estructuras con fines similares, no toleran los asentamientos diferenciales que causan grietas y fugas. En general, las estructuras se deben diseñar para minimizar los asentamientos diferenciales o diseñarse para asimilar los asentamientos como vigas sobre apoyos elásticos. Las estructuras adyacentes con cargas y funciones diferentes, que bien pueden ser otros módulos del reactor, deberán estar separadas físicamente por medio de juntas de expansión y/o construcciones de doble pared.
- Los tanques de gran tamaño se expanden y contraen de manera considerable a medida que se llenan o vacían; la conexión entre la cimentación y el muro debe permitir este tipo de movimientos, o bien ser lo bastante fuerte como para resistirlos sin agrietarse. Cuando el muro tenga libertad de movimiento y no este interconectado a otras estructuras o tanques, los detalles de las juntas deben estar cuidadosamente planeados y ejecutados.
- Los muros de concreto reforzado con altura mínima de 3.0 m deben tener un espesor mínimo de 30 cm.
- La cantidad del refuerzo por contracción y temperatura que se deba suministrar está en función de la distancia entre las juntas de movimiento, que disiparán la contracción y los esfuerzos causados por la temperatura en la dirección del refuerzo. El refuerzo por contracción y temperatura no debe ser mayor al porcentaje dado en la figura 3.10, excepto cuando se use concreto de contracción compensada. El refuerzo por temperatura y contracción debe estar espaciado a distancias no mayores de 30 cm, centro a

centro, dividido en partes iguales entre las dos superficies de la sección de concreto. El acero de refuerzo de la parte inferior de las losas de base que está en contacto con el suelo, puede reducirse hasta un 50% del valor dado en la figura.

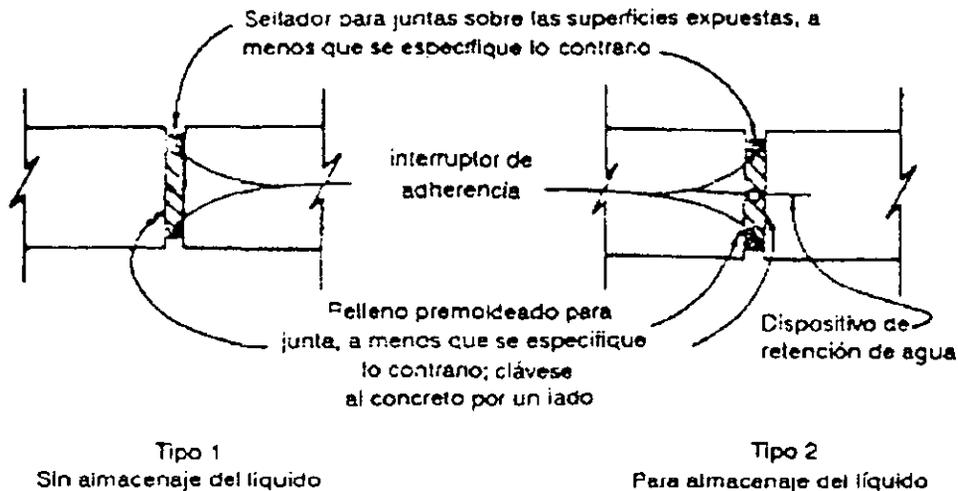


Relación de acero de refuerzo para contracción y temperatura para concreto hecho de acuerdo con ASTM C 150 y C 595 cementos. El refuerzo mínimo por temperatura y por contracción debe ser de varillas del # 4; la separación máxima debe ser de 30 cm, centro a centro en cada cara.

Figura 3.10 Relación de acero de refuerzo por contracción y temperatura (IMCYC, 1992)

- Se suelen aplicar dos métodos de diseño: diseño por resistencia, usando cargas factorizadas u , resistencias especificadas de acero y concreto f_y y f_c y factores de reducción de capacidad ϕ ; diseño por esfuerzos de trabajo, usando cargas de servicio y esfuerzos de trabajo (permisibles). Ambos métodos requieren de limitaciones especiales para su aplicación en estructuras de concreto para el mejoramiento del ambiente, con el objeto de asegurar la resistencia contra fugas y una larga vida bajo condiciones de exposición del servicio sanitario del medio ambiente. Ambos métodos se describen detalladamente en el Reglamento ACI 318.
- Con el fin de compensar los cambios volumétricos de manera que se minimice el daño al concreto, se deberán incluir en el diseño juntas de movimiento y acero de refuerzo. Los planos de diseño deberán mostrar todas las juntas. Las juntas de expansión son juntas de movimiento que se usan para permitir que el concreto se dilate y se contraiga durante el curado y durante el servicio. Lo anterior tiene el objetivo de facilitar que se presenten en el concreto los cambios dimensionales debidos a la carga, para separar o aislar áreas o elementos que podrían ser afectados por cualquiera de esos cambios dimensionales y para permitir movimientos relativos o desplazamientos debidos a la dilatación, contracción, movimientos diferenciales de la cimentación o cargas aplicadas. Obviamente, las juntas de expansión también pueden funcionar como juntas de contracción o juntas de construcción. En el caso de que el elemento deba ser hermético (caso del reactor UASB), es preciso incluir algún dispositivo

adecuado para la retención de agua, hecho de caucho, neopreno o plástico, para que actúe como una barrera primaria contra fugas. Los dispositivos para retención de agua, los rellenos premoldeados y los selladores para juntas deben elegirse de tal modo que permitan los movimientos. En cualquier caso, el Ingeniero debe verificar que el dispositivo de retención de agua sea químicamente compatible con el líquido que debe contener. La figura 3.11 muestra las juntas de expansión.



Nota: El sellador para juntas y el interruptor de adherencia deben aplicarse según lo estipulen las instrucciones del fabricante.

Figura 3.11 Juntas de expansión (no están a escala) (IMCYC, 1992)

- Algunos diseñadores utilizan las juntas de contracción (figura 3.12) como si fueran juntas de movimiento, para disipar los esfuerzos de contracción. Por lo general se emplean dos tipos de juntas de contracción, conocidas como totales o parciales. En las juntas de contracción totales, todo el acero de refuerzo termina a 5 cm de la junta. Los extremos contiguos del concreto se cubren con un interruptor de adherencia. Para obtener impermeabilidad se deben utilizar dispositivos de retención de agua, que pueden ser de metal, plástico o caucho. Generalmente se aplica un sellador a lo largo del perímetro expuesto de la junta, con objeto de impedir que penetre agua o materias extrañas.
- Para controlar el agrietamiento, es preferible usar un gran número de varillas de diámetro pequeño de refuerzo principal, en lugar de un área igual de refuerzo con varillas gruesas. La separación máxima entre varillas no deberá exceder de 30 cm.

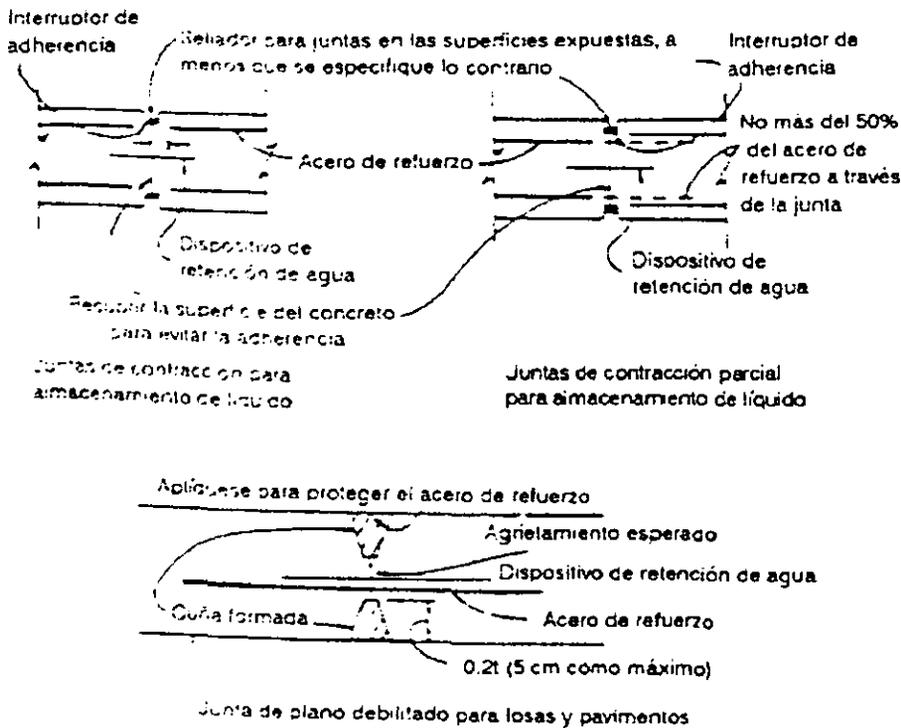


Figura 3.12 Juntas de contracción (no están a escala) (IMCYC, 1992)

- El deterioro del concreto causada por ácidos es principalmente el resultado de una reacción entre estas sustancias y el hidróxido de calcio del cemento hidratado. En la práctica, el ataque por ácidos se presenta con valores de pH inferiores a 6.5. Los ácidos orgánicos producto de la digestión anaerobia, si bien no degradan rápidamente al concreto, su ataque constante acaba por disolver el cemento, llegando a descubrir el acero de refuerzo y provocar la corrosión del mismo. La resistencia del concreto ante estos ataques se incrementa si se le permite fraguar antes de exponerlo, pues se forma una película de carbonato de calcio que bloquea los poros y reduce la permeabilidad de la superficie. Un concreto denso con una relación agua-cemento baja, puede proporcionar una protección aceptable contra un ataque moderado de ácidos, pero para resistir el ataque provocado por un agua con alta concentración de ácidos será necesario utilizar un recubrimiento plástico o elastomérico (Leyva, 1998). Noyola (1994) recomienda el uso de un recubrimiento de polipropileno en la zona de interfase líquido-atmósfera.

- Es recomendable el uso de un aditivo inductor de aire, si se trabaja con un concreto elaborado con cemento portland tipo II ASTM, Moderado CSA, ya que su uso mejora la trabajabilidad del concreto con revenimiento constante, disminuye el sangrado y se obtiene una mejor estructura de la pasta, además de

reducir la contracción. Como resultado, contribuye a lograr una estructura densa impermeable. Así mismo se puede utilizar un cemento portland tipo IIA ASTM, con inclusores de aire.

- El ferrocemento es un material que ha sido empleado en algunos reactores pequeños, pero sobre todo se ha utilizado para hacer tanques de almacenamiento de biogás.
- Las partes metálicas como tuberías, válvulas, escaleras marinas, rejillas, equipo mecánico, etc., deben protegerse con primario y pintura anticorrosiva. Otra alternativa es limpiar el hierro y el acero con chorro de arena y aplicar tres manos de recubrimiento epóxico con alquitrán de hulla. (Leyva, 1998) El uso de acero inoxidable esta limitado por su costo.
- Es necesario como en toda obra civil, el tener un estricto control de calidad tanto de los materiales como del proceso constructivo.

Otro aspecto que debe considerarse al diseñar un reactor UASB son los posibles olores desagradables causados por el ácido sulfhídrico proveniente de la digestión anaerobia. Para evitar la propagación de este compuesto se recomienda cubrir el reactor con placas livianas de materiales anticorrosivos (por ejemplo, fibra de vidrio) que incluyan sellos de agua.

Es recomendable que las estructuras recolectoras de biogás sean, dentro de lo posible, estructuras continuas, evitando así la utilización de elementos ensamblables que favorecerían fugas de gas.

Las figuras 3.13 a 3.17 son fotografías que muestran la construcción de un reactor UASB que trata aguas residuales industriales.

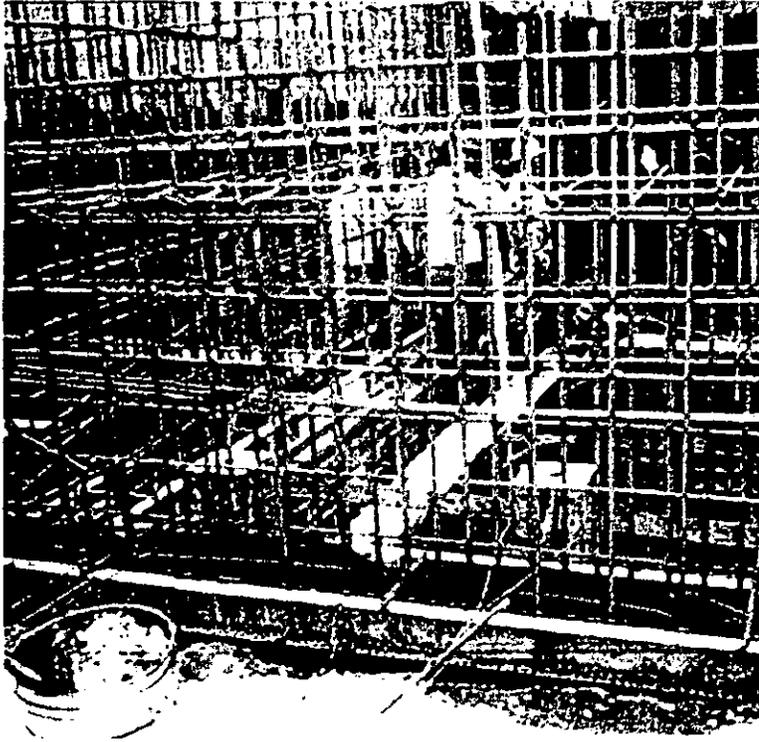


Figura 3.13 Habilitado del acero de refuerzo. Colocación de juntas de expansión y refuerzo estructural
Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP. (Leyva, 1998)

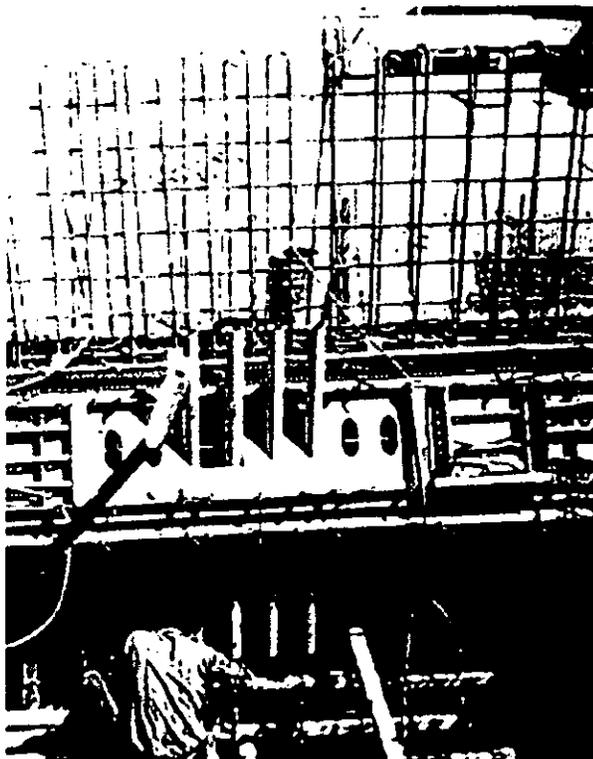


Figura 3.14 Colocación de cimbra metálica y de elementos ahogados en el concreto
Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP. (Leyva, 1998)

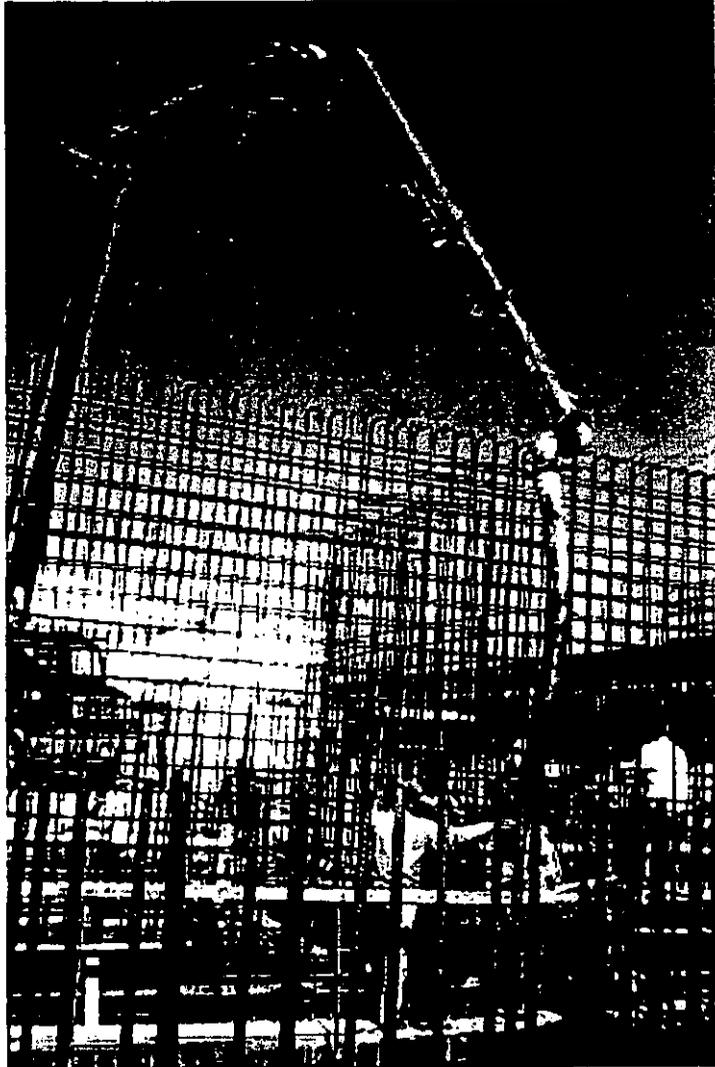


Figura 3.15 Colocación de concreto premezclado
Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP. (Leyva, 1998)



Figura 3.16 Compactación del concreto mediante vibración
Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP. (Leyva, 1998)



Figura 3.17 Colocación de campanas colectoras de biogás
Reactor UASB, PTAR Ricolino, SLP. (Leyva, 1998)

REFERENCIAS DEL CAPÍTULO III

Hall E. R. (1992). Anaerobic treatment of wastewaters in suspended growth and fixed film processes en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 41-118.

IMCYC-Instituto Mexicano del Cemento y el Concreto (1992), Estructuras sanitarias de concreto para el mejoramiento del ambiente, Primera Edición México 1992, Traducido de Environmental Engineering Concrete Structures, ACI 1989.

Leyva C.V.A. (1998). Aspectos de la Ingeniería Civil en las Plantas de Tratamiento de Agua Residual. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería. UNAM, México, D.F.

Lettinga G., Hulshoff L.W. (1992). UASB Process Design for Various Types of Wastewaters en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 119-146.

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill International Editions, Tercera Edición, Singapur

Noyola R. A. (1993). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Curso Internacional México-Centroamérica, 16 al 24 de agosto, Instituto de Ingeniería UNAM-ICAITI, México

Noyola R.A. (1994). Diseño, Inoculación y Arranque de Reactores UASB. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 133-143.

Noyola R. A. (1997). Reactores Anaerobios Avanzados. Apuntes del Curso "Tratamiento de Aguas Residuales Municipales para cumplir con la NOM-001-ECOL-1996", Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México

Palacios R. M. (1993). Producción de lodo inóculo anaerobio para reactores UASB a escala piloto. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM. México, D.F.

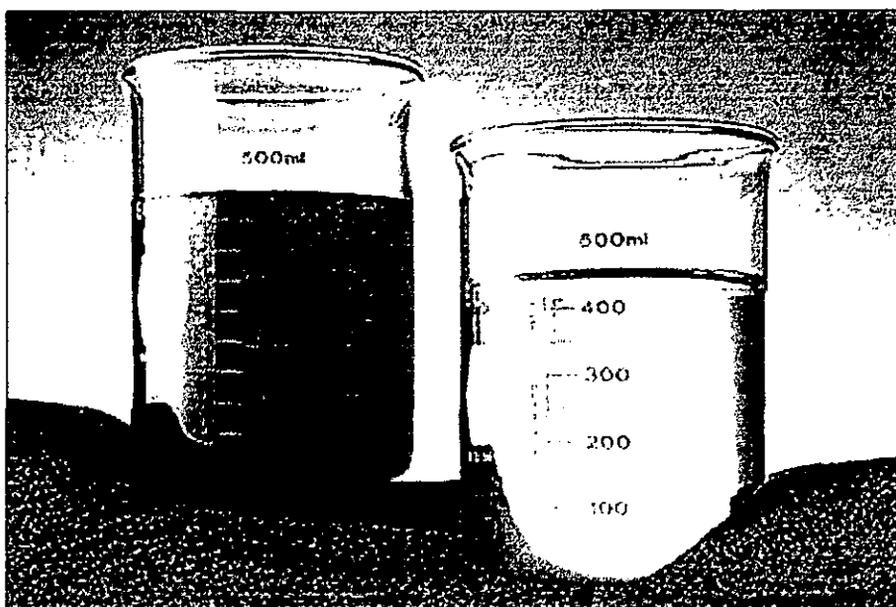
Viñas M.(1994). Criterios de Diseño y Escalado de Reactores Anaerobios. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 111-123.

Saval S., Noyola A. (1992). Aportaciones de la Biotecnología al Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, en "Biotecnología" Revista de la Sociedad Mexicana de Biotecnología y Bioingeniería, A.C. Vol. 2, Nos. 5 y 6, pp. 155-172

Souza M.E.I., Vieira S.M.M. (1986) Uso do Reator UASB para tratamento de esgoto sanitario en "Encontro Estadual de Especialistas em Digestao Anaeróbia", septiembre 1985. CETESB. Sao Paulo, Brasil

Young J. C., McCarty P.L. (1968) The anaerobic filter for waste treatment. Reporte técnico No. 87, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Stanford, Stanford California.

