



## CURSO VIRTUAL



**MODULO N°.4: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES.**

Modulo 4. Tratamiento Anaerobio de aguas residuales.

Modulo de enseñanza desarrollado dentro del Proyecto LIWA. Sustainable Water and Wastewater Management in Urban Growth Centres Coping with Climate Change – Concepts for Metropolitan Lima (Perú).

**Autora:**

Rosa Elena Yaya Beas.

Universidad Nacional de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental.

Agosto 2012.

## **Agradecimientos**

Se agradece la valiosa participación de las siguientes personas, gracias a las cuales fue posible el desarrollo del presente curso:

- Sr. Miguel Quiroz Mantari
- Blga. Erika Alejandra Cadillo La Torre
- Bach. Christian Ayala Limaylla
- Srta. Milagros Torbisco Saenz
- Ing. Jorge Zavaleta Gutierrez

# CONTENIDO

1. SITUACIÓN ACTUAL DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS EN EL PERÚ.....	8
2. MARCO LEGAL PERUANO.....	9
3. AGUAS RESIDUALES. ....	10
3.1 Clasificación de las aguas residuales. ....	11
3.2 Caracterización de las aguas residuales. ....	11
4. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES. ....	29
4.1 Conceptos basicos .....	29
4.2 Etapas del tratamiento de las aguas residuales. ....	29
5. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES. ....	36
5.1 Proceso de la digestión anaerobia .....	38
5.2 Microbiología anaerobia .....	48
6. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO APLICABLES EN AGUAS RESIDUALES.....	54
6.1 Tanques sépticos .....	54
6.2 Tanque Imhoff. ....	60
9.2.3 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL USO DE TANQUE IMHOFF.....	73
6.3 Lagunas anaerobias.....	74
6.4 Filtro anaerobio (FA).....	76
6.5 Reactor anaerobio de manto de lodos y de flujo ascendente (reactor UASB). ....	80
6.6 Reactor anaerobio de lecho fijo fluidizado (reactor RALF). ....	84
6.7 Lagunas anaerobias mejoradas.....	86
6.8 Reactor granular de lecho expandido (reactor EGSB).....	87
7. EJEMPLOS DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO APLICADAS EN AGUAS RESIDUALES..	90
7.1 Tratamiento con lagunas anaerobias y facultativas .....	90
7.2 Tratamiento con reactores UASB y lagunas facultativas .....	91
7.3 Tratamiento con reactores UASB y filtros percoladores .....	92
7.4 Tratamiento con reactores UASB y humedales artificiales.....	93
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

## Relación de cuadros

Cuadro 1 Cuadro resumen de las principales leyes, normas y decretos correspondientes al tratamiento de aguas residuales .....	10
Cuadro 2 Resumen del nivel de concentración de los principales parámetros que caracteriza a una agua residual domestica. ....	11
Cuadro 3 Principales ventajas y desventajas del tratamiento anaerobio .....	37
Cuadro 4 Ejemplos de reacciones acidogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios.....	40
Cuadro 5 Ejemplos de reacciones acetogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios.....	41
Cuadro 6 Principales reacciones metanogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios.....	42
Cuadro 7 Composición elemental de los microorganismos metanogénicos (Scherer, 1983) ....	47
Cuadro 8 Condiciones ideales para la digestión anaerobia.....	48
Cuadro 9 Parámetros de crecimiento de bacterias anaeróbicas (valores reportados a 30 y 35°C) .....	52
Cuadro 10 Ventajas y desventajas de los tanques sépticos.....	60
Cuadro 11 Rendimientos promedio de tratamiento de Tanques Imhoff .....	63

Cuadro 12 Variación del tiempo de digestión de lodos en relación con la temperatura.....	67
Cuadro 13 Factor de capacidad relativa en relación con la temperatura .....	67
Cuadro 14 Carga orgánicas volumétricas aceptable o permisible ( $r_x$ ) en $\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}$ en reactores UASB en función de la temperatura de operación y características de las aguas residuales....	81
Cuadro 15 Principales características de los reactores EGSB .....	88
Cuadro 16 Principales Datos de diseño y funcionamiento de una planta piloto en Campina Grande-Paraiba –Brasil .....	91
Cuadro 17 Datos de funcionamiento de la Planta en Río Frío en Bucaramanga (Colombia) durante la primera etapa de funcionamiento .....	92