Young H.W., Young J.C. (1988). Hydraulic characteristics of upflow anaerobic filters. American Society of Civil Engineers, Journal of Environmental Engineering, Vol. 114, No.3 Jun 1988, pp. 621-638.



CAPÍTULO IV

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO
RESPECTO AL TRATAMIENTO AEROBIO

IV. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO CON RESPECTO AL TRATAMIENTO AEROBIO

El reactor UASB, así como otros reactores anaerobios, ya tienen una historia importante en su aplicación en la depuración de varios efluentes industriales, lo que hace que sean mayormente aceptados en esta área de tratamiento que en el caso de efluentes municipales. Sin embargo, existen características de los procesos anaerobios de tratamiento que los convierten en una alternativa competitiva en el sector de las aguas residuales municipales, sobre todo en países en vías de desarrollo. En los cuadros 4.1 y 4.2 se enlistan las principales ventajas y desventajas del tratamiento anaerobio:

Cuadro 4.1 Ventajas del (Pre) tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales Municipales
sobre los Métodos Aerobios Convencionales

1. Construcción simple y de bajo costo con muy limitados requerimientos de equipo electromecánico.
2. Proceso simple y económico en operación y mantenimiento.
3. Se puede aplicar a pequeña y gran escala, lo que habilita una aplicación descentralizada.
4. La producción de lodos en exceso es baja.
5. El lodo generado tiene muy buenas características de compactación y está ya parcialmente estabilizado, lo que facilita su manejo.
6. El biogás producido puede en ciertos casos ser un subproducto energético valioso.
7. El proceso en sí, no requiere de suministro de energía eléctrica.

Cuadro 4.2 Limitaciones y Desventajas del Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales Municipales

1. El proceso no es efectivo para un tratamiento secundario completo, ya que remueve preferentemente compuestos orgánicos y sólidos suspendidos. Se requiere de un postratamiento para remover en mayor grado la materia orgánica.
2. Poca experiencia en la aplicación del reactor a muy gran escala.
3. Arranque lento si no se cuenta con el inóculo adecuado.
4. El proceso es sensible a la temperatura del agua residual (inferior a 16°C)
5. Pueden presentarse problemas por malos olores.
6. El proceso es sensible a cambios bruscos de pH fuera del intervalo de 6.5 a 7.5.
7. El proceso es sensible a la presencia de grandes cantidades de compuestos químicos (generalmente no hay problema en aguas residuales municipales).

Fuente: Adaptado de Lettinga (1992)

Una de las ventajas del tratamiento anaerobio es la baja producción de lodos de desecho, los cuales se encuentran parcialmente digeridos, lo que abarata el costo de disposición. Además, el lodo de purga de los procesos anaerobios, tiene una buena calidad en cuanto a la concentración de nutrientes (N y P) por lo que puede ser usado como mejorador de suelo.

Los procesos aerobios requieren de la utilización de equipo electromecánico, lo cual hace que la construcción y operación sean más complejas, si se compara con un reactor anaerobio tipo UASB. Además, por la utilización de los equipos electromecánicos, hay mayor producción de ruido que en los sistemas anaerobios.

La mayor ventaja que pudiera tener la utilización de un proceso anaerobio sobre un proceso aerobio es el costo, tanto de inversión inicial, como de operación. El cuadro 4.3 presenta la comparación de costo, al utilizar un reactor UASB o utilizar un proceso de lodos activados en la modalidad de aireación extendida para tratar aguas residuales municipales.

Cuadro 4.3 Cuadro comparativo de las tecnologías de tratamiento

RUBRO	Reactor UASB	Lodos Activados. Aireación extendida
Reactor UASB	440 m ³ , 8.6x8.6x5.8 m	No
Fosa de aireación	No	750 m ³ , 19.5x8.7x5 m
Clarificador secundario	No	740 m ³ , diámetro 16.7 m, altura 3.35 m
DBO entrada	220 mg/l	220 mg/l
DBO salida	80 mg/l	40 mg/l
Producción de lodos	32.2 kg SST/d	62.5 kg SST/d
Lodos digeridos	Si	Si
Producción de biogás	38.6 m ³ CH ₄ /d	No
Nitrificación lograda	No	99%
Requerimiento de oxígeno	No	39-17 kg O ₂ /h
Requerimiento de cloro	22.5 kg Cl/d	10.5 kg Cl/d
Difusores de burbuja fina	No	200 piezas
Bomba de aguas crudas	4.5 bhp	4.5 bhp
Bomba de recirculación de agua	No	4.5 bhp
Soplador de aire	No	40 bhp
Tornamesa del clarificador	No	0.5 bhp
Área requerida	200 m ²	480 m ²
Costo de inversión total aproximada	3,150,000 pesos	4,600,000 pesos
Costo de energía (0.35 pesos kW/h)	939 pesos/mes	9305 pesos/mes
Costo de personal	5,772 pesos/mes	8,659 pesos/mes
Costo de mantenimiento (1% del costo de inversión base anual)	2,625 pesos/mes	3,833 pesos/mes
Cloro gas (1.2 pesos/kg Cl)	843 pesos/mes	393 pesos/mes
Costo de operación y mantenimiento total	10,179 pesos/mes	22,190 pesos/mes
Costo del m ³ de agua tratada	0.23 pesos	0.49 pesos

Nota. pesos mexicanos de mayo de 1992

Fuente: Adaptado de Morgan *et. al* (1999)

El costo de inversión de un reactor anaerobio tipo UASB de tecnología nacional, sin equipo electromecánico se puede estimar con la ecuación 4.1 (Noyola y Monroy, 1994):

$$I = 2040 V^{0.6695} \quad \text{con } I \text{ en USD y } V \text{ en m}^3$$

ec. 4.1

El hecho de que el área necesaria para una planta con tecnología anaerobia sea menor que la necesaria para una aerobia, tiene implicaciones de costo muy importantes.

Otra de las ventajas es la eventual posibilidad de utilizar el biogás como combustible, en función del volumen diario producido y de las necesidades energéticas del sitio.

El arranque lento de los reactores anaerobios frecuentemente es considerado como una de las principales desventajas del tratamiento anaerobio (Lettinga, 1994). En efecto, la tecnología no tendrá suficiente credibilidad si el periodo de arranque se prolonga demasiado, lo que sucede cuando no se dispone de un inóculo adecuado tanto en calidad como en cantidad. Para el proceso UASB, los requerimientos son estrictos, ya que el inóculo debe tener forma granular, o en su defecto, tener una alta capacidad de sedimentación, esto en cuanto a calidad. En lo que a cantidad se refiere, el inóculo debe llenar entre un 10 a 30% del volumen del reactor que se va a poner en operación. Para evitar el tener que importar el lodo de inóculo, aumentando así los costos de inversión del reactor, es importante contar con una o varias fuentes de suministro de lodo de inóculo en México.

Otro de los inconvenientes es que se requiere un postratamiento del efluente dependiendo de las restricciones que se tengan de las condiciones de descarga. La integración de trenes de tratamiento con un proceso anaerobio seguido de uno aerobio como pulimento, en particular cuando se deben cumplir condiciones de descarga estrictas. Por ejemplo, un sistema acoplado UASB-filtro percolador, presenta características técnicas y económicas sobresalientes (Sámamo y Noyola, 1996). En el marco de la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996, las descargas tipo A y B (salvo estuarios) pueden ser logradas con tratamientos basados en procesos anaerobios, y las de tipo C con diversos arreglos que comprendan procesos anaerobios, aerobios e incluso fisicoquímicos, que remuevan nitrógeno y fósforo. En cualquier caso se requerirá la desinfección del agua tratada. (Noyola, 1998) El Anexo I presenta algunos de los parámetros de calidad definidos en la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996.

Toda planta de tratamiento mal diseñada o mal operada huele, ya sea de tipo aerobio o anaerobio. Los sistemas anaerobios pueden oler peor que los aerobios si no se colecta y quema el biogás generado, pues todos los sulfatos se transforman en sulfuros malolientes, parcialmente disueltos en el agua tratada y parcialmente liberados en forma de H_2S (gas sulfhídrico) en el biogás, pero por otro lado es más fácil controlar los olores en sistemas anaerobios pues las plantas son más compactas y los reactores son tapados.

El nivel de olor depende de todos modos del tipo de agua residual y en particular de su concentración en sulfatos y sulfuros.

Las experiencias en control de olores (Conil, 1996) en plantas que tratan de aguas residuales municipales coinciden en que es necesario tomar en cuenta las siguientes recomendaciones para controlar los malos olores:

- Evitar la acumulación de materia orgánica fresca (no descompuesta) en las estructuras de entrada (desarenador por ejemplo)
- Evitar el almacenamiento de basuras, arenas o sólidos de tamizaje por varios días en la planta
- Evitar turbulencias de las aguas residuales en las estructuras de entrada
- Evitar turbulencias del agua tratada a la salida de los reactores y en el sitio final de descarga, ya que se puede liberar el biogás disuelto en el agua
- Evitar la acidificación excesiva del reactor
- Asegurar una colección, conducción o combustión eficiente del biogás
- Cubrir los reactores, para evitar liberación de nitrógeno amoniacal (NH_4), gas sulfhídrico (H_2S) y componentes orgánicos volátiles en general.

Como se puede observar, las mayores desventajas que se pueden presentar en el tratamiento anaerobio pueden ser minimizadas o controladas si se realiza un buen diseño, construcción y operación de la planta.

Las razones por las cuales los procesos de tratamiento anaerobio aún no tienen la aceptación que deberían entre algunos de los profesionales de la Ingeniería Sanitaria en México, incluyen (Switzenbaum, 1994; Lettinga y Hulshoff, 1992):

- Falta de información adecuada sobre arranque, operación y desempeño de los sistemas de tratamiento anaerobio ya instalados.
- Falta de conocimiento de los principios básicos del proceso.
- Intereses comerciales en el campo del tratamiento de aguas, en ocasiones debidos a que las compañías o terceras personas han invertido en el conocimiento y derechos de propiedad de sistemas de tratamiento convencionales.

- La existencia de energía barata favoreció el desarrollo de los sistemas aerobios.
- Escaso manejo de la tecnología anaerobia por parte de muchos técnicos involucrados en la gestión ambiental.
- El hecho de que el tratamiento anaerobio se ha desarrollado a partir de la biotecnología y no como prolongación de las ingenierías.
- Prejuicio por la tecnología debido a la mala experiencia que se ha tenido con reactores anaerobios mal diseñados y operados, debido a falta de criterios de construcción y operación.

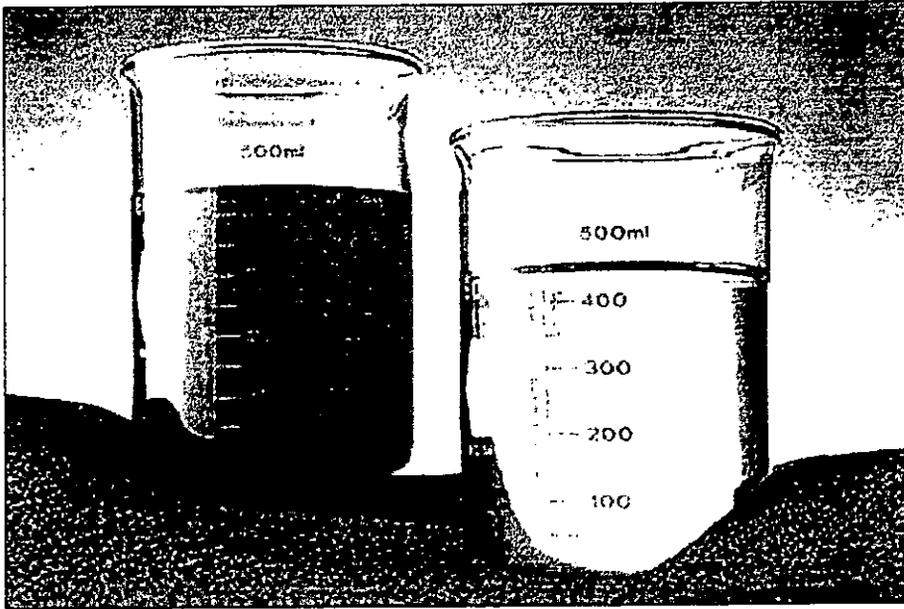
En las circunstancias descritas, se hace necesaria una divulgación de la tecnología anaerobia para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales y de las experiencias que con reactores de alta tasa, especialmente con el reactor UASB se ha tenido al respecto. Esto con el fin de que más profesionales del área de tratamiento de aguas residuales comprendan los procedimientos de selección, diseño y operación de los procesos anaerobios.

De este modo, cuando la institución, organismo o personas encargadas de la selección de la tecnología cuenten con este tipo de información, podrán tener una base firme para la consideración del reactor UASB y de otros reactores anaerobios, dentro de las opciones tecnológicas para el tratamiento de aguas residuales municipales.

REFERENCIAS DEL CAPÍTULO IV

- Conil Ph. (1996). El control de los olores en las plantas anaerobias de tratamiento de aguas residuales: estudios de casos. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 429-434
- Lettinga G. (1992). Treatment of Raw Sewage under Tropical Conditions en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 147-166.
- Lettinga G., Hulshoff L.W. (1992). UASB Process Design for Various Types of Wastewaters en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 119-146.
- Lettinga G. (1994) Anaerobic Treatment of Very Low Strength and Cold Industrial and Domestic Wastewaters. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 155-168
- Morgan S.J.M., López H.J., Noyola R.A. (1999) Tratamiento de Aguas Residuales, Matriz de decisión para la selección de tecnología, en revista VECTOR de la Ingeniería Civil No. 31, Federación de Colegios de Ingenieros Civiles de la República Mexicana A.C., Noviembre 1999, pp. 7-14,20
- Noyola A., Monroy O. (1994). Experiencias y perspectivas del tratamiento anaerobio en México. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 331-340
- Noyola R. A. (1998). Anaerobio vs Aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs primario avanzado, ¿el nuevo debate? en "Ingeniería Sanitaria y Ambiental", Núm. 39, Julio/Agosto 1998, Revista de la Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, pp. 62-65
- Sámano C. J., Noyola R. A. (1996). Análisis del Costo de Inversión y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales para Pequeñas Poblaciones en revista "Federalismo y Desarrollo", Año 9, Abril-Mayo-Junio, México.

Switzenbaum M. S. (1994) Obstacles in the implementation of Anaerobic treatment technology. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 253-262



CAPÍTULO V

EXPERIENCIAS EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO
EN MÉXICO Y OTROS PAÍSES

V. EXPERIENCIAS EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO EN MÉXICO Y OTROS PAÍSES

En los últimos años se ha venido experimentando un importante desarrollo de la digestión anaerobia en todo el mundo y en particular en América Latina como método de depuración de efluentes, sobre todo con el desarrollo de reactores de alta tasa. En particular, la crisis energética de mediados de los setenta favoreció el desarrollo de la digestión anaerobia ya que aceleró el proceso de búsqueda de fuentes alternativas de energía y una de ellas fue el biogás generado en anaerobiosis. Ni y Nyns (1993) reportan la existencia en América Latina de 9440 digestores rurales, la mayoría, 8300, corresponden a Brasil, un número importante pero muy pequeño si se compara con los cerca de 6 millones que se reparten entre China e India (Borzacconi y López, 1994)

La creciente toma de conciencia a nivel mundial relativa a la necesidad de disminuir la contaminación generada por los efluentes industriales y domésticos también contribuyó a acelerar la investigación y el desarrollo en materia de reactores anaerobios; se llegó entonces a demostrar la viabilidad técnica y económica de los reactores de alta tasa para tratamiento de efluentes.

Hasta la fecha, se han realizado estudios y se han operado plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, cuyo tren de tratamiento incluye un proceso anaerobio de depuración, específicamente uno o varios reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB). Algunas de estas plantas han sido de gran importancia por los resultados que su funcionamiento ha arrojado y por ser pioneras en el tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales por medio de reactores UASB.

Como ya se ha mencionado, el proceso UASB aplicado al tratamiento de aguas residuales municipales, no ha tenido la misma aceptación que posee en el campo del tratamiento de efluentes industriales. Aunque en ciertos países europeos como Holanda, este proceso se considera, desde hace varios años, como una tecnología plenamente probada. En países que son en gran medida dependientes de tecnologías, como es el caso de América Latina, queda un largo camino por recorrer para incorporar dicho tipo de tratamiento como parte de la estructura del sistema de depuración de sus aguas residuales. Sin embargo, en la misma América Latina ya se ha llevado a cabo la puesta en marcha de un buen número de reactores UASB y reactores anaerobios de alta tasa, en general. Así, a partir de 1982 se ha observado un crecimiento sostenido de la cantidad y volumen de reactores anaerobios en esta región. Se destaca en este crecimiento la preponderancia del reactor UASB sobre otros reactores de alta tasa, como el filtro anaerobio. Hasta

mediados del año de 1994, el 92.7 % de la cantidad total de reactores anaerobios (367) correspondía a reactores tipo UASB con un 97.9 % del volumen total (386,138 m³). (Borzacconi y López, 1994)

El estudio de relevamiento de reactores anaerobios, realizado por Borzacconi y López en 1994, indica que para ese año, del total de 396 reactores cuantificados en los países latinoamericanos involucrados y con las restricciones expuestas en el estudio, 222 reactores (56% del total y que tienen un volumen de 95,355 m³) tratan efluentes municipales o domésticos. De los países estudiados, sólo Brasil, Colombia, México y Guatemala reportaban contar con reactores anaerobios para el tratamiento de efluentes municipales o domésticos, siendo los tres primeros los de mayor relevancia por poseer la mayor cantidad y volumen de reactores. En las figuras 5.1 y 5.2 se presenta el número total de reactores anaerobios en estos tres países junto con los porcentajes correspondientes a los reactores que tratan efluentes industriales y municipales.

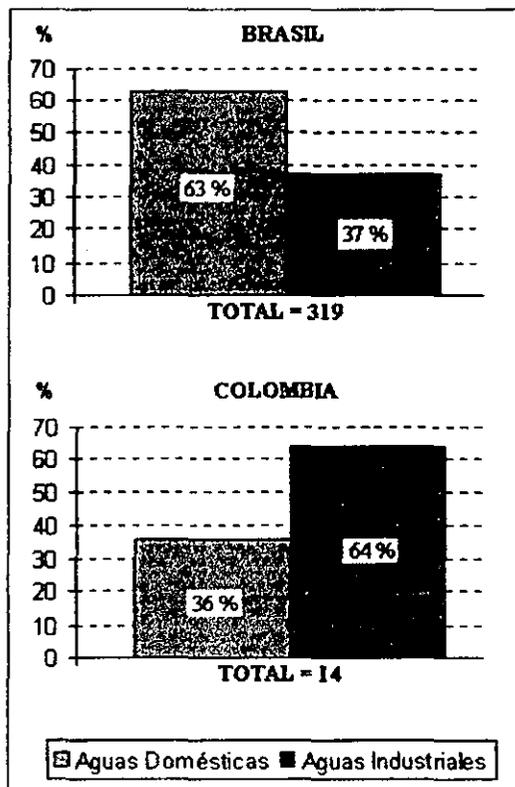


Figura 5.1 Número de reactores anaerobios por tipo de efluente tratado en Brasil y Colombia (Adaptado de Borzacconi y López, 1994)

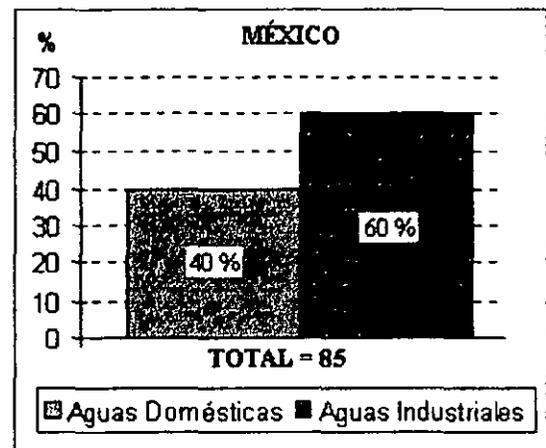


Figura 5.2 Número de reactores anaerobios por tipo de efluente tratado en México (Adaptado de Monroy *et al.*, 2000)

Experiencias en Brasil

En los datos del cuadro 5.1 se observa la preponderancia que el tratamiento anaerobio con Reactores UASB ha adquirido en Brasil. En general los reactores operan con un TRH de 4-8 h y volúmenes de 100 a 1000 m³. Los reactores han mostrado bajos costos de instalación, operación y mantenimiento y adecuadas eficiencias de tratamiento, utilizando un postratamiento (Vieira, 1994), lo que ha hecho viable su implantación como opción tecnológica de tratamiento.

Cuadro 5.1 Algunos reactores UASB para el tratamiento de efluentes municipales y domésticos en Brasil

Localización	Inicio de operación	Volumen (m ³)	Población atendida (hab)	TRH (h)	Remoción DBO (%)
Sao Paulo, SP. CETESB	1986	120	3,600	4	70
Volta Redonda, RJ	1986	100	1,300	12	---
Resenda, RJ	1988	250	1,500	14	45
Campina Grande, PB. Pedregal	1991	160	5,000	3	84
Sumaré, SP. Jd. Santa María	1992	67.5	1,400	7	80
Sao Paulo, SP. Ipiranga	1992	684	10,000	8	78
Cesário Lange, SP	1992	208	---	---	---
Boituva, SP	1992	191	---	---	---
Parcicaba, SP. Dois Corregos	1992	50	1,000	6.5	76
Porto Alegre, RS. Vila Esmeralda	1992	84.5 x 2 mód.	2,500	8	---
Cachoerinha, RS. Parque da Matriz	1992	130 x 2 mód.	10,120	3	---
Ribeirao Pires, SO.	1994	400 x 4 mód.	40,000	6	---
Paraná	186 reactores en operación con un volumen total de 75,000 m ³				

Fuente: Adaptado de Vieira (1994)

Experiencias en Colombia

La experiencia en Colombia es mucho menor que en Brasil, sin embargo, ha servido como punto de arranque para el diseño y construcción de reactores UASB en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales más grandes. De hecho, algunos de los parámetros de diseño de reactores anaerobios tipo UASB que tratan

efluentes municipales, se basan en la experiencia de Lettinga y colaboradores en la planta piloto de Cañavaralejo, Cali. Esta planta fue construida en 1983 de acuerdo al esquema de la Figura 5.3 y operada durante 5.5 años. La investigación fue realizada por la Agricultural University of Wageningen, Haskoning Consulting Engineers, Nijmegen, la Universidad del Valle y Empresas Municipales de Cali. (Lettinga, 1992)

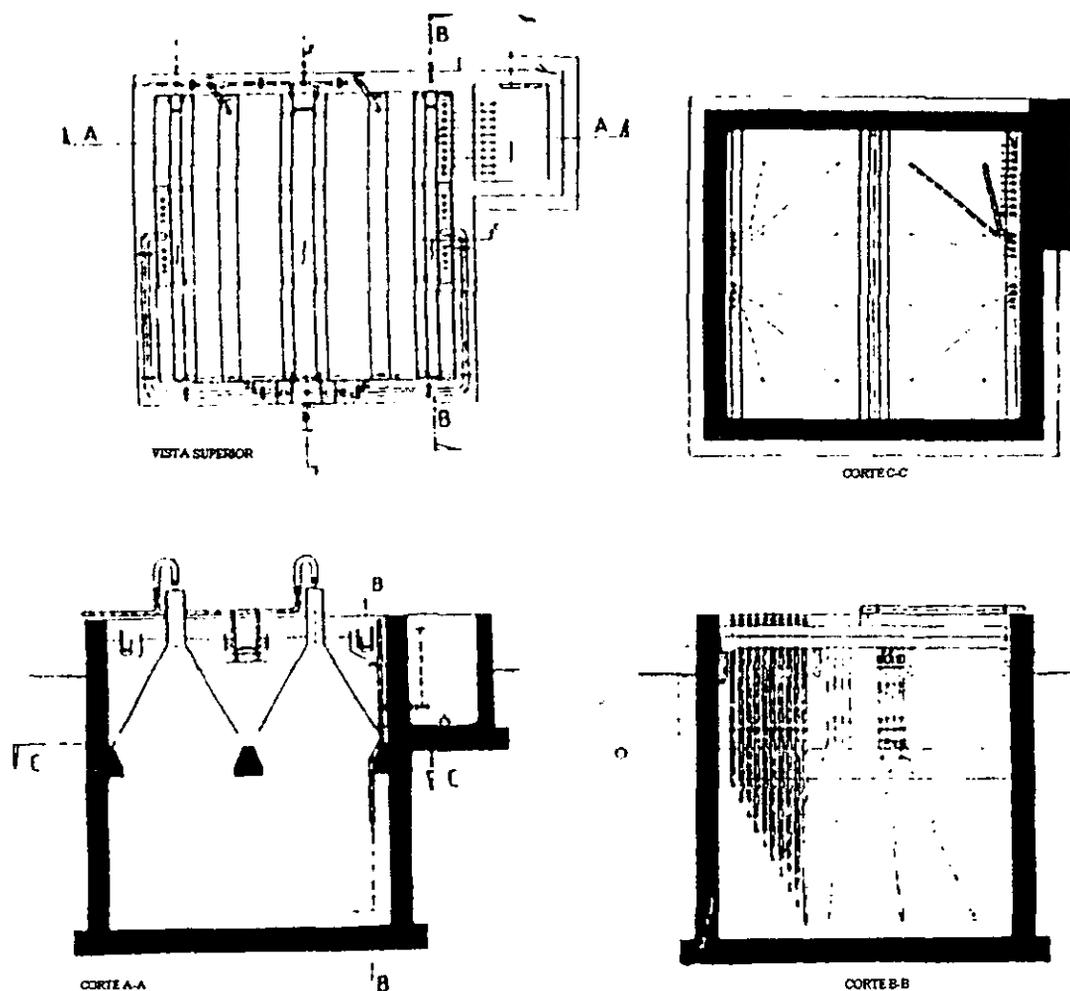


Figura 5.3 Esquema del Reactor UASB. Planta piloto de Cañavaralejo, Cali. (Lettinga, 1992)

Basada en las experiencias de esta planta piloto, se construyó la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Planta Vivero Municipal" a escala real, con dos reactores UASB de 500 m³ cada uno, tiene un TRH promedio de 6 horas, un gasto promedio de 45 l/s, velocidad superficial de 0.8 m/h para Q promedio y está localizada en una zona densamente poblada. En los primeros meses de operación en 1990 presentó problemas de malos olores, por lo que se suspendió la operación (Rojas, 1994). Luego que se corrigieron los problemas que ocasionaba las fugas de biogás, se inició nuevamente la operación de dicha planta en junio de 1994, desde esta fecha su operación ha sido continua. (Mora, 1996)

La planta piloto de "La Rosita" que tiene un reactor UASB de 30 m³, con postratamiento de lagunas facultativas, con un TRH de 5 hrs y una remoción de DBO del 80%, operó entre 1986 y 1987 y sirvió como apoyo para el escalamiento y construcción de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Río Frio" de Bucaramanga, Colombia (Rojas, 1994).

Dicha planta se diseñó con una capacidad inicial de 32,000 m³ de agua por día, distribuidos en dos reactores UASB. El esquema de operación de la PTAR-Río Frio se muestra en la figura 5.4. Se reporta una eficiencia de remoción de DBO de 73% a la salida del UASB y del 88% a la salida de la laguna facultativa (Rojas, 1994).

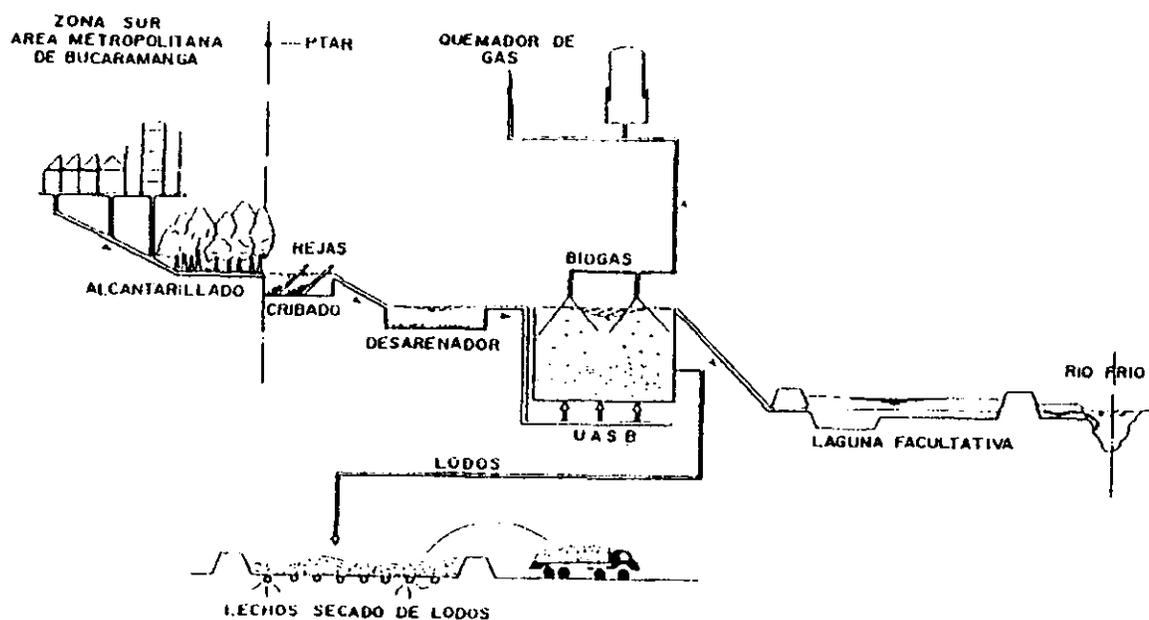


Figura 5.4 Esquema del proceso de tratamiento PTAR-Río Frio. (Rojas, 1994)

Las plantas descritas han tenido que resolver problemas tanto de diseño, arranque, operación y mantenimiento, por lo que han resultado una excelente guía para diseños posteriores.

Experiencias en Guatemala

La planta de tratamiento "San Antonio" ubicada en el municipio de Sololá, constituye la primera experiencia exitosa en Guatemala en la depuración de agua residual doméstica, utilizando tecnología anaerobia como tratamiento principal. Se trata de una planta que sirve a 7000 habitantes, y está basada en cuatro reactores UASB de 81 m³ de volumen útil cada uno, como tratamiento principal y tres filtros percoladores de 40 m³ de

volumen útil cada uno, como postratamiento. Esta construida a una altura de 2000 m.s.n.m. y la temperatura promedio del agua residual es de 18.5 grados centigrados. El agua tratada es utilizada para riego, mediante un sistema de micro-aspersión, el biogás se distribuye por tuberías a las casas vecinas para uso doméstico (cocina) con estufas de propano modificadas (primera fase 8 casas y con capacidad proyectada en el 2015 de abastecer 60 casas) y los lodos deshidratados en lechos de secado son utilizados como fertilizante orgánico en los cultivos aledaños a la planta, con un alto grado de aceptación de los agricultores, que redujeron o suprimieron la fertilización química (Conil, 1996a, 1996b). La figura 5.5 muestra un esquema de la PTAR-San Antonio.

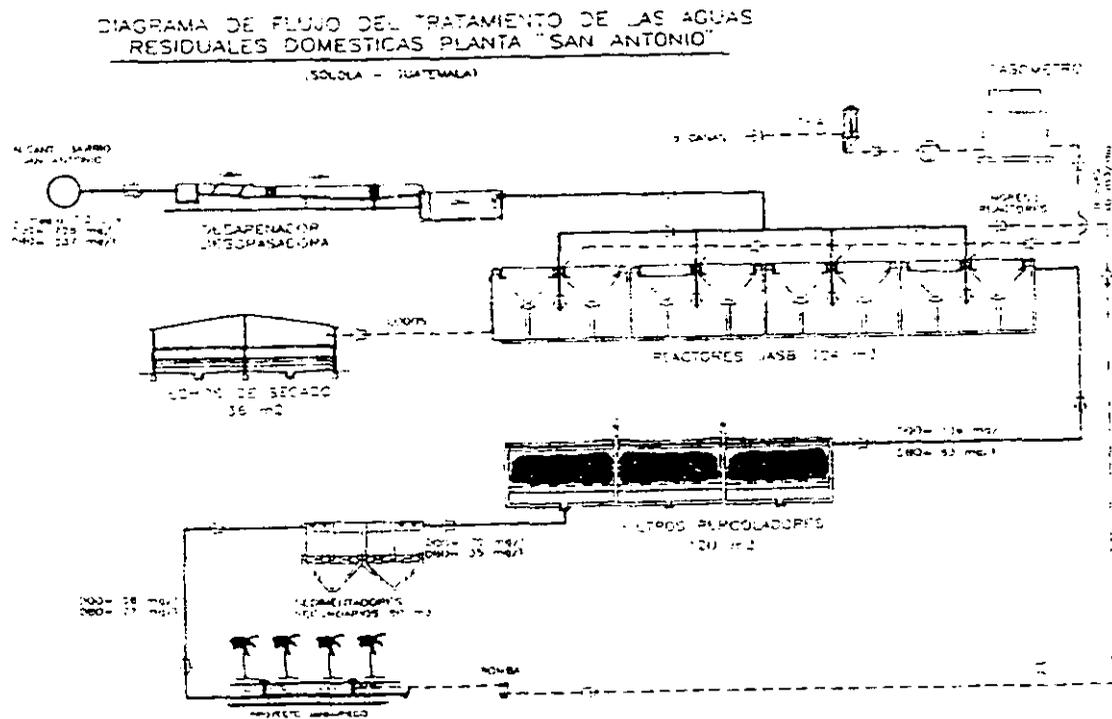


Figura 5.5 Esquema del proceso de tratamiento PTAR-San Antonio (Conil, 1996b)

Experiencias en México

Los primeros reactores anaerobios construidos en México (1987) trataban aguas residuales industriales. Sin embargo, dos años después, el primer reactor UASB tratando aguas residuales domésticas fue construido como unidad de demostración en el campus de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (UAM-I). Este reactor de 50 m³, fue rápidamente seguido en 1990 por dos grandes unidades de 2,200 m³ cada una, construidas por el gobierno. Hasta 1991 sólo se construyeron reactores basados en tecnologías locales. La existencia de estas unidades, junto con la promoción realizada por el grupo académico formado por el departamento de Biotecnología de la UAM, el ORSTROM (Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación) y el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México y, así mismo, la apertura a las inversiones extranjeras producto de la entrada de México al TLC, abrieron las puertas de los líderes internacionales del mercado anaerobio, las compañías holandesas Biothane y Paques, y la canadiense ADI. Dichas compañías se dedicaron únicamente a la construcción de reactores industriales (Monroy *et. al.*, 1998)

Actualmente, se reportan 51 reactores anaerobios de tipo industrial, de los cuales 30 son reactores UASB, 2 son filtros anaerobios, 2 son reactores EGSB (lecho expandido) y el resto son reactores híbridos. Así mismo se reportan 34 reactores anaerobios que tratan efluentes municipales, de los cuales 26 son tecnología desarrollada por el grupo académico UAM-UNAM. El cuadro 5.2 presenta el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, que utilizan tratamiento anaerobio en México. (Noyola, 1999; Monroy *et. al.*, 2000) Por el número de plantas construidas, México ocupa el segundo lugar en América Latina, después de Brasil.

Cabe mencionar que en México, existen ciertos hechos que han favorecido la reconsideración de los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales y que hacen se prevea una expansión de la digestión anaerobia en el país. Uno de estos hechos es la existencia de instituciones de investigación y desarrollo de tecnología que se han enfocado hacia el estudio de la digestión anaerobia, diseño y optimización de los procesos anaerobios y su aplicación a las condiciones específicas mexicanas. Existen grupos de investigación en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma Metropolitana, Universidad Autónoma de Yucatán, Universidad Autónoma de Coahuila, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua e Instituto de Ecología. Así también, ya existen en México empresas nacionales que son capaces de competir con las compañías extranjeras reconocidas en su liderazgo en los procesos anaerobios.

Cuadro 5.2 (continuación) Reactores Anaerobios que tratan Aguas Residuales Municipales en México

Numero Reactor	Ubicación	Año de construcción	Estado actual	Diseño/Constructor*	Tipo de Reactor*	Volumen del reactor que trata (m ³)	DDD influente (m ³ /d)	Temperatura de operación (°C)	SV (de DCOm ⁻³)	Tiempo de retención hidráulica (d)	Remoción de DCO (%)	Puntaje	Uso del agua tratada/residuo	Uso del biogas	Tratamiento del lodo
19	Frecuentamiento Villa de Vies, Homosa Toluca, Estado de México	1984	Operando	GTEA	UASB	50	378	10-20	0.78	12	80-85	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	Miguno
20	NEPIEA Distrito Federal	1984	Operando	GTEA	UASB	50	378	20-25	0.75	12	80	Filtro rápido de arena	Riego	Ventoso	—
21	Unidad habitacional militar de Puerto Juárez, Cancún, Quintana Roo	1984	Operando	Nacional	UASB	43.2	86	20	0.4	12	80-85	Filtro rápido de arena, clarificación	Riego	—	Secado
22	Unidad habitacional militar de Chumucón Campeche	1984	Operando	Nacional	UASB	43.2	86	20	0.4	12	80-85	Filtro rápido de arena, clarificación	Riego	—	Secado
23	Irapac Oaxaca	1985	Operando	Energía y Ecología	UASB	75	280	20	0.6	6	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	—
24	El Balam Campeche	1985	Arribo	Energía y Ecología	UASB	89.6	280	20	0.4	6	70	Sedimentador secundario, clarificación, filtro poroso	Riego	Ventoso	—
25	Empresas Sonora	1985	Operando	Energía y Ecología	UASB	132.36	408	20	0.8	8	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	—
26	Santa Quercini Chihuahua	1986	Operando	Energía y Ecología	UASB	21.32	48	18	0.7	10	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	—
27	San Luis Río Colorado Sonora	1986	Operando	Energía y Ecología	UASB	97	280	15	0.9	8	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	—
28	Club Puros, UAHM Distrito Federal	1986	Operando	Energía y Ecología	UASB	20	300	20	1.2	6	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	—
29	Cauatlan Ciudad Juárez, Chihuahua	1986	Operando	Tecnobiosuación	Híbrido	194.4	213	19	0.28	18	87.66	—	Infiltración al suelo	Ventoso	Digestión
30	Com. Urbano HDJ del Puéregal Atzacan de Zaragoza, Edo. de México	1986	Operando	PROESA	UASB	200	872	22	1.84	8.4	70	Clarificación	Riego	Ventoso	Miguno
31	Xcañel Quintana Roo	1986	Operando	ECORED	UASB	50	180	—	—	—	—	—	—	—	—
32	Chopash Chigsa	1987	Operando	Energía y Ecología	UASB	84	280	20	0.75	8	70	Sedimentador secundario, clarificación	Riego	Ventoso	Miguno
33	Quoculmengo Guerrero	1987	Operando	IBACH	UASB	340	1,200	21	1.71	7	58	Laguna sombía	N/A	Ventoso	Miguno
34	Coolpa Guerrero	1987	Arribo	IBACH	UASB	117	400	—	1.71	7	58	Clarificación	N/A	Ventoso	Miguno
35	Estación Estero de México	1988	Construcción	PROESA	UASB	101	387	20	2.36	6	50	Clarificación	Inyección	Ventoso	Miguno

* Las compañías Energía y Ecología, Fizza, GTEA, Ocasoft/Amación, PROESA, ECODE y IBACH comercializan la tecnología desarrollada por el grupo de trabajo UAHM/AMM.

* AF Filtro anaerobio, UASB Reactor anaerobio de lecho de lodos de tipo ascendente. B- curva analítica volumétrica.

Datos de diseño.

Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Atlamaxac, Tlaxcala (Reactor 2, en el cuadro 5.2)

El tren de tratamiento de la Planta de Tratamiento de Aguas residuales de Atlamaxac, localizada en el municipio de Tepeyanco, Estado de Tlaxcala, está integrado por los siguientes elementos (Figura 5.6):

- Pretratamiento
 - Rejilla
 - Canales desarenadores
 - Cárcamo de bombeo

- Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente
 - Reactor Sur
 - Reactor Norte

- Postratamiento
 - Laguna aireada
 - Laguna facultativa

- Lecho de secado de lodos

El agua residual ingresa a la planta de tratamiento por la compuerta general, con lo cual puede graduarse el flujo de alimentación. El agua del influente se hace pasar a través de una rejilla, colocada en la entrada de los canales desarenadores, para separar sólidos grandes y basura. En los 3 canales desarenadores siguientes, se sedimentan arcillas y arena. De los canales desarenadores, el agua es descargada a un cárcamo de bombeo, mediante el cual se descarga el agua hasta la parte superior del reactor anaerobio, para ahí ser distribuido hasta el fondo de los dos módulos del reactor anaerobio por medio de canaletas de distribución y tubos de PVC de 4 pulgadas. El influente alimentado por el fondo de los módulos del reactor, asciende a través de una cama de lodos anaerobios y es evacuado por medio de una canaleta en la parte superior de cada módulo. Los dos efluentes son mezclados a la salida del reactor y son enviados por gravedad a la laguna aireada y después a la laguna facultativa. Los lodos de purga, son descargados directamente a los lechos de secado, mediante una conducción. El biogás producido es venteado a la atmósfera.

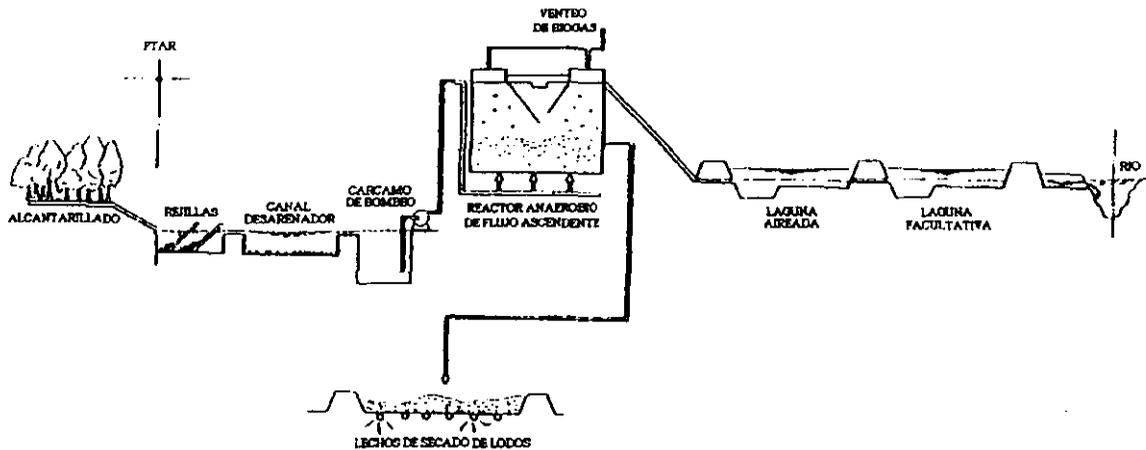


Figura 5.6 Esquema del proceso de tratamiento de la PTAR-Atlamaxac

Tanto la planta como el reactor anaerobio fueron diseñados por la extinta SEDUE y su construcción se realizó bajo asesoría de la Subsecretaría de Ecología de esta misma dependencia. La planta fue construida para dar servicio a las poblaciones de:

Atlamaxac, San Cosme	1550 hab.
Tepeyanco, San Francisco	2850 hab.
Luis Teolochoico	11670 hab.
Aztama, El Carmen	1740 hab.