## Relación de figuras

Figura 1 Esquema representativo de tecnologías de tratamiento aplicadas en el Perú, por las EPS .....	8
Figura 2 Esquema representativo del incremento sostenido del tratamiento de aguas residuales por SEDAPAL y las EPS.....	9
Figura 3 Digestor de bloque .....	13
Figura 4 Determinación de oxígeno disuelto en laboratorio .....	14
Figura 5 Ejemplo de curva de la Demanda Bioquímica de Oxígeno .....	16
Figura 6 Clasificación de los sólidos .....	17
Figura 7 Determinación de sólidos totales y sólidos disueltos en laboratorio .....	18
Figura 8 Electrodo del pH-metro sumergido en una muestra de agua .....	20
Figura 9 pH-metro .....	20
Figura 10 Tiras de papel tornasol.....	21
Figura 11 Coliformes termotolerantes.....	23
Figura 12 Coliformes termotolerantes.....	23
Figura 13 Coliformes termotolerantes-metodología de los tubos múltiples.....	24
Figura 14 Coliformes termotolerantes-metodología de filtración en membrana.....	25
Figura 15 Vista del tamaño de los huevos de helmintos.....	28
Figura 16 Esquema representativo del tratamiento de las aguas residuales .....	30
Figura 17 Clasificación de cribas .....	31
Figura 18 Ejemplo de una cámara de rejillas gruesas. ....	31
Figura 19 Ejemplo de una cámara de rejillas finas.....	32
Figura 20 Balance de la DQO de una reacción anaerobia .....	36
Figura 21 Transformaciones de la materia orgánica compleja durante la etapa hidrolítica de la digestión anaerobia (AGCL: Ácidos Grasos de Cadena Larga). ....	39
Figura 22 Proceso de digestión anaerobia .....	44
Figura 23 Ubicación de los microorganismos partícipes de la digestión anaerobia en los dominios de los seres vivos. ....	51
.Figura 24 Esquema de un tanque séptico .....	55
Figura 25. Dimensiones y partes de un tanque séptico. ....	58
Figura 26 Esquema de un tanque Imhoff.....	61
Figura 27 Esquema de la ubicación de un tanque Imhoff en una planta de tratamiento de aguas residuales .....	63
Figura 28 Partes de un tanque Imhoff.....	64
Figura 29 Detalle de la cámara de sedimentación del tanque Imhoff. ....	66
Figura 30 Esquema de la cámara de digestión de un tanque Imhoff. ....	68
Figura 31 de un tanque Imhoff. ....	69
Figura 32 Eliminación de la DBO en función del tiempo de retención hidráulico .....	75
Figura 33 Esquema de una laguna anaerobia .....	76
Figura 34 Esquema de un tanque séptico utilizando como postratamiento un filtro anaerobio	78

Figura 35 Esquema de un filtro anaerobio filtro anaerobio con flujo ascendente y descarga de lodos por la parte inferior.....	78
Figura 36 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en filtros anaerobios.....	79
Figura 37 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en reactores UASB.....	82
Figura 38 Esquema de un reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente.....	83
Figura 39 Esquema de una reactor UASB convencional con sello hidráulico para mantener el nivel de agua requerido en las cámaras de biogás.....	83
Figura 40 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en reactores anaerobios de lecho fluidizado RALF .....	84
Figura 41 Esquema de una reactor anaerobio de lecho fluidizado.....	85
Figura 42 Esquema de una laguna anaerobia de flujo ascendente construida en Londrina en 1997, las medidas están en centímetros .....	86
Figura 43 Esquema de una reactor EGSB.....	89
Figura 44 Esquema de una planta con lagunas anaerobias y facultativas.....	90
Figura 45 Esquema de de una planta piloto en Campina Grande-Paraiba –Brasil .....	90
Figura 46 Esquema de sistemas de tratamiento utilizando la tecnología de filtros percoladores.....	92
Figura 47 Vista de la planta de tratamiento de aguas residuales de San Antonio en Solalá (Guatemala) que utiliza reactores UASB y filtros percoladores .....	93
Figura 48 Esquema de sistemas de tratamiento utilizando la tecnología de humedales construidos.....	94
Figura 49 Configuración del sistema de tratamiento utilizando reactores UASB y humedales propuesto por von Sperling & Chernicharo (2005).....	94

# CURSO VIRTUAL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

I1. Público objetivo.