Es importante mencionar que el reactor anaerobio de esta planta no es un reactor UASB, tal como los que se han descrito en los capítulos anteriores, sino un reactor con un diseño basado en un tanque Imhoff y flujo ascendente. Aunque por su funcionamiento, se puede considerar como un reactor UASB con un rudimentario separador gas-sólido-líquido. (Figura 5.7)

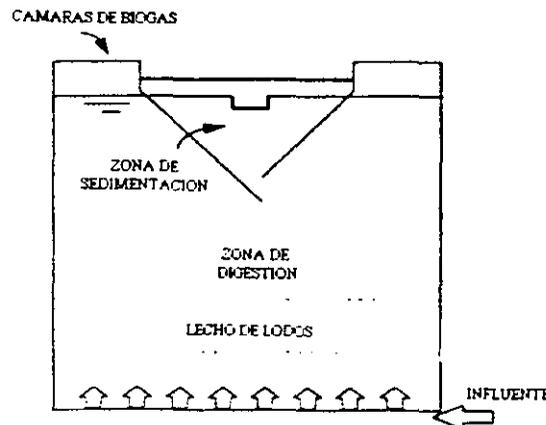


Figura 5.7 Esquema de un módulo del reactor anaerobio de Atlamaxac

Los parámetros de diseño del reactor anaerobio de flujo ascendente fueron los siguientes:

Población servida	30,000 hab.
Gasto de diseño	30 l/s
Número de módulos	2
Temperatura promedio	20°C
Velocidad ascendente	0.3 m/h
Tiempo de retención hidráulica	17 h
Carga máxima aplicada	5 kg DQO/m ³ -d
Carga hidráulica	3 m ³ /m ² -d
Eficiencia de remoción (DBO)	70%

En 1999, después de un sismo, se dañó el módulo sur del reactor, al quebrarse las mamparas del sedimentador de lodos, por lo que actualmente está en operación sólo el módulo norte.

Según datos de laboratorio del año pasado (Cuadro 5.3), la planta de tratamiento de Atlamaxac está trabajando con eficiencias de remoción del orden de:

DBO	70%
DQO	39%
ST	14%
SSV	51%

Los datos que se presentan en el cuadro 5.3, son datos únicamente del mes de julio de 2000, pero según los encargados de la planta, son lo suficientemente representativos del comportamiento del reactor a lo largo de todo el año, ya que según ellos, no se han presentado variaciones significativas ni del influente ni de la calidad del efluente.

Las figuras 5.8 a 5.21 muestran diversas estructuras de la Planta de Tratamiento Atlamaxac.

Cuadro 5.3 Parámetros de laboratorio de la PTAR-Atlamaxac

**UNIDAD PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION
DEL AGUA EN EL ESTADO DE TLAXCALA
DEPARTAMENTO DE LABORATORIO**

**PUNTO DE MUESTREO: PLANTA ATLAMAXAC
PROMEDIO MENSUAL DE JULIO DEL 2000**

No. de Reporte Punto de Muestreo	UNIDADES		influyente	efluente		
pH	UNIDADES		7.73	7.77		
TEMPERATURA	°C		18.33	17.37		
CONDUCTIVIDAD	µmhos/cm		1063.67	1095.33		
TURBIEDAD	SIO2		259.00	100.52		
COLOR	Pt-Co		124.50	179.83		
SOLIDOS SED.	ML/L		4.33	0.17		
ALCALINIDAD F.	Mg/L		3.33	5.83		
ALCALINIDAD AM	Mg/L		436.67	485.00		
DUREZA DE CALCIO	Mg/L		51.15	71.10		
DUREZA DE Mg	Mg/L		88.52	76.76		
DUREZA TOTAL	Mg/L		139.68	147.86		
CLORUROS	Mg/L		65.16	62.83		
SULFATOS	Mg/L		145.58	220.18		
SOLIDOS TOTALES	Mg/L		1125.33	972.00		
S.T.F.	Mg/L		573.33	605.33		
S.T.V.	Mg/L		552.00	366.67		
S.S.T.	Mg/L		353.33	162.67		
S.S.F.	Mg/L		161.67	69.33		
S.S.V.	Mg/L		191.67	93.33		
S.D.T.	Mg/L		772.00	809.33		
S.D.F.	Mg/L		411.67	536.00		
S.D.V.	Mg/L		360.33	273.33		
OXIGENO DISUELTO	Mg/L		0.00	0.18		
D.B.O.	Mg/L		418.77	125.18		
D.Q.O.	Mg/L		702.22	436.28		
NITROGENO NH3	Mg/L		31.28	19.52		
NITROGENO ORG.	Mg/L		16.13	14.37		
NITROGENO TOTAL	Mg/L		47.41	33.89		
PO4	Mg/L		70.24	40.94		
G Y A	Mg/L		44.28	17.04		
S.A.A.M.	Mg/L		12.19	4.13		
FENOLES	Mg/L		0.04	0.00		
N-NO3	Mg/L		0.37	0.46		
NO3	Mg/L		1.65	2.06		
COLIFORMES FEC.	NMP/100ML		9.00E+06	1.40E+06		
COLIFORMES TOT.	NMP/100ML		1.70E+07	2.80E+06		

Fuente: Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de Tlaxcala

Fotografías de la PTAR-Atlamaxac

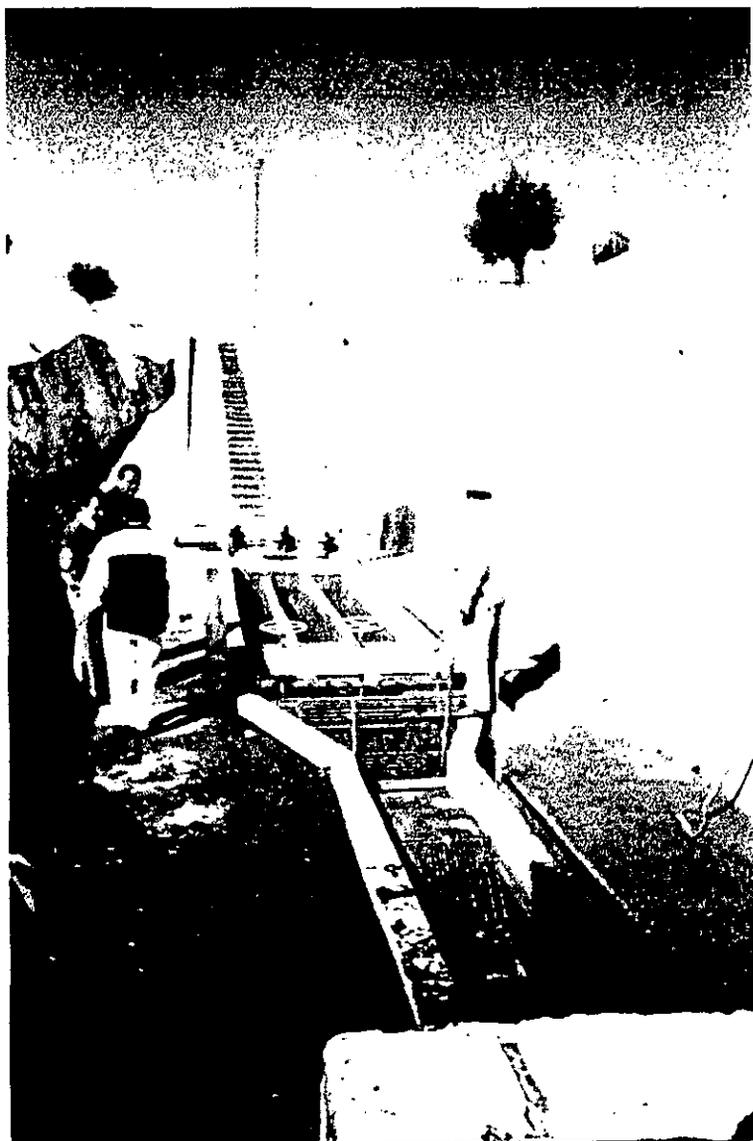


Figura 5.8 Vista de la Planta de Aguas Residuales de Atlamaxac. Se observan las rejillas, los canales desarenadores, el cárcamo de bombeo y en la parte superior el reactor anaerobio