Alumnos de pre-grado de Ingeniería Ambiental e Ingeniería Sanitaria

I2. Objetivos

Objetivo Principal

- Proporcionar al participante los conceptos básicos del tratamiento de aguas residuales dando énfasis al tratamiento anaerobio (sin oxígeno) como tratamiento primario.

Objetivo Secundarios

Dar a conocer al participante acerca de:

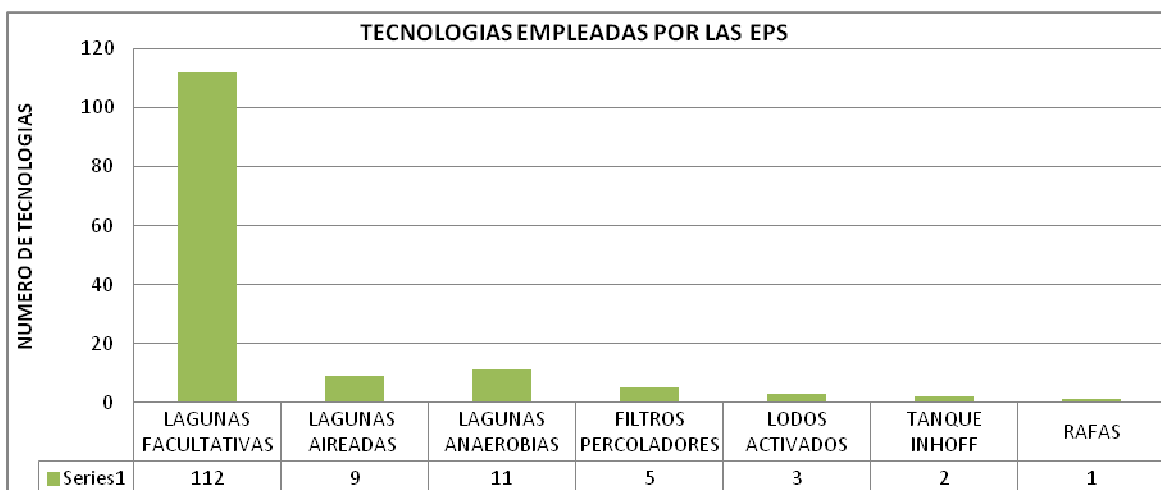
- los principales parámetros de caracterización de las aguas residuales
- conceptos básicos del tratamiento de aguas residuales
- Las configuraciones básicas que involucren básicamente el tratamiento anaerobio como tratamiento primario.

# CURSO VIRTUAL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

## 1. Situación actual del tratamiento de las aguas residuales domesticas en el Perú.

En el Perú existe un porcentaje de 35% de aguas residuales que pasan por un proceso de tratamiento (SUNASS, 2009). Asimismo de las 143 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) un 92 % se compone de lagunas de estabilización en sus diferentes variedades de comportamiento biológico (anaerobias, facultativas o aireadas), siendo las lagunas facultativas las más empleadas, 78% en 112 de PTAR (SUNASS, 2008).

La Figura 1 muestra un resumen de las tecnologías aplicadas en el Perú:

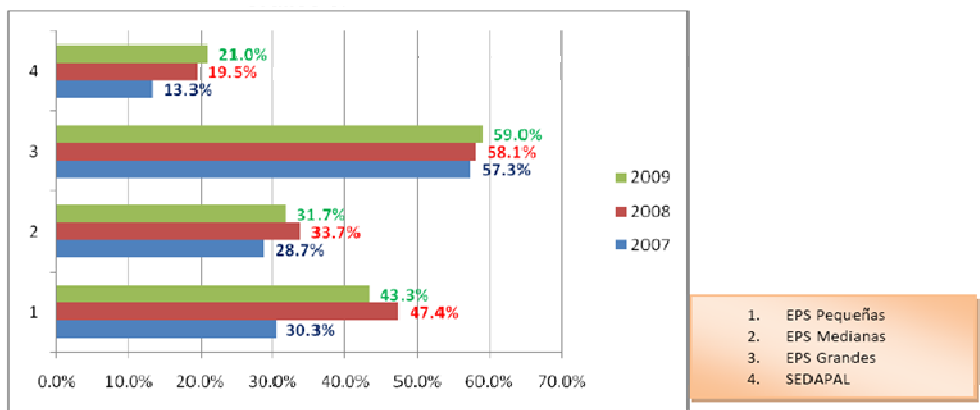


**Figura 1** Esquema representativo de tecnologías de tratamiento aplicadas en el Perú, por las EPS

FUENTE: SUNASS ( 2007)

En la figura que se muestra a continuación, se puede apreciar que SEDAPAL y las EPS grandes han tenido un incremento sostenido en los años 2007, 2008 y 2009 del tratamiento de aguas residuales. Por lo contrario en las EPS medianas y EPS pequeñas se ha reducido el porcentaje de tratamiento de aguas residuales por el incremento de cobertura sin que se ejecuten inversiones en el rubro de tratamiento.





**Figura 2 Esquema representativo del incremento sostenido del tratamiento de aguas residuales por SEDAPAL y las EPS**

Fuente: SUNASS ( 2009)

## 2. Marco legal Peruano

En el Perú, el sector saneamiento, pertenece al sector público. La superintendencia nacional de servicios de saneamiento (SUNASS) es la entidad encargada de regular, supervisar y fiscalizar el servicio de agua potable.

El Cuadro 1 muestra el resumen del marco legal en el Perú, para el sector saneamiento:

**Cuadro 1 Cuadro resumen de las principales leyes, normas y decretos correspondientes al tratamiento de aguas residuales**

<b>MARCO LEGAL Y NORMATIVO DEL SECTOR SANEAMIENTO EN EL PERU</b>		
<b>NOMBRE</b>	<b>LEY /NORMA</b>	<b>DESCRIPCION</b>
<b>Ley general del ambiente</b>	<b>N° 28611</b>	El estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de reutilización consideran como premisas la obtención de la calidad necesaria de reúso, sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizan.
<b>Reglamento Nacional de Edificaciones</b>	<b>OS.090</b>	Recomendaciones para el diseño de unidades que conforman una planta de tratamiento de aguas residuales
<b>Ley general de recursos hídricos</b>	<b>Ley N° 29338</b>	Regula el uso y gestión de los recursos hídricos. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes relacionados a esta.
<b>Estándares de calidad ambiental</b>	<b>D.S.N°23-2009 MINAM</b>	Se aprueban las disposiciones para la implementación de los estándares de calidad ambiental (ECA) para agua a partir del 01 de Abril del 2010.
<b>Valores Máximos Admisibles</b>	<b>D.S.N°21-2009-VIVIENDA</b>	Regula las descargas de aguas residuales no domesticas en el sistema de alcantarillado sanitario a fin de evitar el deterioro de instalaciones, infraestructura sanitaria, equipos, adecuado funcionamiento, garantizando la sostenibilidad de los sistemas de alcantarillado.
<b>Límites máximos permisibles</b>	<b>D.SN°003-2010 MINAM</b>	Cumplimiento de los límites máximos permisibles de PTAR, que describe las características que tiene que tener un agua residual al ser descargada a un cuerpo receptor de agua

### **3. Aguas residuales.**

Las aguas residuales generadas en una determinada población, tanto en calidad como en cantidad dependen mucho de factores como la cultura, progreso, desarrollo tecnológico, clima, región, entre otros.

### 3.1 Clasificación de las aguas residuales.

### 3.2 Caracterización de las aguas residuales.

La caracterización de las aguas residuales (físicas, químicas y biológicas) es esencial al momento de elegir una determinada tecnología de tratamiento, funcionamiento de esta, evacuación y para la técnica de la gestión de la calidad ambiental.