Figura 5.9 Cárcamo de bombeo

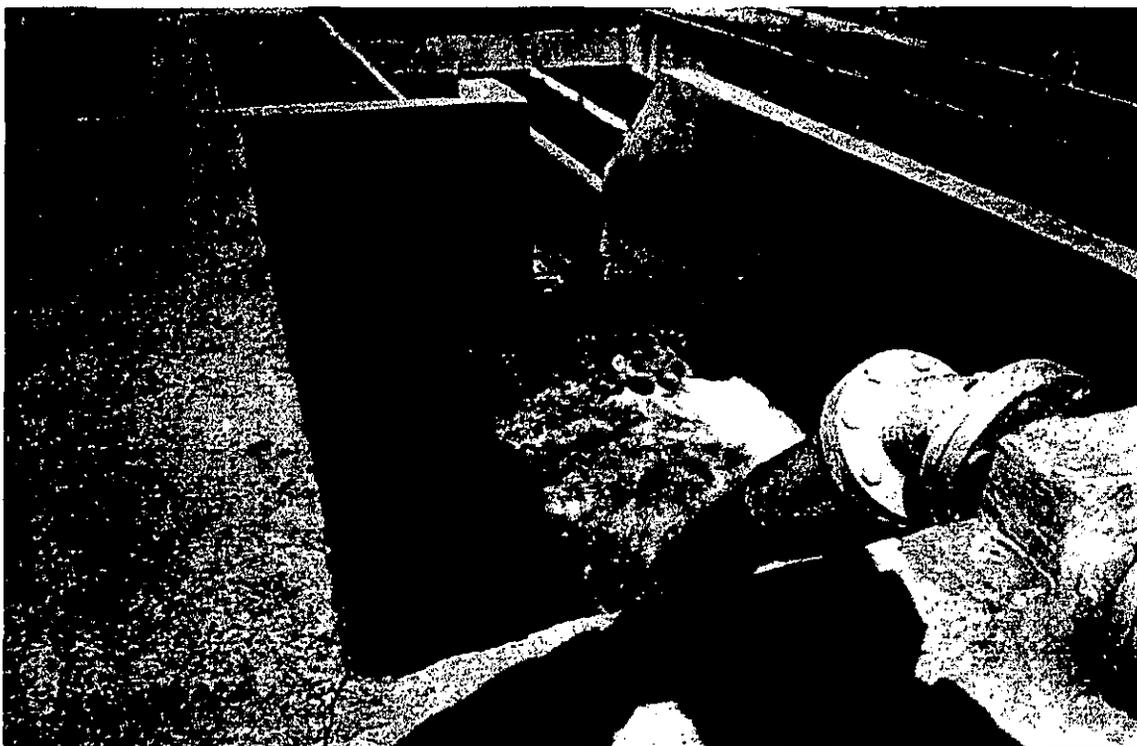


Figura 5.10 Caja de distribución de gasto. Módulo Norte

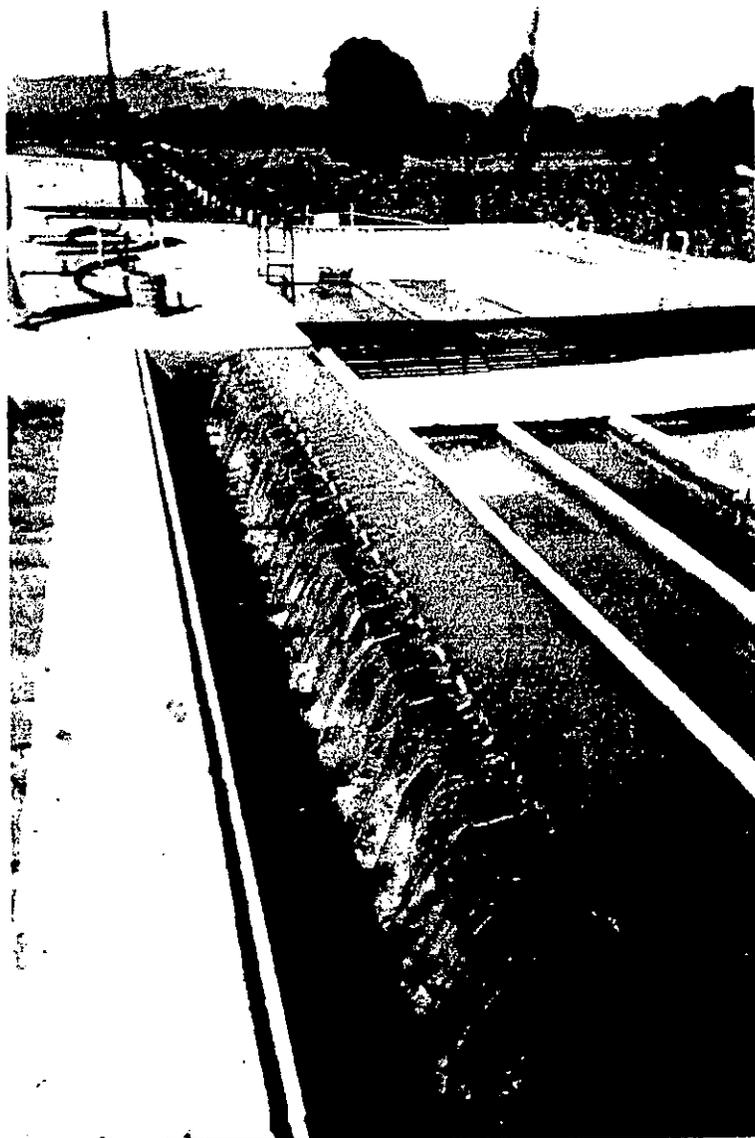


Figura 5.11 Canal de distribución del influente. Módulo Norte



Figura 5.12 Boquillas de alimentación del influente. Módulo Norte

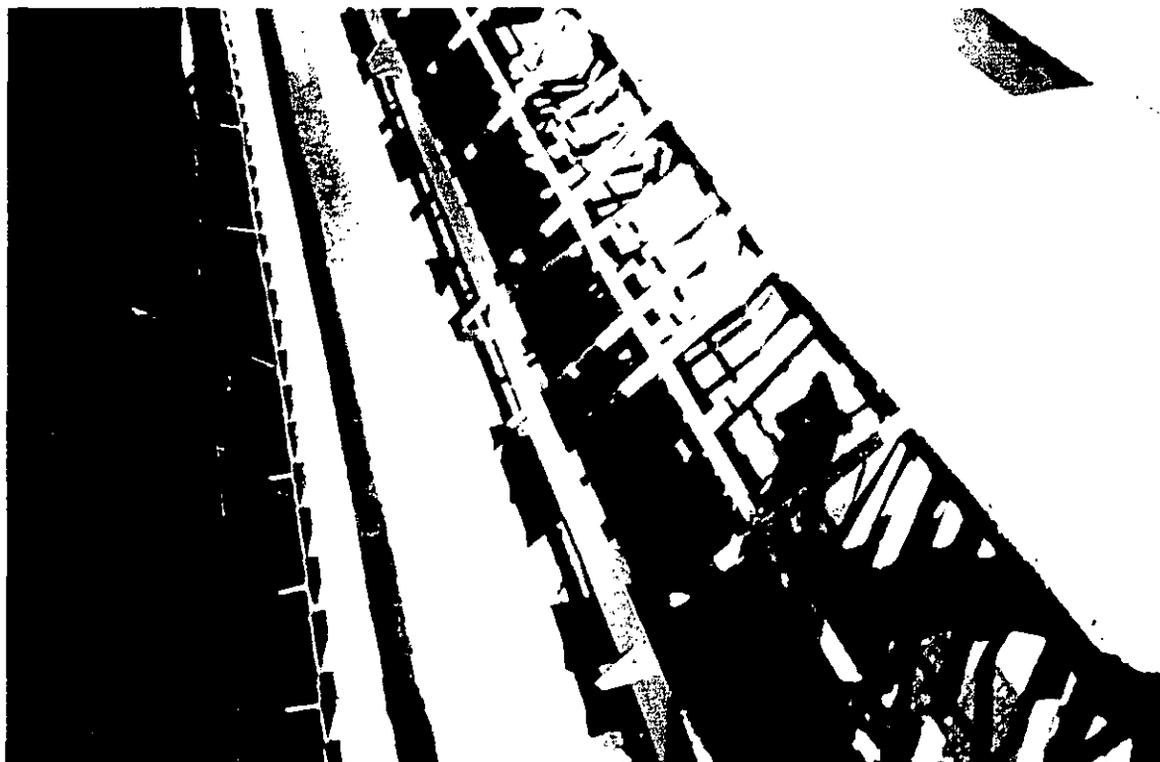


Figura 5.13 Vista del sistema de distribución de alimentación. Módulo Sur



Figura 5.14 Vista de la Canaleta del efluente. Módulo Sur

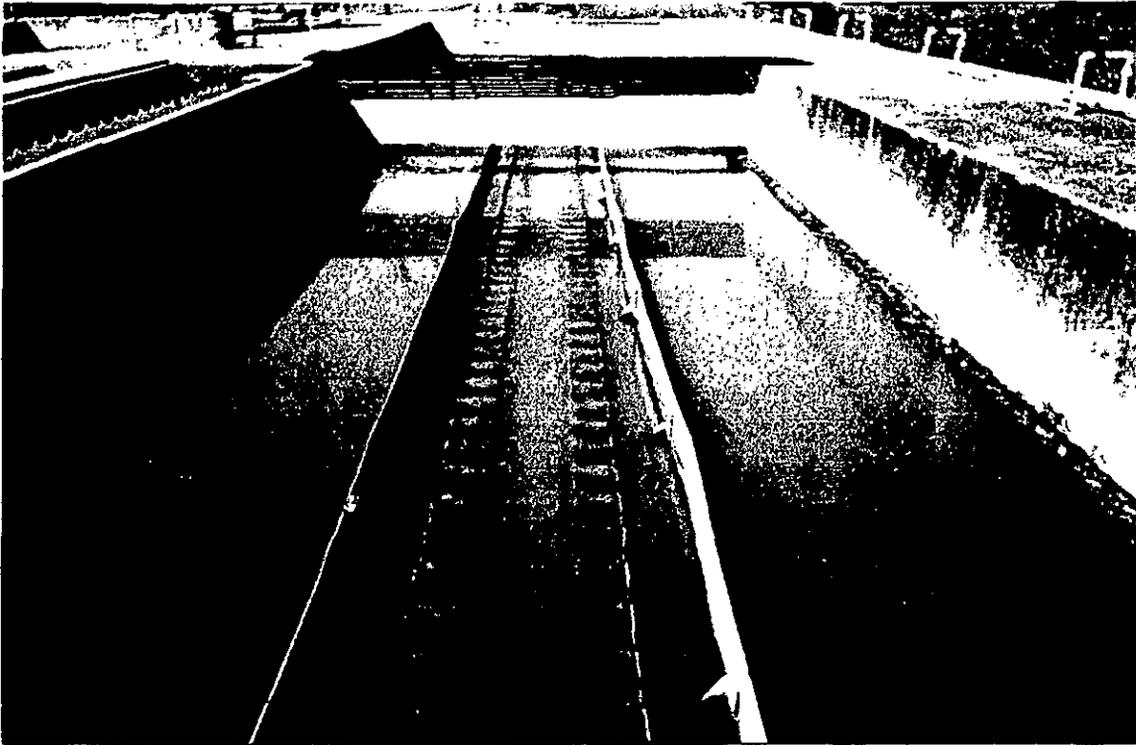


Figura 5.15 Canaleta del efluente. Módulo Norte

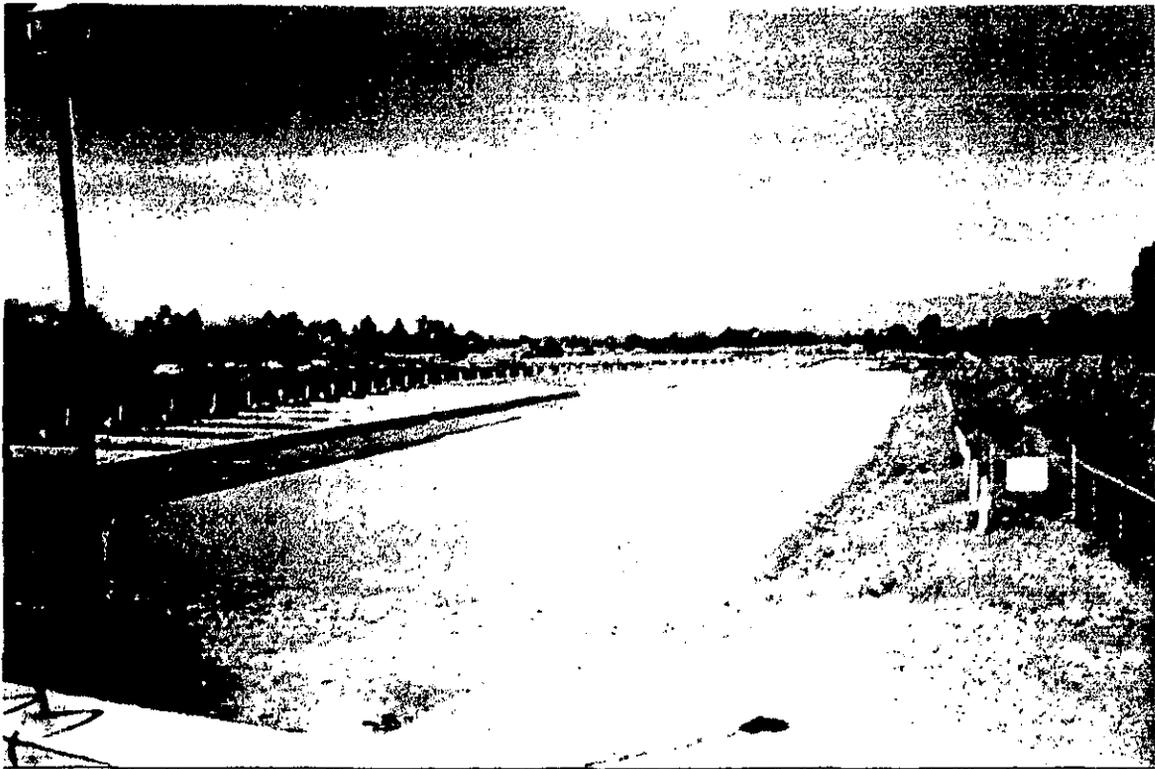


Figura 5.16 Postratamiento del efluente mediante lagunas

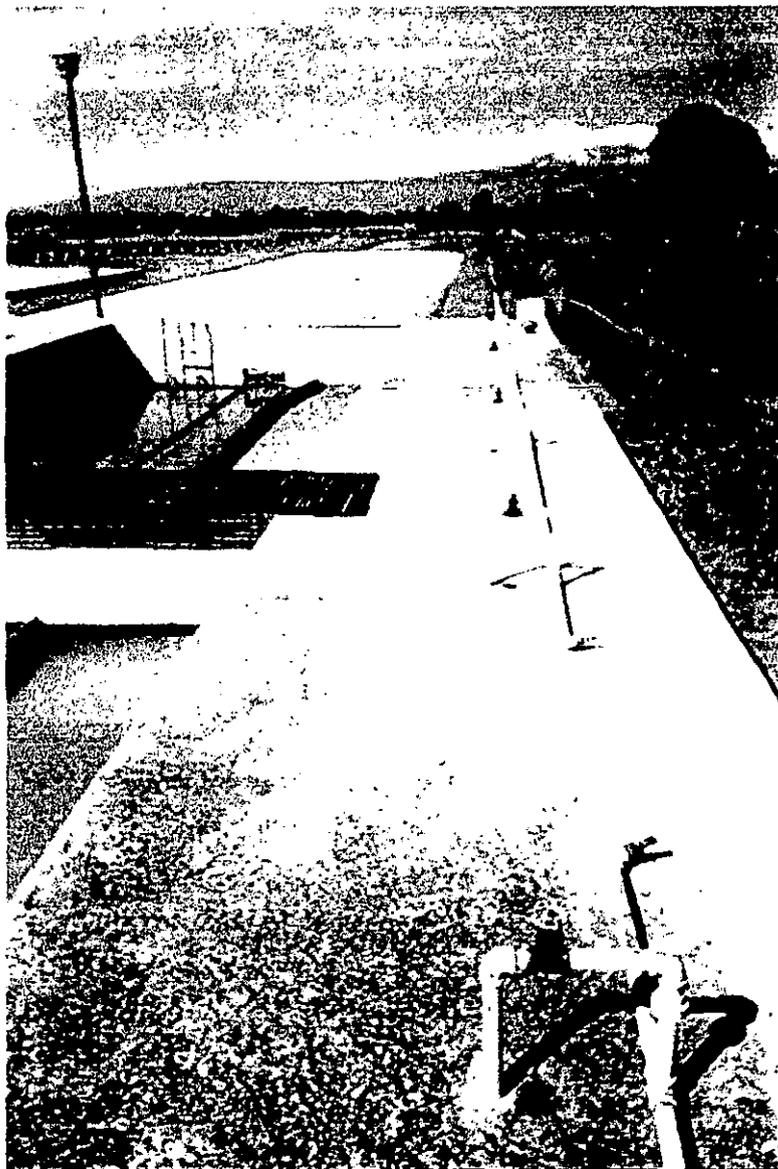


Figura 5.17 Tubería para venteo de biogás

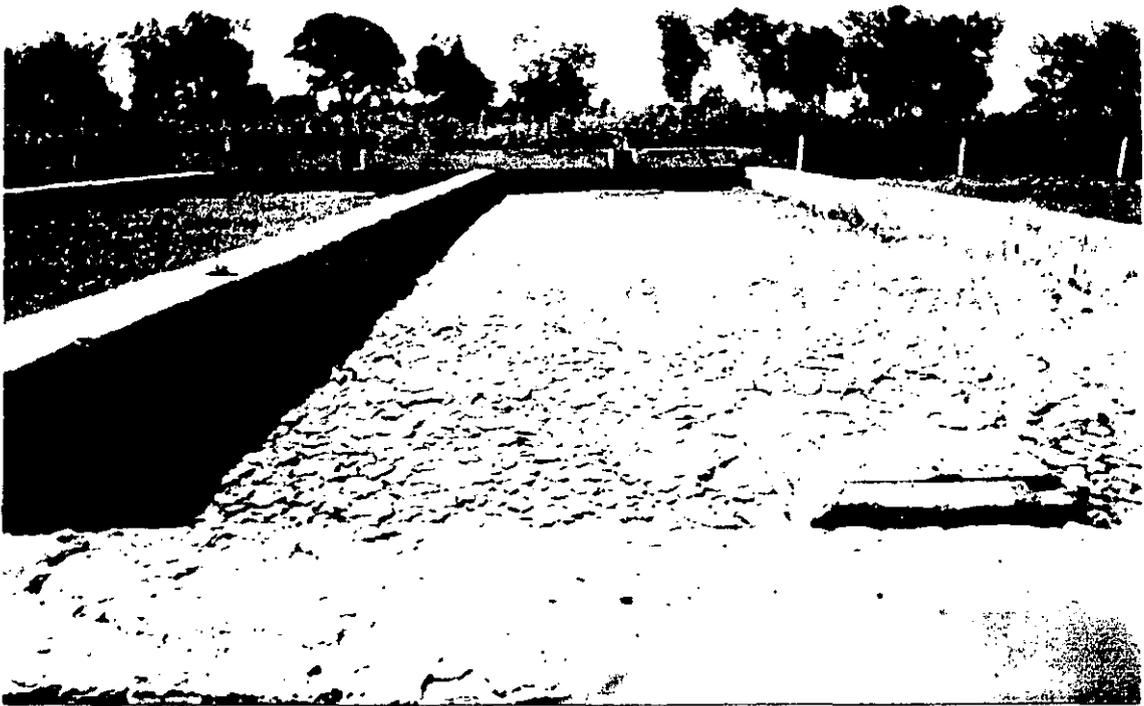


Figura 5.18 Lechos de secado de lodos

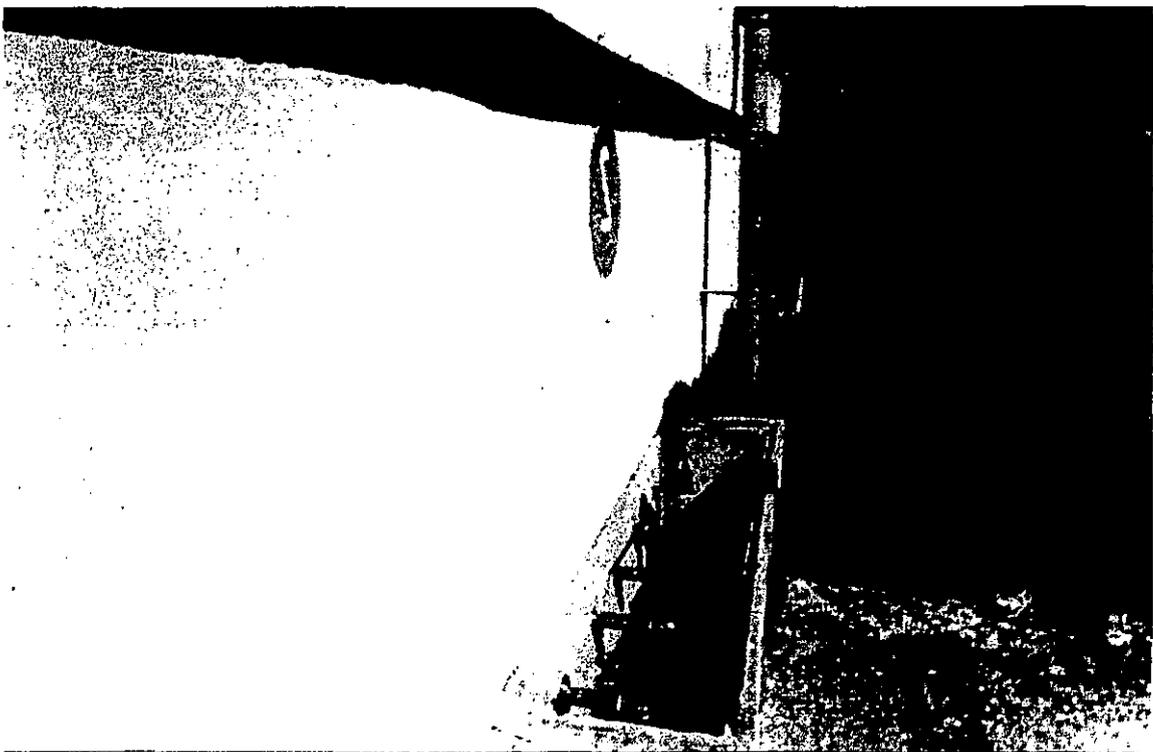


Figura 5.19 Tubería para toma de muestras de la cama de lodos



Figura 5.20 Mamparas de asbesto cemento dañadas. Módulo Sur



Figura 5.21 Problemas de corrosión en la parte superior del reactor. Módulo Norte

En esta planta se presentaron graves problemas a raíz del paro del Módulo Sur. Sin embargo, aunque ese módulo siguiera en operación, habría de todos modos deficiencias en la calidad del efluente debido a lo rudimentario del separador gas-sólido-líquido y probablemente, a la formación de zonas muertas en el centro de la cama de lodos, dado que la alimentación no distribuye el influente adecuadamente en esa zona. Además, se observa corrosión tanto en la estructura de concreto, como en la herrería. Todos estos problemas se deben principalmente a que la planta fue construida sin los criterios de diseño adecuados.

Experiencias en India

Fuera del contexto latinoamericano, se reporta la existencia de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales en Kanpur, India, con un reactor UASB de 1200 m³. Arrancó en 1989 y fue diseñada y construida por la firmas Haskoning Consulting Engineers y Euroconsult. El reactor UASB, dividido en 3 secciones de 600, 300 y 300 m³ cada una, tiene un tiempo de retención hidráulico promedio de 6 horas, un gasto de diseño de 208 m³/h y temperatura del agua de 20-23°C. Se reportan eficiencias de remoción hasta de 81% DBO_{total} y 71% DQO_{total}. (Draaijer *et. al.*, 1992) La planta de Kampur es importante porque fue una de las primeras plantas de este tipo en operar a temperatura ambiente.

REFERENCIAS DEL CAPÍTULO V

Borzacconi L., López I. (1994) Relevamiento de Reactores Anaerobios en América Latina. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 263-279

Conil Ph. (1996a). Tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales domésticas con reactores UASB y filtros percoladores en el altiplano de Guatemala. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 145-158

Conil Ph. (1996b). De la utilización y valorización de los sub-productos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 595-610

Draaijer H., Maas J.A.W., Schaapman J.E., Khan A. (1992) Performance of the 5 MLD UASB Reactor for Sewage Treatment at Kanpur, India. *Water Science and Technology*, Vol. 25, No. 7, pp. 123-133

Lettinga G. (1992). Treatment of Raw Sewage under Tropical Conditions en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", *Water Quality Management Library Vol. 7* editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 147-166.

Monroy O., Famá G., Meraz M., Montoya L., Macarie H. (2000). Anaerobic Digestion for Wastewater treatment in México: State of technology, en "Water Research", Pergamon, Gran Bretaña, Vol. 34, No.6 pp. 1803-1816

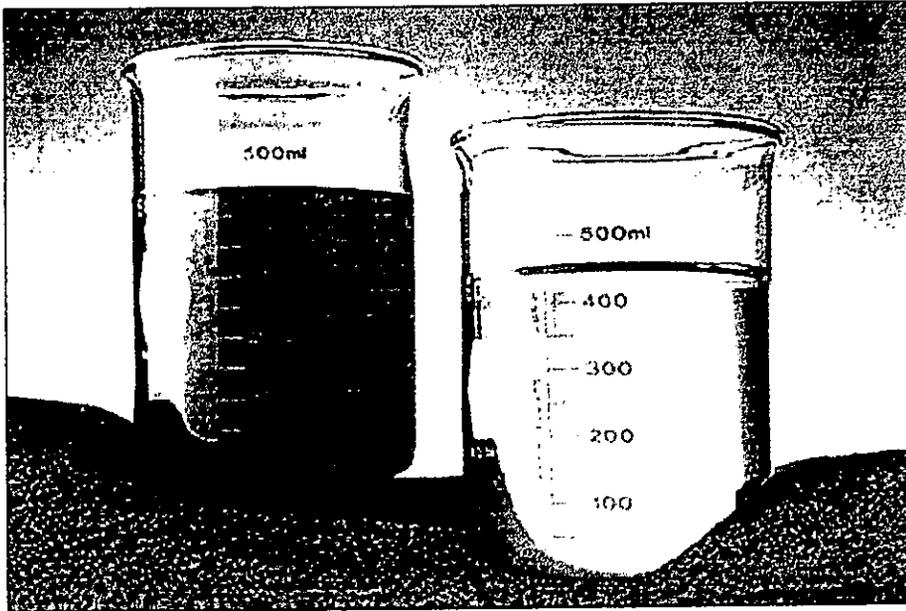
Mora B.L. (1996). Aplicación de la tecnología UASB para tratamiento de aguas residuales domésticas a escala real. Planta Vivero Municipal Cali-Colombia. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 127-144

Ni J.Q., Nyns E.D. (1993) Biomethanation. A Developing Technology en Latin America. BORDA, Bruxelles/Bremen, 286 pp.

Noyola A., Monroy O. (1994). Experiencias y perspectivas del tratamiento anaerobio en México. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 331-340

Rojas Ch. O.(1994). Aplicación de tecnologías de tratamiento anaerobio para la depuración de aguas residuales, experiencias en Colombia. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 303-317

Vieira S.M.M.(1994). Experiência e perspectivas do tratamento anaeróbico de esgotos sanitarios no Brasil. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 293-301



CONCLUSIONES

VI. CONCLUSIONES

El limitante en el tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas a temperatura ambiente, es la transferencia de masa entre el líquido y la biopelícula. Los reactores anaerobios que pueden limitar esa resistencia al transporte de masa a bajas temperaturas son el lecho expandido, el lecho fluidificado, el filtro anaerobio y el reactor de lecho de lodos de flujo ascendente. Para México, la aplicación de los reactores anteriores puede presentar diversos problemas. Los lechos fluidizados o expandidos requieren energía para su operación (bombeo para expansión del lecho) y necesitan de un control estricto; el filtro anaerobio requiere de un material de soporte, lo que encarece la inversión inicial; el lecho de lodos de flujo ascendente requiere de inóculo adecuado para su arranque y de una cuidadosa distribución del influente en la base del reactor.

El tratamiento anaerobio de aguas residuales específicamente, por medio del reactor de UASB, tiene como principales ventajas, bajos requerimientos energéticos, generación de gas metano susceptible de utilizarse como fuente de energía y baja producción de lodos, los cuales no requieren de un postratamiento. Además de lo anterior, la principal ventaja que se tiene en el uso de estos sistemas, es la economía que representan, ya que los costos de inversión inicial como de operación y mantenimiento son menores comparados con sistemas aerobios convencionales.

Entre las principales desventajas del tratamiento anaerobio de aguas residuales municipales están: el arranque lento si no se cuenta con un inóculo apropiado y la necesidad de un postratamiento si se cuenta con restricciones de descarga estrictas. A pesar de lo anterior, se reporta que el acoplamiento de sistemas anaerobio-aerobio, es técnicamente muy eficiente y más económico que un proceso anaerobio independiente.

Los problemas que se tenían en los primeros reactores anaerobios, y que propiciaron el desprecio por esta tecnología, han sido superados debido a mejoras en el diseño y en la operación de los sistemas recientes.

La experiencia de diseño, arranque y operación de reactores UASB en el tratamiento de efluentes municipales, a nivel piloto y real, indica que este proceso es capaz de brindar efluentes con concentraciones típicas entre 100-150 mg/l DQO, 50-80 mg/l DBO₅ y 50-100 mg/l SST, lo que indica en general remociones de materia orgánica de alrededor del 70%. Estos valores al ser comparados con los límites máximos permisibles establecidos por la legislación mexicana con relación a la descarga de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996), establecen que descargas tipo A y B (salvo

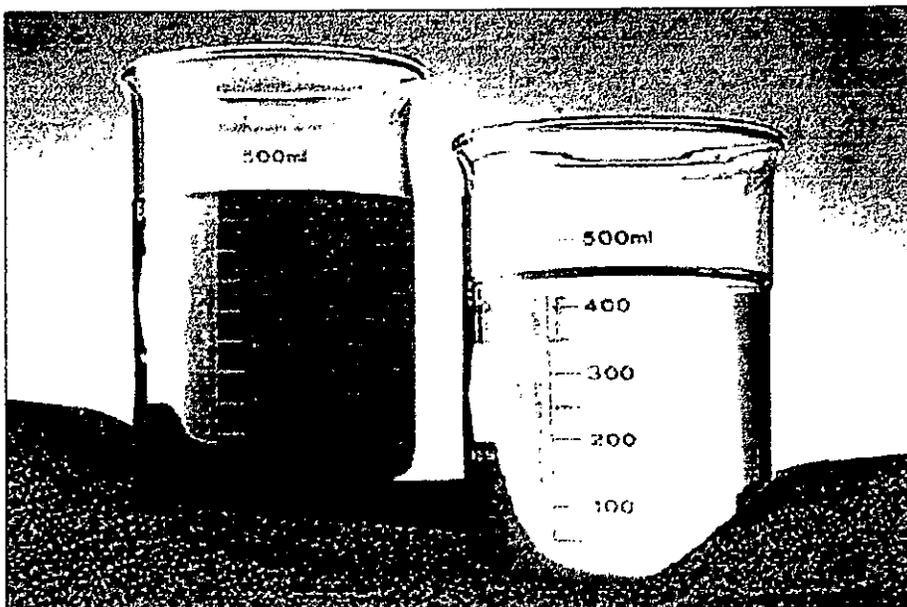
estuarios) pueden ser logradas con tratamientos basados en procesos anaerobios, y las de tipo C con diversos trenes de tratamiento que comprendan procesos anaerobios, aerobios e incluso fisicoquímicos.

La construcción y el funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales con reactores UASB a escala real, en países que presentan problemáticas ambientales y sanitarias, así como un ambiente político, económico y social, similares a los de México, ofrecen una experiencia que respalda la aplicación de la tecnología en la depuración de efluentes municipales.

Tomando en cuenta los argumentos anteriores, el reactor UASB presenta inconvenientes menores y es por tanto el reactor anaerobio más adecuado para su aplicación en México, y representa una alternativa en la selección de la tecnología para tratar efluentes municipales. Esta observación se aplica en general a los países en desarrollo como lo prueban trabajos sobre el proceso UASB que se llevan a cabo en un número importante de ellos. En América Latina, principalmente en Brasil, Colombia y México, se cuenta con tecnología nacional para la construcción de reactores UASB, que se ha aplicado con diversos grados y alcances.

En México, la construcción de reactores anaerobios que tratan aguas residuales municipales, ha sido promovida por la existencia de instituciones de investigación y desarrollo de tecnología que se han enfocado hacia el estudio del diseño y optimización de los procesos anaerobios y su aplicación a las condiciones específicas mexicanas; entre ellas las más importantes son: el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma Metropolitana, Universidad Autónoma de Yucatán, Universidad Autónoma de Coahuila, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua e Instituto de Ecología. Por otro lado, la existencia de empresas nacionales que son capaces de competir con las compañías extranjeras reconocidas en su liderazgo en los procesos anaerobios (Biothane, Paques, ADI), ha promovido desde hace algunos años la construcción de reactores anaerobios. Esto se verifica puesto que se reportan 34 reactores anaerobios que tratan efluentes municipales, de los cuales 26 se basan en tecnología desarrollada por el grupo académico UAM-UNAM.

El hecho de que en este trabajo se hizo énfasis en la viabilidad de los sistemas anaerobios, con la finalidad de "acreditar" la tecnología, no implica concluir que la digestión anaerobia sea la panacea; es obligado reconocer que toda tecnología ya sea aerobia o anaerobia es buena, siempre y cuando se seleccione de forma cuidadosa y rigurosa, considerando todos los factores involucrados.



ANEXO I

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996

**SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE,
RECURSOS NATURALES Y PESCA.**

**NORMA OFICIAL MEXICANA
NOM-001-ECOL-1996.**

**QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS
DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.**

T A B L A 2

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS

PARÁMETROS <small>(miligramos por litro, excepto cuando se especifique)</small>	RÍOS				EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS								SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)		
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)				
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Gases y Acidos (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Flotante (2)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	
	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	
	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
Sólidos Suspendidos (mil)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual;

N.A. = No es aplicable.