**Cuadro 2 Resumen del nivel de concentración de los principales parámetros que caracteriza a una agua residual domestica.**

PARAMETRO		CONCENTRACION (mg/L)		
		ALTA	MEDIA	BAJA
<b>Demanda Bioquímica de Oxígeno, 5 días a 20°C</b>	DBO <sub>5</sub>	300	200	100
<b>Demanda Química de Oxígeno</b>	DQO	1000	500	250
<b>Carbono Orgánico Total</b>	COT	300	20	100
<b>Sólidos Totales</b>	ST	1200	700	350
S. Disueltos Totales	SDT	850	500	250
S.D. Fijos	SDF	525	300	145
S.D. Volátiles	SDV	325	200	105
S. Suspendidos Totales	SST	350	200	100
S.S. Fijos	SSF	75	50	30
S.S. volátiles	SSV	275	150	70
Sólidos Sedimentables (ml/l)	SS	20	10	5
<b>Nitrógeno (total como N)</b>	N	85	40	20
Orgánico		35	15	8
Amoniaco libre		50	25	12
Nitritos	NO <sub>2</sub>	0	0	0
Nitratos	NO <sub>3</sub>	0	0	0
<b>Fosforo (total como P)</b>	P	20	10	6
Orgánico		5	3	2
Inorgánico		15	7	4
<b>Cloruros</b>		100	50	30
<b>Alcalinidad (Como CaCO<sub>3</sub>)</b>		200	100	50
<b>Grasa</b>		150	100	50

**Fuente:** Metcalf y Eddy, tratamiento y depuración de las aguas residuales.

**Cuadro 3 cuadro resumen de las principales características físicas, químicas y biológicas del agua residual**

	FISICOS	QUIIMICOS	BIOLOGICOS
<b>CARACTERISTICAS</b>	Sólidos	Alcalinidad	Microorganismos
	Turbiedad	Calcio	Agentes patógenos
	Color	Dureza	
	Olor y sabor	Cloruros	
	Temperatura	Sulfatos fosfatos	
	PH.	Nitrógeno	

**Fuente:** Metcalf y Eddy, tratamiento y depuración de las aguas residuales.

### 3.2.1 Parámetros fisicoquímicos.

#### a. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es la medida de oxígeno equivalente a la materia orgánica contenida en una muestra, la cual puede oxidarse con un oxidante químico fuerte, generalmente una solución de dicromato en medio ácido. El método más utilizado es el de dicromato de potasio.

#### Materiales y reactivos

- ✓ Tubos de digestión con tapones de rosca.
- ✓ Espectrofotómetro.
- ✓ Solución de digestión.

#### Procedimiento

- ✓ Colóquese 2ml de muestra en el tubo de cultivo que contiene la solución de digestión. Cierre bien el tubo, e inviertase varias veces cada uno de ellos para mezclar completamente.
- ✓ Colóquese los tubos o las ampollas en un digestor de bloque o en un horno precalentado a 150 °C y sométase a reflujos durante 2 horas.
- ✓ Determinación de la reducción de dicromato: Invertir las muestras enfriadas, el blanco y dejar que los sólidos se depositen antes de medir la absorbancia. Quitar los sólidos que se adhieren a la pared del envase mediante con la ayuda de un papel suave que no deje restos. Insertar el tubo o la ampolla cerrada a través de la puerta de acceso en la trayectoria de la luz del espectrofotómetro ajustado a 600 nm. Leer la absorbancia y comparar con la curva de calibración.



Figura 3 Digestor de bloque

Fuente. [www.hach.com](http://www.hach.com)

### b. Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir. Los niveles bajos de OD pueden encontrarse en áreas donde el material orgánico (vertidos de plantas de tratamiento, granjas, plantas muertas y materia animal) está en descomposición. Las bacterias requieren oxígeno para descomponer desechos orgánicos y, por lo tanto, disminuyen el oxígeno del agua. Los efluentes cargados con mucha materia orgánica, son las que lógicamente agotan el oxígeno disuelto de las aguas es por ello que en las aguas residuales el OD es prácticamente cero. Este parámetro es muy importante para poder clasificar un tipo de digestión microbiana como aerobio (presencia de oxígeno) o anaerobio (ausencia de oxígeno).