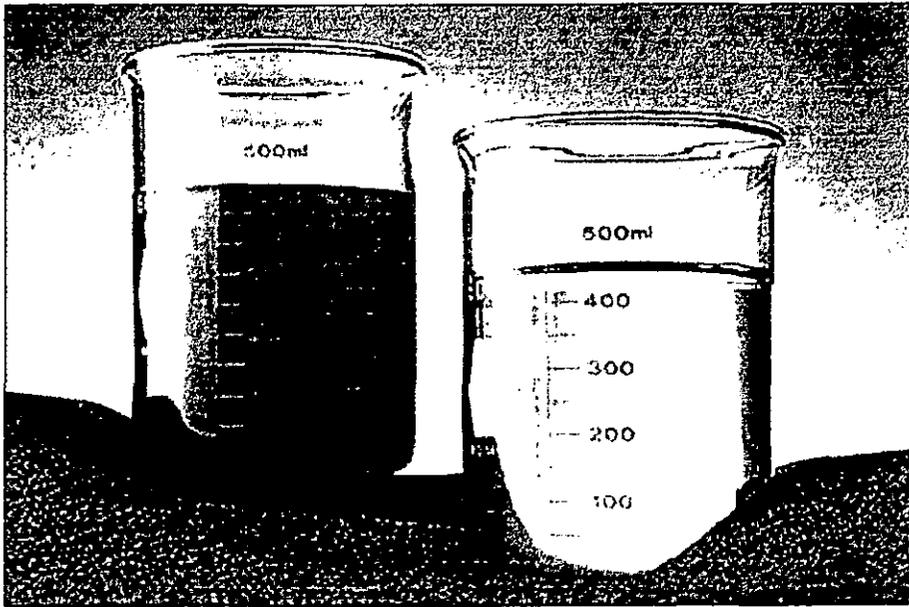
(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

TABLA 3

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CADENOS

PARAMETROS (Indicar un solo parámetro)	BIOS												AGUAS COSTERAS												SUELO			HUMEDALES NATURALES (B)																
	Uso en riego agrícola (A)				Uso público urbano (B)				Piscinas: caden de vida acuáticas (C)				Uso en riego agrícola (B)				Uso público urbano (C)				Españolación, piscicultura, recreación y otros usos (A)				Recreación (B)			ESTUARIOS (B)			Uso en riego agrícola (A)			HUMEDALES NATURALES (B)										
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.								
Asbesto	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cromo	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0	1.0	15	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01
Níquel	2	1	2	4	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2
Pomo	0.5	1	0.2	0.4	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2
Zinc	10	20	10	20	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10

(*) Medidos de manera total. P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable
P.D. = Promedio Diario (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.



ANEXO II

MANUAL DE LABORATORIO AUXILIAR EN LA
OPERACIÓN DE P.T.A.R. ANAEROBIAS



MANUAL DE LABORATORIO

EDICIÓN 22-0600

APROBADA

MANUAL DE LABORATORIO

INDICE

1. OBJETIVO	1
2. EL LABORATORIO	2
2.1. SEGURIDAD EN EL LABORATORIO	2
2.2. TOMA Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS	3
3. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS	6
3.1. PH Y ALCALINIDAD	6
POTENCIAL DE HIDRÓGENO (PH)	6
ALCALINIDAD	7
DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN DE ALCALINIDADES (α)	9
3.2. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS	9
SÓLIDOS SUSPENDIDOS	10
3.3. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)	13
4. CARACTERIZACIÓN DE LODOS	18
4.1. INDICE VOLÚMETRICO DE LODOS Y VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN	18
INDICE VOLÚMETRICO DE LODOS (IVL)	18
VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN	20
4.2. GRANULOMETRÍA	21
4.3. ACTIVIDAD METANOGÉNICA ESPECÍFICA. PRUEBA SIMPLIFICADA (DE CAMPO)	23
5. BIBLIOGRAFÍA	31

1. OBJETIVO

El presente manual tiene como finalidad proporcionar al personal del laboratorio de la planta de tratamiento de aguas residuales, una guía básica para la realización de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos (actividad metanógena) que servirán para el control interno de la operación de la PTAR.

El manual se divide en tres secciones: la primera corresponde a una serie de recomendaciones acerca de la seguridad dentro del laboratorio y a la correcta toma y conservación de las muestras; la segunda sección está enfocada a las técnicas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos, los cuales aplican a muestras de agua y lodos. Finalmente, la tercera sección incluye los parámetros más importantes en la caracterización de lodos.

2. EL LABORATORIO

2.1. Seguridad en el laboratorio.

Entre los accidentes más comunes en el laboratorio se encuentran: quemaduras con objetos calientes (estufas y muflas), quemaduras con ácidos y bases, ingestión de agentes tóxicos y cortaduras. Para evitar este tipo de accidentes, el personal de laboratorio deberá tomar las debidas precauciones al trabajar en el laboratorio.

A continuación se enumeran algunas recomendaciones básicas de seguridad:

- Uso obligatorio de bata siempre que se encuentre en el laboratorio.
- Dentro del laboratorio queda prohibido comer, fumar o usar cualquier tipo de audífonos de aparatos de sonido portátiles (walkman).
- Utilizar guantes de plástico en buen estado cuando se trabaje con ácidos o bases a fin de evitar quemaduras.
- Utilizar guantes de asbesto y pinzas apropiadas para manipular el material en la estufa y mufla.
- Nunca pipetear aguas residuales y/o reactivos líquidos con la boca; utilizar siempre pera de succión o propipeta.
- Cuando se trabaje con sustancias que desprendan polvos, es necesario utilizar mascarillas para evitar inhalarlos.
- En el caso de trabajar con ácidos o bases concentrados la manipulación de estos reactivos se realizará dentro de la campana de extracción. Para dicho trabajo el personal deberá contar con guantes y lentes de seguridad.
- En caso de quemadura con ácido, limpiar el exceso con un papel adsorbente, después enjuagar con agua abundante y aplicar una solución de bicarbonato de sodio, usando dos cucharadas soperas por litro.
- En caso de quemadura con base, secar de inmediato el exceso y aplicar una solución de ácido bórico al 20% (200g en un litro).

- Las mesas de trabajo deben estar libres de materiales que por descuido se puedan romper y derramar.
- Desechar vasos de precipitados, frascos y matraces rotos o astillados.
- Mantener las regaderas de emergencia en condiciones de operación.
- Mantener los drenes libres de toda obstrucción.
- Todas las soluciones, reactivos y residuos deben estar bien identificados con las iniciales del laboratorista que la preparo, la fecha y naturaleza de la muestra. Nunca manipular los reactivos directamente con las manos, siempre utilizar espátula, cuchara, tenazas o equipo similar.
- No se deben desechar residuos peligrosos en el drenaje, ácidos y bases concentrados, lodos, reactivos, etc. Se deben almacenar hasta que puedan ser dispuestos de una forma adecuada. No se debe olvidar etiquetar los recipientes.
- Los reactivos suelen ser corrosivos, venenosos, explosivos o inflamables. Por esta razón es importante tener información disponible que indique lo necesario para su adecuado almacenamiento y manejo a fin de minimizar los riesgos de algún accidente. Para eliminar o reducir los peligros por el manejo de productos químicos, se recomienda seguir las siguientes recomendaciones:
 - ☐ Las áreas de almacenamiento de productos químicos deben estar limpias, secas, tener un área adecuada y estar bien ventiladas e iluminadas.
 - ☐ Todos los cilindros de gases y recipientes de productos químicos y su eventual equipo de carga deben ser de tamaño adecuado para su manejo y transportación; así mismo deben cumplir con los requerimientos de seguridad especiales para cada tipo de gas, reactivo o residuo.
 - ☐ Los equipos y material de primeros auxilios y seguridad deben colocarse en sitios de fácil acceso y estar disponibles cuando se necesiten.

2.2. Toma y conservación de muestras

El objetivo de la toma de muestras es la obtención de una porción de material cuyo volumen sea lo suficiente pequeño como para que pueda ser transportado con facilidad y al mismo tiempo debe ser representativa del material de donde procede.

La obtención de una muestra que cumpla con las condiciones necesarias para un análisis determinado implica que ésta no debe deteriorarse o contaminarse antes de llegar al laboratorio. Para asegurar la calidad de la muestra se deben considerar las siguientes precauciones generales:

- Seleccionar adecuadamente el envase en el cual se va a tomar la muestra de acuerdo al análisis a realizar. En la tabla 1.2 se presentan las recomendaciones más aceptadas a este respecto.
- Antes de tomar la muestra en el envase de muestreo es necesario lavar éste dos o tres veces con el agua que se va a analizar, a menos que el envase contenga un conservador o decolorante.
- En el caso de que las muestras se tengan que transportar, es conveniente dejar un espacio de alrededor del 1% de la capacidad del envase a fin de permitir la expansión térmica.
- Para reducir al máximo la posible volatilización o biodegradación, la muestra se debe mantener a la menor temperatura posible sin que llegue a congelarse.
- En el caso de muestras compuestas mientras se hace la mezcla, las muestras deben mantenerse a una temperatura de 4°C.
- Realizar un registro de todas las muestras, identificar cada envase colocando una etiqueta con la información necesaria para poder identificar posteriormente las muestras. El formato ilustrado en la tabla 2.1 muestra un modelo de etiqueta para la identificación de envases de reactivos y muestras.

Tabla 2.1 Modelo de etiqueta usada en la identificación de envases de muestras o reactivos.

IDENTIFICACIÓN DE CONTENIDO (MUESTRAS)	
Nombre de muestra:	
Tipo de muestra:	
Procedencia:	
Fecha de preservación:	
Nombre de propietario:	

IDENTIFICACIÓN DE CONTENIDO (SOLUCIONES O REACTIVOS)	
Nombre de la solución o reactivo:	
Tipo de solución o reactivo:	
Grado o concentración:	
Fecha de preparación:	
Nombre de propietario:	

Por otra parte, no existe un método de preservación generalizado, ya que de acuerdo con el tipo de análisis a realizar se tendrá un procedimiento de preservación de la muestra. En la tabla 2.2 se especifica el procedimiento de preservación con base en el análisis a realizar así como el tipo de envase a ser utilizado.

Tabla 2.2 Recomendaciones para manipulación de muestras.

Determinación	Envase	Tamaño mínimo de muestra (ml)	Preservación	Tiempo máximo de conservación
Alcalinidad	Plástico o vidrio	200	Refrigerar	24 horas
Cloro residual	Plástico o vidrio	500	Analizar inmediatamente	0.5 horas
DBO ₅	Plástico o vidrio	500	Refrigerar a 4°C, en la oscuridad. Analizar antes de 4 horas.	12 horas
DQO	Plástico o vidrio	100	Analizar lo antes posible, o añadir H ₂ SO ₄ hasta pH < 2, refrigerar	7 días
Grasas y Aceites	Vidrio de boca ancha	1000	Añadir H ₂ SO ₄ hasta pH < 2, refrigerar	28 días
Metales	Vidrio o plástico lavado con una solución 1:1 de HNO ₃	100-200	Metales disueltos, filtrar inmediatamente, añadir HNO ₃ , hasta pH < 2	6 meses
Nitrógeno Kjeldahl	Plástico o vidrio	500	Refrigerar; añadir H ₂ SO ₄ hasta pH < 2	7 días
pH	Plástico o vidrio	20-50-200	Analizar inmediatamente	2 horas
Sólidos	Plástico o vidrio	200-1200*	Refrigerar	7 días
Temperatura	Plástico o vidrio	20-50	Analizar inmediatamente	Inmediato

* Cantidad sugerida para determinar sólidos sedimentables.

3. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

3.1. pH y Alcalinidad.

Potencial de Hidrógeno (pH)

Introducción

Medir pH es una de las pruebas más importantes y frecuentes utilizada en el análisis químico del agua. El pH se utiliza en las determinaciones de alcalinidad y dióxido de carbono y en muchos otros equilibrios ácido-base. A una temperatura determinada, la intensidad del carácter ácido o básico de una solución viene dada por la actividad del ion hidrógeno o pH.

Principio

El principio básico de la determinación electrométrica del pH es la medida de la actividad de los iones hidrógeno por mediciones potenciométricas utilizando un electrodo patrón de hidrógeno y otro de referencia. El electrodo de hidrógeno consiste de un electrodo de platino por el que pasan burbujas de hidrógeno gaseoso a una presión de 101kPa. Debido a la dificultad de utilizarlo y al potencial de intoxicación del electrodo de hidrógeno, se utiliza comúnmente el electrodo de vidrio. La fuerza electromotriz (fem) producida en el sistema de electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y ésta relación lineal se describe comparando la fem medida con el pH de diferentes tampones. El pH de la muestra se determina por extrapolación.

Interferencias

El electrodo de vidrio está relativamente libre de interferencias debidas al color, turbidez, materia coloidal, oxidantes y reductores.

La temperatura afecta a la medida de pH de dos formas: efectos mecánicos producidos por cambios en las propiedades de los electrodos y efectos químicos causados por cambios de equilibrio. Es importante indicar siempre a que temperatura se ha medido el pH.

Manejo de muestras

Las características que se deben considerar para el adecuado manejo de las muestras son las siguientes:

- Las muestras pueden ser colectadas en recipientes de vidrio o plástico.

- Las muestras deben ser analizadas de inmediato, en caso contrario el tiempo máximo de almacenamiento es de 2 horas.

Material

- Potenciómetro
- Soluciones tampón de pH 4 y 7
- Vaso de precipitados de 50 ml
- Agua destilada

Procedimiento

1. Calibrar el potenciómetro con las soluciones buffer
2. Introducir el electrodo en la muestra problema y medir el pH

Alcalinidad

Introducción

La alcalinidad es la capacidad de un agua para neutralizar ácidos, normalmente se expresa como miligramos por litro de carbonato de calcio.

Principio

Los iones hidroxilo (OH^-) presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con la adición de ácido estándar. Por tanto, la alcalinidad depende del pH del punto final utilizado en la titulación.

Interferencias

Los jabones, las materias oleosas y los sólidos en suspensión o precipitados pueden recubrir el electrodo de vidrio y causar una respuesta retardada. Déjese un tiempo adicional entre las adiciones del reactivo para permitir que el electrodo recupere el equilibrio, o límpiense éste en su caso. No se debe filtrar, diluir, concentrar o alterar la muestra.

Manejo de muestras

- La muestra puede ser colectada en recipientes de plástico o vidrio
- La cantidad de muestra debe ser de 200 ml como mínimo

- La muestra puede ser preservada en frío a 4°C
- La muestra no debe ser almacenada por más de 24 horas

Material

- Pipeta volumétrica de 25 ml
- Vaso de precipitados de 100 ml
- Propipeta de hule
- Bureta de 50 ml
- Soporte universal
- Potenciómetro
- Soluciones buffer de pH 7.0 y 4.0
- Solución de H₂SO₄ 0.02 N
- Pinzas para bureta
- Piseta con agua destilada
- Barra magnética de agitación
- Agitador magnético

Procedimiento

1. Calibrar el potenciómetro con las soluciones buffer
2. Tomar 25 ml de la muestra problema y medir el pH inicial.
3. Titular con H₂SO₄ 0.02 N agitando suavemente la muestra hasta alcanzar un valor de pH a 5.75 y anotar el volumen de ácido consumido.
4. Continuar con la titulación hasta alcanzar un pH de 4.30, nuevamente anotar el volumen de ácido consumido (este volumen debe incluir el volumen gastado para alcanzar un pH de 5.75)
5. Calcular la alcalinidad con la siguiente fórmula

$$\text{Alcalinidad} = \frac{(50000)(N)(Vol.)}{ml \text{ de muestra}}$$

donde

N = Normalidad del ácido utilizado

Vol. = Cantidad de ácido utilizado en ml para alcanzar pH 4.30.

La alcalinidad se reporta en miligramos de carbonato de calcio por litro (mg de CaCO₃/l).

Determinación de la relación de alcalinidades (α)

Durante el arranque de reactores anaerobios, el parámetro de control que indica el momento en el cual se debe incrementar o suspender la carga orgánica es la relación de alcalinidades (alfa, α). La relación α se define como el cociente de la alcalinidad a 5.75 entre la alcalinidad a 4.30 o alcalinidad total.

La alcalinidad útil para fines de amortiguamiento del pH es la debida a los bicarbonatos, medida a 5.75; la alcalinidad debida a los AGV, mayormente medida entre pH's 5.7 y 4.30, es una forma indirecta de medir su concentración, la cual se debe mantener lo más baja posible, para evitar problemas de inhibición a las bacterias anaerobias.

$$\alpha = \frac{\text{ml de ác. consumido a pH 5.75}}{\text{ml de ác. consumido a pH 4.30 (totales)}}$$

2. Determinación de sólidos

Introducción

La materia suspendida o disuelta contenida en un agua residual recibe el nombre de sólidos, de los cuales se pueden distinguir tres categorías:

- a. Sólidos Totales (ST)
Incluye los sólidos suspendidos más los sólidos disueltos.
- b. Sólidos Suspendidos Totales (SST)
Es la porción retenida por el papel filtro
- c. Sólidos Disueltos Totales (SDT)
Es la porción que pasa a través del papel filtro.

Dentro de estas tres categorías hay además dos subdivisiones:

Fijos: aquellos residuos que quedan después de la ignición de la muestra durante un tiempo a 550°C.

Volátiles: corresponde a la pérdida de peso de la muestra durante la ignición a las condiciones anteriores.

La determinación de los sólidos es una prueba indispensable para la operación de reactores biológicos, ya sean aerobios o anaerobios; que junto con otros parámetros proporciona información de la eficiencia de remoción del proceso e indirectamente de la concentración de biomasa bacteriana en el reactor.

Manejo de muestras

El manejo adecuado de las muestras es importante para mantenerlas con sus características originales. A continuación se mencionan algunas recomendaciones:

- Almacenar las muestras en recipientes de vidrio o plástico con tapa
- El tamaño de la muestra problema debe ser tres veces la cantidad que se requiere en la técnica
- Preservar las muestras problema en refrigeración
- Conservar las muestras no más de 7 días
- Una vez a peso constante, evitar tomar directamente con la mano crisoles, charolas de aluminio o papel filtro

Sólidos Suspendidos

Principio

Se filtra una muestra bien mezclada por un filtro estándar de fibra de vidrio y el residuo retenido en el mismo se seca a peso constante a 103-105°C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión.

Para la determinación de la fracción volátil y fija de la muestra, el residuo obtenido después del secado a 103-105°C se incinera a una temperatura de $550 \pm 50^\circ\text{C}$. Los sólidos remanentes representan los sólidos suspendidos fijos, mientras que la pérdida de peso por ignición representa los sólidos suspendidos volátiles.

Interferencias

Elimínese de la muestra las partículas gruesas flotables o los aglomerados sumergidos de materiales no homogéneos, si se decide que su inclusión no es deseable en el resultado final. Para las muestras ricas en sólidos disueltos, lávese el filtro con agua destilada para asegurar la eliminación del material disuelto que pudiera retenerse en las fibras del filtro.

Evite tocar directamente los crisoles y/o filtros.

Material

Para determinar sólidos suspendidos se emplea el mismo material que en la determinación de sólidos totales, además de:

- Papel filtro Whatman GF/A 5.5 cm o equivalente
- Matraz kitazato
- Crisol Gooch
- Alargadera de hule o embudo millipore
- Bomba de vacío

Procedimiento

- Preparación de filtro:

1. Colocar el papel filtro de fibra de vidrio en el crisol Gooch y este en el kitazato. Lavar el papel filtro con tres porciones de 20 ml de agua destilada, continuar con el vacío unos momentos más.
2. Para poner a peso constante primeramente se coloca el crisol con el papel filtro en la estufa por 15 min. a 103°C, posteriormente se introduce a la mufla a 550 °C durante 30min. Transferir nuevamente los crisoles a la estufa por 10 min. y posteriormente transferirlos al desecador para su enfriamiento. Cuando los crisoles se encuentren a la temperatura ambiente pesarlos y anotar su peso exacto (P_1)

- Filtrar la muestra de la siguiente manera:

1. Colocar el crisol en la alargadera sobre el kitazato, aplicar vacío y humedecer las orillas con una pequeña cantidad de agua destilada para fijar el papel.
2. Si la muestra es lodo, filtrar 10 ml de muestra perfectamente homogénea tomada con pipeta despuntada

3. Si la muestra es líquida, filtrar el mayor volumen posible sin sobrecargar el filtro; en ambos casos distribuir la muestra en toda la superficie del papel.
4. Transferir los crisoles con la muestra a la estufa y secarlo a 103 °C una hora aproximadamente, dos o tres horas para muestras de lodos.
5. Enfriar los crisoles en desecador y pesarlos. Registrar su peso (P_2)
6. Meter los crisoles a la estufa 15 min y luego a la mufla a 550 °C durante 30 min.
7. Pasarlos a la estufa 15 min.
8. Trasladarlos al desecador para enfriar
9. Pesarlos y registrar el peso (P_3).

Cálculos

Aplicar una de las siguientes relaciones de acuerdo con la fracción de sólidos que se quiera calcular:

$$mgSST/l = \frac{P_2(g) - P_1(g)}{vol. muestra(ml)} (1000)(1000)$$

$$mgSSV/l = \frac{P_2(g) - P_3(g)}{vol. muestra(ml)} (1000)(1000)$$

$$mgSSF/l = mgSST - mgSSV$$

Sustituir de la misma forma que en la determinación de los sólidos totales

Una variante al uso de crisoles Gooch, es la de utilizar un equipo filtrante Millipore o similar, en donde el dispositivo de soporte de la membrana filtrante y el vaso que se coloca sobre el, hacen la función de crisol Gooch. En tal caso, el filtro a peso constante, se coloca sobre el soporte (rejilla en inoxidable) con unas pinzas; se pone el vaso, se asegura. Se acciona la fuente de vacío y se vierte lentamente la muestra. Cuando la filtración se ha terminado, se retira el vaso y se toma el filtro con la muestra por medio de unas pinzas, para depositarlo en una cápsula de aluminio o porcelana, la cual servirá como contenedor del filtro durante su paso por la cadena de determinación de sólidos.

Recomendaciones

La reproducibilidad y exactitud de esta prueba depende de algunos puntos de suma importancia, tales como:

- Para muestras de lodo, se deben emplear pipetas despuntadas.
- La muestra se debe homogeneizar perfectamente entre cada toma de muestra.
- Respetar los tiempos fijados en estufa, mufla y desecador.
- Los tiempos en el desecador deberán determinarse previamente con el mismo número de crisoles con los que de rutina se van a trabajar. No introducir crisoles calientes al desecador antes de tomar alguno para su pesada.
- Mantener la sílice del desecador seca, cuando ésta retiene humedad vira de azul a rosa. Secarla en la estufa una vez a la semana.
- Las muestras se deben introducir a la mufla hasta que la temperatura indicada haya sido alcanzada.
- Cuando se emplea papel filtro, se debe tener cuidado de que el vacío aplicado se ejerza en toda la superficie del papel filtro. Esto se logra cuando los bordes del papel filtro se encuentran perfectamente sellados al perímetro del crisol Gooch.

3. ***Demanda Química de Oxígeno (DQO)***

Introducción

La demanda química de oxígeno es ampliamente utilizada como una forma de medir la carga contaminante de desechos domésticos e industriales. El análisis de la DQO se basa en el hecho de que todos los compuestos orgánicos, con algunas excepciones, pueden ser oxidados por la acción de un agente oxidante fuerte bajo condiciones ácidas hasta bióxido de carbono y agua, sin considerar la biodisponibilidad de las sustancias. Una de sus ventajas es la rapidez con que se obtiene la información, sin embargo, no evalúa si la materia orgánica es biodisponible.

Fundamento

La muestra se somete a reflujo en un medio fuertemente ácido con un exceso conocido de dicromato de potasio. Después de la digestión, el dicromato no reducido que quede se determina con sulfato ferroso amoniacal para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia orgánica oxidable en términos de equivalente de oxígeno. El tiempo estándar de reflujo es de dos horas.

Interferencias

Los cloruros, pueden precipitar los iones plata, eliminando su efecto catalítico. Esta interferencia se puede eliminar con la adición de sulfato mercúrico a la muestra antes de la adición de otros reactivos.

Manejo de muestras

Para el manejo adecuado de las muestras problema, se deben considerar los siguientes puntos:

- Las muestras se pueden contenerse en recipientes de vidrio o plástico con tapa
- La cantidad de muestra problema debe ser de 100 ml
- Analizar la muestra de inmediato, de no ser posible, acidificar con H_2SO_4 hasta un pH de 2
- Una muestra a pH de 2, puede ser almacenada en refrigeración de 7 a 28 días

Material

- Tubos de borosilicato de 20x 150 mm con cuello roscado y tapa recubierta de teflón
- Embudo de filtración rápida
- Papel Whatman GF/A 5.5 cm de diámetro o equivalente
- Estufa a 150 °C
- Bureta
- Matraces volumétricos de 100 ml
- Pipetas volumétricas de 3 y 5 ml
- Matraces erlenmeyer de 50 ml
- Piseta
- Propipeta de hule
- Espátula
- Gradilla metálica
- Goggles
- Guantes de asbesto

Soluciones

- Ácido sulfúrico con plata. Añadir 10.12 g de Ag_2SO_4 , ya sea en cristales o en polvo (grado analítico) por cada litro de H_2SO_4 concentrado. Permitir su disolución de uno a dos días a temperatura ambiente.

- Solución estándar de dicromato de potasio 0.25N. Disolver 12.25 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente secado a $103\text{ }^\circ\text{C}$ por dos horas, en 500 ml de agua destilada con 167 ml de H_2SO_4 concentrado y posteriormente aforar a 1000 ml.
- Solución indicadora de ferroína. Disolver 1.485 g de 1,10-fenantrolina monohidratada y 695 mg de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ en 80 ml de agua destilada. Aforar a 100 ml. Puede utilizarse la solución disponible comercialmente.
- Solución FAS (sulfato ferroso amoniacal). Disolver 39.2 g de $Fe (NH_4)_2 (SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ en 600 ml de agua destilada. Agregar cuidadosamente 20 ml de H_2SO_4 concentrado, enfriar y aforar a 1000 ml con agua destilada. Esta solución tiene una concentración aproximada 0.1N, su concentración exacta se conoce cuando se titula el "blanco frío", el cual se corre junto con las muestras.
- Sulfato mercuríco ($HgSO_4$).

Procedimiento

1. Como medida de precaución se recomienda utilizar guantes y lentes de protección (goggles) cuando se adicionen los reactivos que contienen H_2SO_4 .
2. Lavar previamente los tubos y tapones nuevos a utilizar con H_2SO_4 al 20% para evitar contaminación de las muestras. Para análisis subsecuentes, lavar los tubos con agua de la llave y agua destilada, secar perfectamente antes de adicionar los reactivos.
3. En un tubo de 20 x 150 mm, adicionar 5 ml de muestra o de su dilución. Si se desconoce completamente la DQO de la muestra, se prueban diluciones 1:100 y 5:100 ; la dilución más recomendable será aquella que no cambie la coloración del dicromato. Se prepara un "blanco caliente", al cual se adiciona agua destilada en lugar de la muestra.
4. Agregar 3 ml de dicromato de potasio. Con la punta de una espátula agregar una pequeñísima porción de sulfato mercuríco (montículo de 1 a 1.5 mm de diámetro).
5. Adicionar cuidadosamente 7 ml del reactivo de ácido sulfúrico, permitiendo que resbale por las paredes internas del tubo. Si es necesario, colocar el tubo en un baño de agua fría para disipar el calor de la reacción.
6. Cerrar herméticamente los tubos, invertir cada tubo varias veces para mezclar completamente y verificar que no haya fuga. En caso de haber fuga preparar otro tubo con la muestra correspondiente.
7. Colocar los tubos en la gradilla y llevarlos a la estufa a $150\text{ }^\circ\text{C}$ y digerir durante 2 horas.

8. Preparar un tubo adicional que servirá como "blanco frío" para conocer la concentración exacta de la solución FAS. Este tubo se prepara con agua destilada en lugar de muestra simultáneamente a las muestras y se mantiene bien tapado a temperatura ambiente.
9. Dejar enfriar los tubos a temperatura ambiente, retirar las tapas y verter su contenido en los matraces.
10. Enjuagar el tubo con un volumen de agua destilada igual a la muestra hasta eliminar residuos de dicromato y adicinarla al matraz.
11. Agregar dos gotas del indicador de ferroína y titular con la solución FAS agitando constantemente, hasta el vire del indicador de azul-verdoso a café rojizo.

Cálculos

Para conocer el valor de DQO total y soluble de una muestra, siga el siguiente ejemplo de cálculo.

FAS (ml) gastados en la titulación:

Blanco caliente: 3 ml

Blanco frío: 3 ml

Muestra: 2.3 ml

Volumen de muestra: dilución 1 en 10

Normalidad del dicromato : 0.25

1. La normalidad de la solución FAS se calcula una vez titulado el blanco frío, de la muestra siguiente:

$$N_{FAS} = \frac{(ml_de_solución_de_dicromato)(N_{dicromato})}{ml_de_solución_FAS_gastados_para_titular_el_blanco_frío}$$

sustituyendo:

$$N_{FAS} = \frac{(3ml)(0.25)}{3ml} = 0.25N$$

2. La DQO expresada en mg O₂/l se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$\frac{(ml\ FAS_{bc} - ml\ FAS_{muestra}) (N_{FAS}) (8) (1000)}{ml\ muestra} \times dilución$$

sustituyendo:

$$\frac{(3-2.3)(0.25)(8)(1000)}{5ml} \times 10 = 2800\ mg\ O_2 / l$$

donde:

- ml FAS_{muestra} = volumen de la solución FAS empleado para titular la muestra
- ml FAS_{bc} = volumen de la solución FAS empleado para titular el blanco caliente
- N_{FAS} = normalidad de la solución FAS obtenida al titular el blanco frío
- 8 = peso equivalente del oxígeno
- 1000 = factor para convertir ml a litros

Recomendaciones

- Homogeneizar la muestra antes de tomar cada alícuota.
- Procurar que al adicionar el H₂SO₄ la pérdida de material volátil sea mínima, esto se logra agregando muy despacio el H₂SO₄.
- Si al agregar la muestra, el dicromato toma a color verde, descartar este matraz, diluir la muestra y preparar de nuevo el ensayo.
- El punto de equivalencia en la titulación será el primer vire de azul-verdoso a café-rojizo aún cuando el primer color vuelva a aparecer.

CARACTERIZACIÓN DE LODOS

1.1. Índice volúmetrico de lodos y velocidad de sedimentación

Índice Volúmetrico de Lodos (IVL)

Introducción

En un reactor UASB, la elevada velocidad de sedimentación (V_{sed}) y reducido índice volumétrico de los lodos (IVL), son determinantes para mantener altas concentraciones de lodos biológicos dentro del reactor, al evitar ser evacuados por el flujo ascendente. Debido a lo anterior, es importante seguir la evolución de la sedimentabilidad del lodo, particularmente durante la fase de arranque.

El IVL es una prueba que evalúa la capacidad de sedimentación o compactación de un lodo, se define como el volumen que ocupa un gramo de lodos después de sedimentar durante un cierto tiempo, y sus unidades son ml/gSST.

La velocidad de sedimentación indica la rapidez con la que sedimenta el lodo y se expresa en m/h. El valor de IVL de un lodo granular está entre 20 y 30 ml/gSST y la V_{sed} superior a 20 m/h.

Manejo de muestras

Cuando se tengan muestras de lodo aerobio, se recomienda analizarlas inmediatamente después de haber sido obtenidas, ya que de ser almacenadas cambiarán sus propiedades al agotarse el oxígeno disponible. En cuanto a las muestras de lodo anaerobio, se pueden almacenar durante 6 días. Las muestras se podrán obtener en recipientes de vidrio o plástico y cuando se requieran conservar, se deben mantener en refrigeración.

Material

- Probeta de vidrio de 250 ml
- Cronómetro
- Pipeta despuntada
- Propipeta
- Parafilm
- Lámpara portátil
- Hoja de papel milimétrico

Procedimiento

1. Colocar 50 ml de lodo anaerobio en la probeta de 250 ml y aforar preferentemente con efluente clarificado del propio reactor anaerobio, o bien con agua destilada o de la llave.
2. Tapar la probeta y homogeneizar el lodo y el agua invirtiendo 2 veces la probeta suavemente. Evite agitar ya que esto introduce aire al lodo y provoca su flotación.
3. Colocar la probeta en una superficie plana y registrar el volumen de lodo sedimentado con respecto al tiempo. El tiempo cero corresponde al volumen ocupado por la mezcla de lodo y agua.
4. Registrar el volumen de lodos cada 15 segundos durante los primeros dos minutos, cada minuto durante los siguientes 13 minutos y cada cinco minutos durante los últimos 15 minutos.
5. Construir una gráfica de volumen de lodos sedimentados (ml) contra tiempo (min.).

Cálculos

El siguiente ejemplo ilustra la forma de cálculo:

Un lodo (50 ml) con una concentración de SST de 20.52 g/l, se sometió a la prueba de IVL. Después de 30 min., se obtuvieron los siguientes datos:

TIEMPO (min.)	VOLUMEN (ml)	TIEMPO (min.)	VOLUMEN (ml)
0	250	9	108
1	240	10	105
2	200	11	103
3	160	12	101
4	140	13	99
5	128	14	97
6	120	15	96
7	116	20	82
8	112	30	82

Con estos datos calcular el IVL y la V_{sed} .

Indice volumétrico de lodos (IVL)

El IVL se calcula aplicando la siguiente fórmula:

$$IVL = \frac{\text{Vol. de lodo sedimentado a 30min (ml)}}{\text{Masa de SST en probeta (ml)}}$$

sustituyendo:

$$IVL = \frac{82ml}{20.52g / l(0.05l)} = \frac{82ml}{1.026gSST} = 80ml / gSST$$

Velocidad de Sedimentación

Calcular el área transversal de la probeta con que se determinó el IVL:

$$A (\text{área}) = \pi r^2$$

$$r (\text{radio}) = (1.65 \text{ cm})^2 = 2.72$$

$$A = (3.1416) (2.72)$$

$$A = 8.54 \text{ cm}^2$$

1. Con una regla trazar una recta tangente a la curva en donde la pendiente es más pronunciada, que es donde se tiene la mayor velocidad de sedimentación.
2. Prolongar la recta hasta que corte ambos ejes (ordenada y abscisa).
3. Obtener la pendiente mediante la relación $m = y/x$, donde Y y X son los puntos en donde la recta trazada interseca el eje Y (ordenada) y el eje X (abscisa). En este caso, la pendiente es de $40 \text{ cm}^3/\text{min}$.
4. La pendiente de esta recta corresponde a la velocidad máxima de sedimentación bajo las condiciones de la prueba (sedimentación tipo II)

Las unidades cm^3/min una vez divididas por el área transversal de la probeta en cm^2 y aplicando factores de conversión se reportan en m/h , considerando que:

$$1 \text{ ml} = 1 \text{ cm}^3$$

$$60 \text{ min.} = 1 \text{ hora}$$

$$100 \text{ cm} = 1 \text{ metro}$$

Valor de la pendiente en la gráfica $m = 40 \text{ ml}/\text{min.} = 40 \text{ cm}^3/\text{min}$

$$Vel. sed = \frac{40 \text{ cm}^3 / \text{min}}{8.55 \text{ cm}^2}$$

$$Vel. sed. = \frac{(4.67 \text{ cm} / \text{min})(60)}{100} = 2.80 \text{ m} / \text{h}$$

Nota: El intervalo de tiempo para la lectura del volumen de lodos sedimentados, puede cambiar en función de la rapidez de sedimentación del lodo. En lodos donde la V_{sed} es muy alta, se recomienda una lectura cada 15 seg durante los primeros 3 min. El volumen de lodos también puede variar, de acuerdo a la facilidad para observar la interface sobrenadante-lodo sedimentado.

4.2. Granulometría

Una de las características más importantes para el lodo anaerobio de los reactores UASB es que el lodo sea de tipo granular, lo cual comúnmente está asociado con una alta velocidad de sedimentación, buena compactación y una elevada actividad metanógena; aunque no existe una regla estricta para definir en que momento se considera un lodo como granular, podría aceptarse generalmente que un lodo granular es aquel que tiene una fracción de granos mayor al 50%.

Material

- 1 probeta de 250 ml
- 1 tamiz con malla del número 30
- 1 tamiz con malla del número 40
- 1 palangana de plástico
- 1 piseta
- 1 matraz aforado de un litro
- 1 vaso de precipitados
- 1 pipeta serológica de 10 ml despuntada

- 1 pipeta serológica de 10 ml sin despuntar
- 1 propipeta
- 1 espátula
- 1 embudo de cristal
- charolas de aluminio con papel filtro GF/A a peso constante
- 1 desecador
- 1 Equipo millipore para filtración
- 1 Estufa
- 1 Mufla

Procedimiento

1. Determinar SSV al lote de lodo (muestra bien homogenizada)
2. Utilizar 250 ml de muestra de lodo.
3. En una palangana con agua destilada o de la llave, colocar el tamiz de malla 30 (0.6 cm). El tirante de agua solo deberá cubrir la malla en uno o dos centímetros, más no el borde perimetral del dispositivo.
4. Verter la muestra en el interior del tamiz y favorecer la separación con el retiro e inmersión suave de la malla en el agua, en repetidas ocasiones.
5. Retirar los granos del tamiz con ayuda de una piseta y pasarlos con embudo a un matraz aforado, esta operación se debe realizar con la menor cantidad de agua posible. Aforar y determinar los sólidos suspendidos, asegurándose que la muestra sea homogénea (SSV₁).
6. En otra palangana colocar el tamiz de malla 40 (0.4 cm). Repetir los pasos 4 y 5, utilizando como muestra el agua de la palangana utilizada en la malla 30 (SSV₂).
7. El agua restante en la palangana, que corresponde a los flocos, también debe aforarse y se le determinarán los sólidos suspendidos volátiles (SSV₃).

Masa de grano de 0.6 cm ($M_{0.6}$) = (SSV₁) (V de aforo)

Masa de grano de 0.4 cm ($M_{0.4}$) = (SSV₂) (V de aforo)

Masa de floculo (M_{floc}) = (SSV₃) (V de aforo)

Masa total (M_{Tot}) = $M_{0.6} + M_{0.4} + M_{floc}$

Si la Masa total es el 100%

Fracción de grano mayor a 0.6 = $(M_{0.6} / M_{Tot}) * 100$

Fracción de grano mayor a 0.4 = $(M_{0.4} / M_{tot}) * 100$

Fracción de floculo = $(M_{floc} / M_{floc}) * 100$

Para conocer el error experimental es necesario calcular el porcentaje de recuperación.

Porcentaje de recuperación = $(M_{tot} / M_{calculado}) * 100$

Mcalculado = (gSSV lodo inicial / l) (l lodo de muestra inicial)

1.3. Actividad Metanogénica Específica. Prueba Simplificada (de campo)

La actividad metanogénica específica del lodo (A_{CH_4}), se define como la cantidad de sustrato convertido a metano por unidad de masa de lodo por unidad de tiempo y se expresa como:

$$ACH_4 = \text{gCH}_4\text{-DQO/g SSV.d}$$

Esta prueba es importante, sobre todo en el arranque de un reactor, debido a que cada lodo mostrará diferencias en su actividad de acuerdo con su procedencia. El resultado aportará un criterio más para seleccionar la fuente de inóculo y estimar la carga orgánica inicial que puede aplicarse al reactor. Como análisis de rutina permite conocer la capacidad de transformación de la materia orgánica a metano y la "salud" del lodo dentro del reactor.

La prueba simplificada de actividad metanogénica en discontinuo puede realizarse en sistemas agitados o estáticos. El sistema agitado consiste de reactores de 1 a 10 litros con mezclado continuo o intermitente. Los ensayos estáticos se realizan en botellas de suero de menor volumen (100 a 500 ml, ver fig. 4.1). La actividad metanogénica se mide bajo condiciones en las cuales el sustrato para las bacterias metanogénicas no es limitante, agregando un exceso de ácidos grasos volátiles, comúnmente ácido acético, principal precursor de la metanogénesis. Bajo estas condiciones de saturación de sustrato, se establece una producción máxima de gas para una cierta cantidad de lodo.

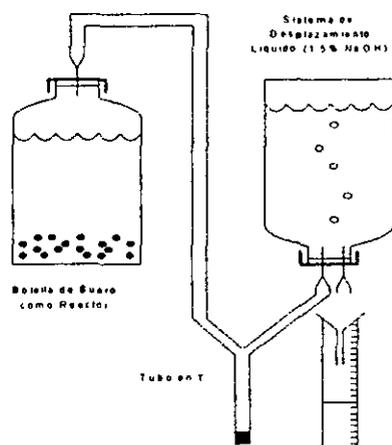


Fig. 4.1 Sistema estático para la determinación de actividad metanogénica específica (ASP)

Generalmente, en un reactor real, o en la naturaleza, la velocidad de producción de gas será más baja debido a factores como sustratos complejos, condiciones de operación no óptimas o presencia de inhibidores.

En esta prueba, la cuantificación del volumen de gas producido, se determina mediante el desplazamiento de un líquido. El sistema más común, utiliza un frasco de Mariotte, adaptado con una botella invertida.

El biogás producido es una mezcla de CH_4 , CO_2 , H_2S y N . El CO_2 constituye una importante fracción de este gas, y debe eliminarse haciendo pasar el biogás por una solución de sosa cáustica concentrada de $NaOH$ o KOH , en la cual el CO_2 y el H_2S son absorbidos en el medio básico por formación de carbonatos y de sulfuros, respectivamente. Con este procedimiento, el CH_4 alcanza el espacio libre del recipiente de medición, desplazando un volumen equivalente del líquido, el cual es captado por medio de una probeta graduada. Esta captación permite prescindir de un cromatógrafo de gases.

En ocasiones, no es necesario añadir micronutrientes porque generalmente están presentes en el lodo en suficiente cantidad. Este aspecto es importante, ya que si hay carencia de micronutrientes, el lodo mostrará baja actividad. Si existe esta sospecha, se puede correr en paralelo una prueba de actividad idéntica, pero agregando una solución de micronutrientes en la botella. Otra opción es adicionar siempre los micronutrientes, con objeto de asegurar las condiciones óptimas en este aspecto.

El inicio de la producción de biogás, depende del lodo utilizado, aunque generalmente en las primeras seis horas del experimento, no se detecta biogás debido a que se establece un

periodo de adaptación de los microorganismos al exceso de ácido acético y también a que debe alcanzarse un equilibrio entre la fase líquida y gaseosa de la botella de suero.

Se debe poner especial cuidado en la cantidad de lodo y sustrato con que se lleva a cabo la prueba, debido a que si la concentración del lodo es muy alta o la concentración del sustrato es muy baja, habrá limitaciones de transporte de sustrato hacia el lodo, particularmente en los ensayos estáticos. La situación inversa, podrá por su parte, inhibir el lodo por una alta concentración de sustrato.

Material

- Botellas de suero de 500 ml (alternativamente, botellas de gaseosa de 330 ml)
- Incubadora o baño maría a 35°C
- Taponos de hule
- Embudos pequeños
- Matraz de 1 litro
- Matraz de 100 ml
- Probeta graduada de 100 ml
- Agujas desechables
- Manguera de látex
- Conexiones "Y"
- Agua destilada

Soluciones

- Solución de sosa 1N

Colocar un matraz de 1 litro que contenga aproximadamente 600 ml de agua destilada, en un recipiente con agua fría. Pesar 40 g de NaOH y adicionarlos al matraz, tapar y mezclar ligeramente hasta la completa disolución de la sosa; esperar a que se enfríe y adicionar 5 gotas de fenofaleína, aforar a 1 litro. Esta solución deberá renovarse cuando el pH de la solución esté por debajo de 12, lo cual se indica por el vire de incoloro a rosa.