Para determinar este parámetro se utiliza el método de Winkler cuyo principio radica en que el oxígeno oxida  $Mn^{++}$  a un estado de valencia bajo condiciones alcalinas y que el Mn en alto estado de valencia es capaz de oxidar  $I^-$  a  $I_2^0$  libre, bajo condiciones ácidas y la cantidad de  $I_2^0$  libre liberado es equivalente al OD originalmente presente disuelto en el agua.

#### Reactivos y materiales

- ✓ Solución de Ácido Sulfúrico (18 M)
- ✓ Solución de tiosulfato de sodio.
- ✓ Almidón
- ✓ 1 Frasco de boca esmerilada de 300 ml para DBO.
- ✓ 1 Gotero
- ✓ 1 Frasco Volumétrico de 200 ml.
- ✓ 1 Matraz Erlenmeyer de 500 ml.
- ✓ 1 Bureta
- ✓ 1 Soporte universal

#### Procedimiento

Los pasos para la determinación de este parámetro son los siguientes:

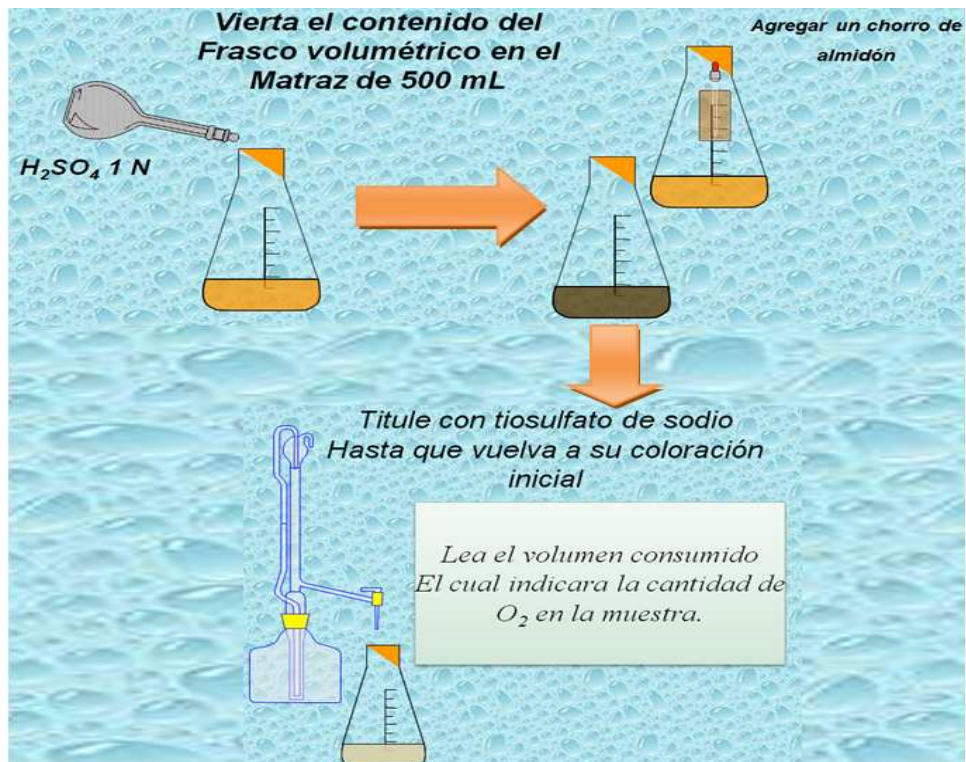
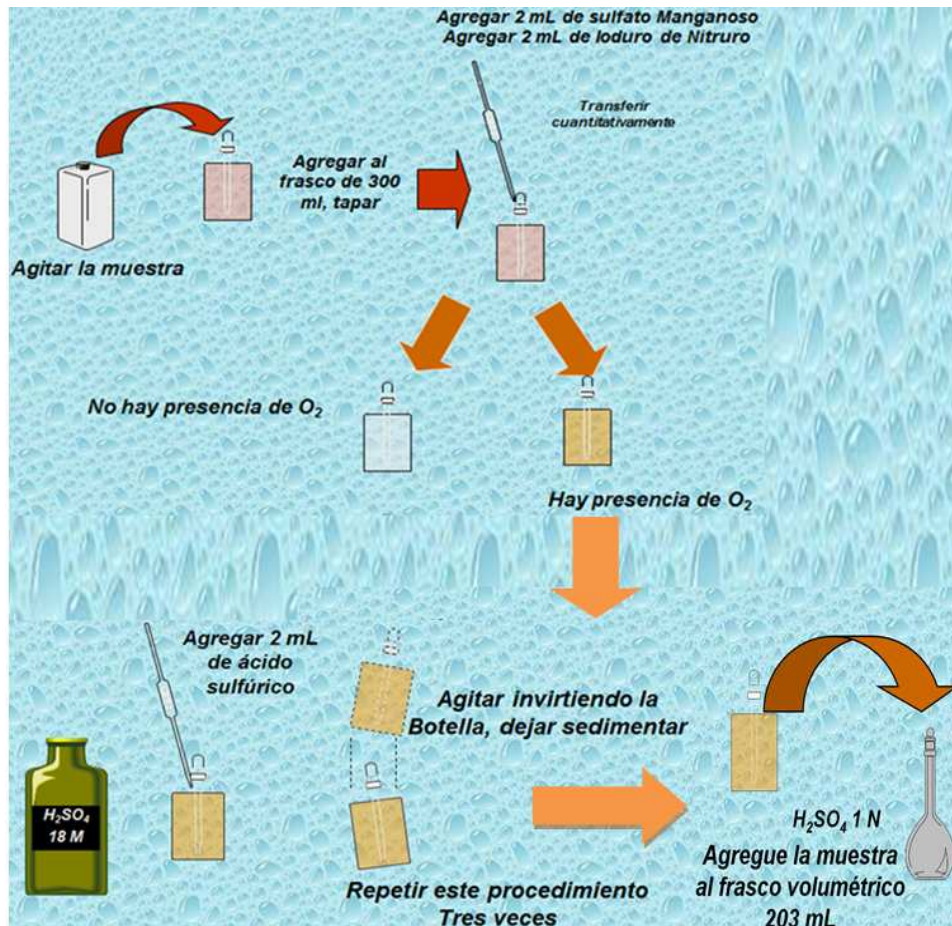


Figura 4 Determinación de oxígeno disuelto en laboratorio  
 Fuente. Elaboración propia en base a la guía "Análisis de agua y desagüe" – Enrique Jimeno Blasco

También es posible realizar la lectura del oxígeno disuelto utilizando un medidor de oxígeno disuelto para lo cual solamente es necesario introducir el electrodo en la muestra de agua.

### **c. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

Es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos, principalmente bacterias, para la descomposición o estabilización de la materia orgánica que contiene una muestra de agua. La determinación de la prueba de la DBO consiste en determinar el oxígeno disuelto (OD) antes y después de un periodo de incubación de 5 días a 20°C. Para realizar esta prueba se debe tener en cuenta hacer diluciones en caso que la demanda de oxígeno de la muestra sea mayor al OD y principalmente en muestras crudas o de OD desconocido.

#### **Reactivos y materiales**

- ✓ 2 litros de agua destilada.
- ✓ Cloruro férrico, Na, Ca y Mg.
- ✓ Solución de Yoduro de Nitrato y Sulfato Manganeso.
- ✓ 6 Frascos de boca esmerilada de 300 ml para DBO.
- ✓ 1 Vaso de precipitado de 1000 ml.
- ✓ 1 Frasco Volumétrico de 200 ml.
- ✓ 1 Matraz Erlenmeyer de 500 ml.
- ✓ 1 Probeta de 1 000 ml.