- Solución de fenofaleína

Disolver 0.5 g de fenofaleína en agua destilada y diluir a 100 ml

- Solución patrón de ácido acético a 100 g DQO/l

En un matraz de 1 litro, colocar 150 ml de agua destilada, adicionar 89 ml de ácido acético glacial (99.7%). Para ajustar el pH, colocar el matraz dentro de un recipiente con agua y adicionar sosa 6N, gota a gota. Cuando se esté cerca de pH=7, diluir la sosa cinco veces y

continuar hasta el pH=7. Aforar a 1 litro con agua destilada. 1 ml de esta solución equivale a 100mg de DQO como ácido acético.

Procedimiento

1. Determinar previamente al lodo, los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos, la muestra debe estar perfectamente homogenizada.
2. En una botella de suero de 500 ml (o la botella de 330 ml), adicionar a 250 ml de agua destilada hervida y sin airear 10 ml de la solución de ácido acético (4 gDQO/l concentración en la botella).
3. Agregar el volumen necesario de lodo para una masa de 1 gSSV, que corresponde aproximadamente a una concentración del orden de 4g SSV/l dentro de las botellas. La masa de lodo adicionado debe ser medido con precisión.
4. En caso de sospechar limitación de nutrientes, adicionar: 1 ml/l de la solución de macronutrientes, oligoelementos y sulfuros de acuerdo a la tabla 4.1, así como 0.2 g/l de extracto de levadura.

Tabla 4.1 Solución de nutrientes.

Solución	pH	Reactivo	Concentración
<i>Solución de macronutrientes</i>	Aprox. 3.27	NH ₄ Cl KH ₂ PO ₄ CaCl ₂ · 2H ₂ O MgSO ₄ · 4H ₂ O	170 g/l 37 g/l 8 g/l 9 g/l
<i>Solución de micronutrientes</i> Para la preparación de la solución, disolver primero la resarzurina y después agregar los demás elementos. Agitar hasta la completa disolución	Aprox. 1.63	FeCl ₃ · 4H ₂ O CoCl ₂ · 6H ₂ O MnCl ₂ · 4 H ₂ O CuCl ₂ · 2H ₂ O ZnCl ₂ H ₃ BO ₃ (NH ₄) ₂ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O NaSeO ₃ · 5H ₂ O NiCl ₂ · 6H ₂ O EDTA HCl 36% Resarzurina	2000 mg/l 2000 mg/l 500 mg/l 30 mg/l 50 mg/l 50 mg/l 90 mg/l 100 mg/l 50 mg/l 1000 mg/l 1 mg/l 500 mg/l
<i>Solución de sulfuro</i> Esta solución debe prepararse el mismo día que se va a utilizar		NaS · 9H ₂ O	100 g/l

5. Llenar la botella con el agua destilada hervida, cuidadosamente para evitar su aireación, hasta el volumen efectivo (90% del volumen total). Tapar la botella con tapón de hule perforado a todo lo alto con una aguja de jeringa. Verificar que no se tengan fugas.
6. Mantener el sistema a una temperatura constante de 35°C.
7. En otra botella de suero adicionar hasta su llenado total la solución de NaOH; tapar con tapón de hule perforado por una aguja, con cuidado para evitar derrames.
8. Colocar la botella de NaOH boca abajo y conectarla por medio de la manguera a la botella que contiene el lodo. Colocar un tubo en forma de "T" en el doblez inferior de la manguera. La "T" funciona como trampa para NaOH, impidiendo su entrada en la botella de lodo.
9. Poner una segunda aguja, en el tapón de la botella con sosa. Este arreglo permite la evacuación de la solución por desplazamiento y así medir el volumen de metano producido, el cual es igual al volumen de NaOH desplazado y recogido en el frasco con embudo.
10. Una vez que el experimento ha comenzado, determinar la producción de metano a intervalos regulares de tiempo, mediante la lectura del líquido desalojado a la probeta con el propósito de identificar el periodo en el que se obtiene la máxima producción de gas. Es importante agitar suavemente la botella que contiene el lodo antes de realizar la lectura, para liberar el gas del lodo.
11. Puede considerarse conveniente hacer una segunda y tercera alimentación. En este caso, cuando el 80% del sustrato se haya consumido, adicionar una segunda alimentación de AGV y hasta una tercera adición. Se puede estimar el sustrato consumido con la producción esperada de metano.
12. Cada muestra de lodo se corre por duplicado. Para cada serie de ensayos se incluye un blanco que contiene lodo y micronutrientes, sin sustrato. Esto sirve para corregir la producción endógena de gas, así como el volumen desplazado por cambios de temperatura y de presión atmosférica.
13. Ordenar los datos obtenidos como se muestra con el siguiente ejemplo.

Cálculos

- a. Calcular la actividad metanogénica específica de los datos de la tabla 4.2.

Tabla 4.2 Resultados de la prueba. Ejemplo de calculo.

Día	Hora	Tiempo (h)	CH ₄ (ml)	Vol. CH ₄ Acumulado (ml)
1	11:20	0	0	0
1	14:20	3	54	54
1	17:20	6	50	104
1	18:20	7	18	122
2	09:20	22	196	318
3	10:20	47	240	558
4	10:20	71	102	660
4	16:20	77	26	686
4	19:20	80	4	690

Construir una gráfica de volumen acumulado de metano en ml contra tiempo acumulado en horas (Fig. 4.2).

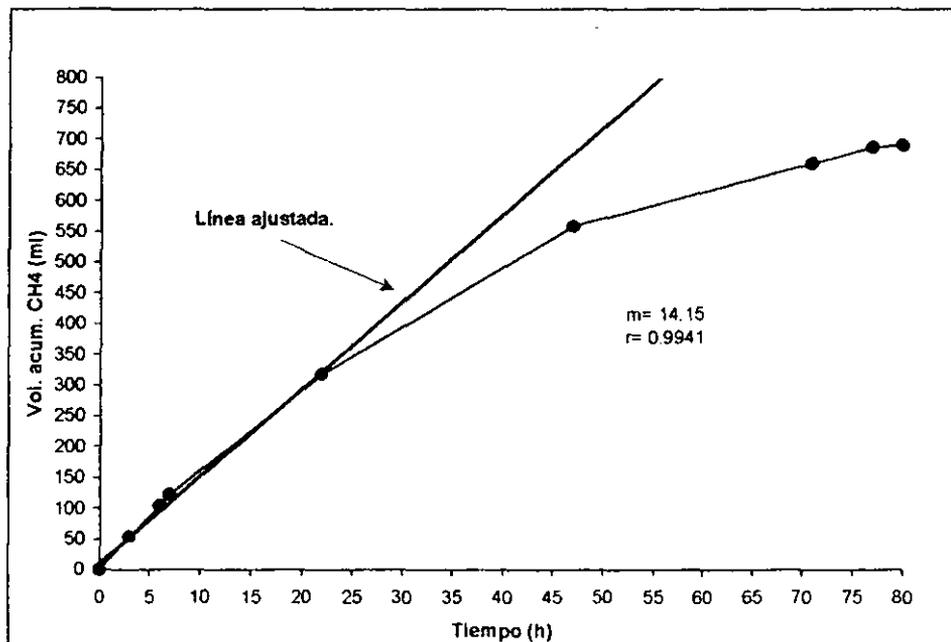


Fig. 4.2 Producción acumulada de metano. Ejemplo de calculo.

- b. Definir el periodo de tiempo en el que se ha obtenido alrededor del 50% del metano esperado a partir del sustrato adicionado.
- c. La pendiente de la línea de regresión de este segmento corresponde a la velocidad máxima de producción de metano (R), que en este caso es 14.15 ml/h. En caso de presentarse una fase lag (de aclimatación) no considerarla en la determinación de la pendiente.
- d. Una vez obtenido el valor de R, la actividad metanogénica puede calcularse mediante la siguiente fórmula:

$$A_{CH_4} = \frac{(R * 24)}{(FC * MSSV)}$$

donde:

R = Velocidad de producción de CH₄ en ml CH₄/d

24 = Factor de conversión de horas a días

FC = Factor de conversión de ml de metano a gramos de DQO en ml CH₄/g DQO (tabla 4.3)

MSSV = Masa de lodo en la botella de ensayo, g SSV

Sustituyendo

$$ACT = \frac{(14.15 \text{ ml CH}_4 / \text{h}) * (24 \text{ h} / \text{d})}{(418 \text{ ml CH}_4 / \text{g DQO}) * (1.0 \text{ g SSV})}$$

$$ACT = 0.81 \text{ g CH}_4\text{-DQO/g SSV-d}$$

Tabla 4.3 Factores de conversión para calcular la DQO contenida en gas metano (P = 1 atm) valores en ml de CH₄ equivalente a 1 gramo de DQO

Temperatura de la botella invertida (°C)	CH ₄ seco (mlCH ₄ /gDQO)	CH ₄ húmedo
10	363	367
15	369	376
20	376	385
25	382	394
30	388	405
35	395	418
40	401	433
45	408	450
50	414	471

Para convertir el dato a otra presión diferente de 1 atm, aplicar la relación de los gases ideales:

$$P_1V_1 = P_2V_2$$

Donde

V_2 = Volumen de metano ajustado a la presión P_2

P_2 = Presión atmosférica del sitio de la prueba

V_1 = Volumen de metano tomado de la tabla 3.3.

P_1 = Presión de referencia (1 atm o 760 mm Hg).

BIBLIOGRAFÍA

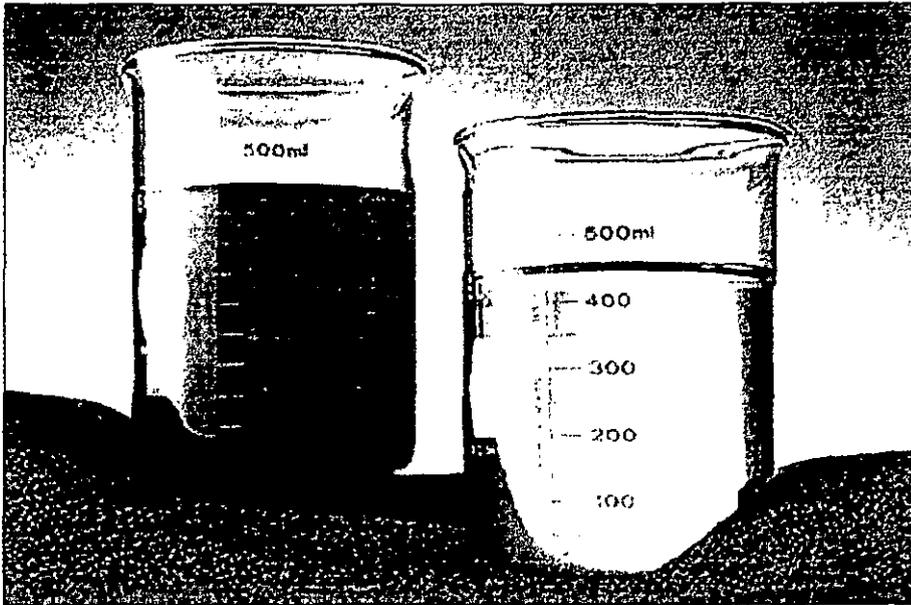
APHA-AWWA-WPFC., 1990. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 16 th Edition. American Public Health.

Anderson G. K. and Yang G., 1992. **Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration**. Water Environment Research. 64 (1): 53-59.

Coordinación de Bioprocesos Ambientales, 1995. **Manual de técnicas de laboratorio para procesos anaerobios**. Instituto de Ingeniería.

Jenkins S.R. Morgan J. M. and Zhang X., 1991. **Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters**. Research Journal WPCF. 63 (1): 28-34.

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**



BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

Borzacconi L., López I. (1994) Relevamiento de Reactores Anaerobios en América Latina. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 263-279

Catzada J.F., Porres C.A., Tay M. (1994). Digestión anaerobia en Guatemala. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 327-330

Comisión Nacional del Agua (CNA) (1996). Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales 1996. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Reuso del Agua y Dictámenes Técnicos. México, D.F.

Conil Ph. (1996a). Tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales domésticas con reactores UASB y filtros percoladores en el altiplano de Guatemala. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 145-158

Conil Ph. (1996b). El control de los olores en las plantas anaerobias de tratamiento de aguas residuales: estudios de casos. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 429-434

Conil Ph. (1996c). De la utilización y valorización de los sub-productos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 595-610

Contois D.E. (1959) Kinetics of Bacterial Growth. Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures. Journal General Microbiology, 21, pp. 77-81

Draaijer H., Maas J.A.W., Schaapman J.E., Khan A. (1992) Performance of the 5 MLD UASB Reactor for Sewage Treatment at Kanpur, India. Water Science and Technology, Vol. 25, No. 7, pp. 123-133

García E.P., Rodríguez F.R., Fernández P.F. (1996). Diseño, construcción y operación de una planta piloto UASB de dos etapas para el tratamiento de aguas residuales urbanas. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 159-173

Gujer W., Zehnder A.J.B. (1983) Conversion processes in anaerobic digestion. Water Science and Technology, 15 (8-9), pp. 127-167

Guyot J., Noyola A., Monroy O. (1988) Comparación Experimental de Dos Tipos de Reactores Anaerobios Avanzados en revista "AINSA" Año XIII, Núm. 2, Julio/Diciembre 1988, Medellín Colombia, pp. 35-47

Guyot J., Noyola A. (1991). L'Amérique Latine en Anaérobiose, en revista "Biofutur", Mayo 1991, Francia, pp. 44-50

Hall E. (1992). Anaerobic treatment of wastewaters in suspended growth and fixed film processes en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 41-118.

IMCYC-Instituto Mexicano del Cemento y el Concreto (1992), Estructuras sanitarias de concreto para el mejoramiento del ambiente, Primera Edición México 1992, Traducido de Environmental Engineering Concrete Structures, ACI 1989.

Landgrave J. (1996). El tratamiento adecuado de las aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 195-197

Lettinga G. (1992). Treatment of Raw Sewage under Tropical Conditions en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 147-166.

Lettinga G., Hulshoff L.W. (1992). UASB Process Design for Various Types of Wastewaters en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 119-146.

Lettinga, G. (1994) Anaerobic Treatment of Very Low Strength and Cold Industrial and Domestic Wastewaters. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 155-168

Leyva C.V.A. (1998). Aspectos de la Ingeniería Civil en las Plantas de Tratamiento de Agua Residual. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería. UNAM, México, D.F.

Mejía M. E. (1995). Situación Actual del Tratamiento de Aguas Residuales en México. Apuntes del Curso "Tratamiento de Aguas Residuales Municipales para cumplir con la NOM-067-ECOL-1994", 10 al 14 de julio, Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México

Mesa E., Arboleda Y. (1996). Postratamiento del efluente de un reactor anaeróbico mediante un contactor biológico rotatorio. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 481-493

Mendoza S. L. (1994). Efecto de la velocidad ascendente en la granulación de lodo de purga, proveniente de un reactor UASB. Tesis de Licenciatura en Biología. ENEP - Iztacala. UNAM, México

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill International Editions, Tercera Edición, Singapur

Monod J. (1949) The Growth of Bacterial Cultures. Annual Reviews of Microbiology, 36, pp. 1-7

Monroy H. O. (1994), Control de la Digestión Anaerobia. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 185-197

Monroy O., Meraz M., Montoya L., Famá G., Macarie H. (1996). Where is Anaerobic digestion in México? State of technology, limitations and potential for its development. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 645-660

Monroy H. O. *et al.* (1998). Digestión Anaerobia en México: Estado de la Tecnología en "Ingeniería y Ciencias Ambientales". Año 10, Núm. 39, Noviembre-Diciembre 1998, Revista de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C., Capitulo mexicano de la AIDIS, pp. 12-15, 19-23

Monroy O., Famá G., Meraz M., Montoya L., Macarie H. (2000). Anaerobic Digestion for Wastewater treatment in México: State of technology, en "Water Research" Vol. 34, No.6 pp. 1803-1816

Mora B.L. (1996). Aplicación de la tecnología UASB para tratamiento de aguas residuales domésticas a escala real. Planta Vivero Municipal Cali-Colombia. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 127-144

Morgan S. J., Noyola R. A., Jiménez C. B. (1995). Estudio de Trazado en un Reactor de Laboratorio tipo UASB en "Ingeniería Ambiental", Año 7, Núm. 26 1995. Revista de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A.C., pp. 5-14

Morgan S.J.M., López H.J., Noyola R.A. (1999) Tratamiento de Aguas Residuales, Matriz de decisión para la selección de tecnología, en revista VECTOR de la Ingeniería Civil No. 31, Federación de Colegios de Ingenieros Civiles de la República Mexicana A.C., Noviembre 1999, pp. 7-14,20

Ni J.Q., Nyns E.D. (1993) Biomethanation. A Developing Technology en Latin America. BORDA, Bruxelles/Bremen, 286 pp.

Noyola R. A. (1993). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Curso Internacional México-Centroamérica, 16 al 24 de agosto, Instituto de Ingeniería UNAM-ICAITI, México

Noyola R.A. (1994). Diseño, Inoculación y Arranque de Reactores UASB. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 133-143.

Noyola A., Monroy O. (1994). Experiencias y perspectivas del tratamiento anaerobio en México. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 331-340

Noyola R. A. (1996). Tratamiento de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 173-180

Noyola R. A. (1997). Reactores Anaerobios Avanzados. Apuntes del Curso "Tratamiento de Aguas residuales Municipales para cumplir con la NOM-001-ECOL-1996", Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México

Noyola R. A. (1998). Anaerobio vs Aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs primario avanzado, ¿el nuevo debate? en "Ingeniería Sanitaria y Ambiental", Núm. 39, Julio/Agosto 1998, Revista de la Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, pp. 62-65

Noyola R. A. (1999). Desarrollo de Tecnologías Mexicanas en Tratamiento de Aguas Residuales: Una Experiencia en revista "Interciencia" Vol 24 N°3, May-Jun 1999, Venezuela, pp. 169-172

Orozco A., Sterling C.E. (1996). Avances recientes en el diseño de plantas de tratamiento anaerobias. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 365-382

Palacios R. M. (1993). Producción de lodo inóculo anaerobio para reactores UASB a escala piloto. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química. Facultad de Química. UNAM. México, D.F.

Pavlostathis S.G., Giraldo-Gómez E. (1991) Kinetics of Anaerobic Treatment. Water Science and Technology, 24(8), pp. 35-39

Pérez H. (1996). Análisis de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 169-172

Pohland F.G. (1992). Anaerobic Treatment: Fundamental Concepts, Applications and New Horizons en "Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes", Water Quality Management Library Vol. 7 editado por Joseph F. Malina y Frederick G. Pohland. Technomic Publishing Co. Estados Unidos, pp. 1-40.

Rodríguez V.J.A. (1996). Experiencias en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas. IV Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 19 al 22 de noviembre, Bucaramanga, Colombia, pp. 197-220

Rojas Ch. O. (1994). Aplicación de tecnologías de tratamiento anaerobio para la depuración de aguas residuales, experiencias en Colombia. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 303-317

Romero Luna F. (1985) La Biotecnología en México: Tratamiento Biológico de Aguas Residuales en "Prospectiva de la Biotecnología en México". Compilado por Rodolfo Quintero Ramírez. Fundación Javier Barros Sierra. Centro de Investigaciones y Prospección, CONACYT, México, D.F.

Romero R.J.A. (1999) Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización, Ed. Alfaomega, 3ª edición, México.

Sámano C. J., Noyola R. A. (1996). Análisis del Costo de Inversión y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales para Pequeñas Poblaciones en revista "Federalismo y Desarrollo", Año 9, Abril-Mayo-Junio, México.

Saval S., Noyola A. (1992). Aportaciones de la Biotecnología al Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, en "Biotecnología" Revista de la Sociedad Mexicana de Biotecnología y Bioingeniería, A.C. Vol. 2, Nos. 5 y 6, pp. 155-172

Saval S. (1996). Biotecnología aplicada al tratamiento de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 370-379

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. y Parkin, G.F. (1994). Chemistry for Environmental Engineering. McGraw-Hill International Editions, Cuarta Edición, Singapur

Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol). Instituto Nacional de Ecología (INE) (1994). Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994. México, D.F.

Soubes M. (1994) Microbiología de la digestión anaerobia. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 15-28

Souza M.E.I., Vieira S.M.M. (1986) Uso do Reator UASB para tratamento de esgoto sanitario en "Encontro Estadual de Especialistas em Digestao Anaeróbica", septiembre 1985. CETESB. Sao Paulo, Brasil

Switzenbaum M. S. (1994) Obstacles in the implementation of Anaerobic treatment technology. III Taller y Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Montevideo, Uruguay 25-28 de Octubre, pp. 253-262

Tebbutt T.H. Y (1998) Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa-Noriega Editores, Tercera Edición, México.

Urrego R. O. (1996). El agua: un servicio básico para el bienestar humano en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 901-905

Valdez J. E., Montalvo M. S.(1994). Experiencias y perspectivas del tratamiento anaerobio en Cuba. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 319-325

Vieira S.M.M.(1994). Experiência e perspectivas do tratamento anaeróbio de esgotos sanitarios no Brasil. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 293-301

Viñas M.(1994). Criterios de Diseño y Escalado de Reactores Anaerobios. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 111-123.

Viñas M., Martínez J., Borzacconi L., Hernández A. (1994). Aplicación de la tecnología anaerobia en Uruguay. III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", 25 al 28 de octubre, Montevideo, Uruguay, pp. 341-348

Young J. C., McCarty P.L. (1968) The anaerobic filter for waste treatment. Reporte técnico No. 87, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Stanford, Stanford California.

Young H.W., Young J.C. (1988). Hydraulic characteristics of upflow anaerobic filters. American Society of Civil Engineers, Journal of Environmental Engineering, Vol. 114, No.3 Jun 1988, pp. 621-638.