#### **Procedimiento**

- ✓ Airear el agua destilada (aproximadamente 2 litros), para lo cual se utiliza la bomba de inyección de aire, hasta que se obtengan un OD de 8 mg/l como mínimo.
- ✓ Agregar 1 ml de reactivo de cloruro férrico, por cada litro de agua destilada saturada.
- ✓ Llenar con agua de dilución los frascos de boca esmerilada, posteriormente sembrar la muestra utilizando una pipeta graduada.
- ✓ Colocar las tapas y agitar, dejar en incubación por 5 días en una Incubadora a una temperatura 20 +/- 1 °C.
- ✓ Cuando se haya completado el período de incubación, determinar el OD en cada botella tal como se describe en el procedimiento de OD o en todo caso con un oxímetro.
- ✓ Grafique Oxígeno Disuelto Final (mg/l) versus el volumen de muestra.

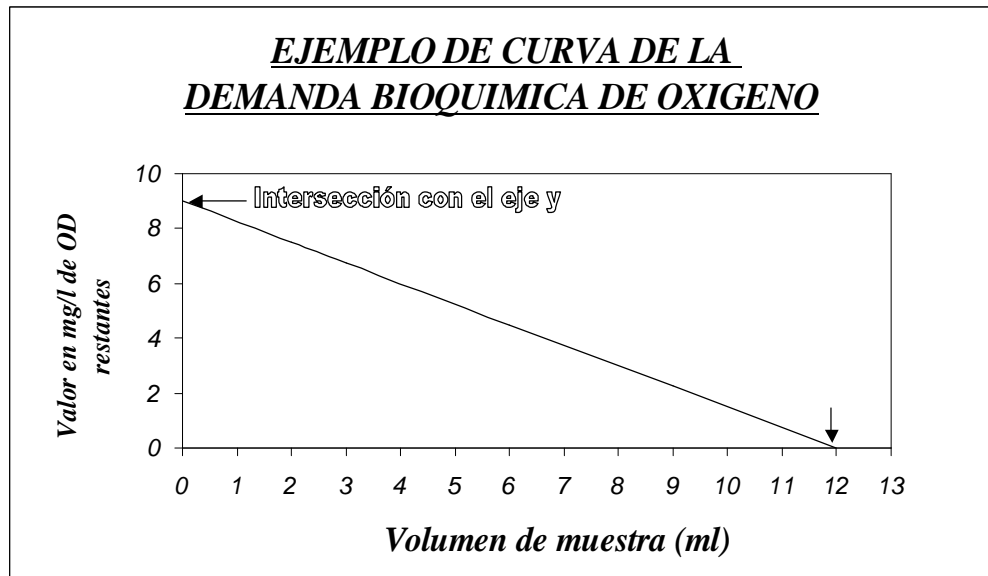


Figura 5 Ejemplo de curva de la Demanda Bioquímica de Oxígeno  
Fuente. "Análisis de agua y desagüe" – Enrique Jimeno Blasco

Para calcular la DBO, se debe utilizar la siguiente ecuación, la cual es matemáticamente equivalente a la ecuación de la DBO en los métodos estándar.

$$DBO(mg/l) = (A \times 300) - B + C$$

Donde:

- A = Pendiente. La pendiente de la recta es igual al valor en mg/l de OD consumida por ml de muestra seleccionada. Tomar cualquier punto de la recta y restar el valor en mg/l de OD restante en ese punto desde los mg/l de OD donde la recta corta la escala de OD (intersección con el eje Y, mg/l de OD restante). Dividir la diferencia por el valor en ml de muestra en el punto elegido.
- 300 = Volumen de la botella.
- B = Intersección con el eje Y. Este es el valor de OD donde la recta corta la escala de la "OD restante" (Debe estar muy cerca del valor real del blanco de agua de dilución).
- C = OD de la muestra. Este es la OD de la muestra sin diluir.

Otra forma de escribir esta ecuación es:

$$DBO (mg/l) = (Pendiente \times 300) - \text{intersección con el eje Y} + OD \text{ de muestra}$$

**Nota:** Si la mejor recta se obtiene por medio de la regresión lineal utilizando una calculadora, el signo (-) de la pendiente se deberá cambiar (+) antes de multiplicarlo por 300.



**d. Sólidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles y sólidos fijos.**

Se definen los sólidos totales como los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos, o porción de sólidos totales retenidos por un filtro, y los sólidos disueltos totales, o porción que atraviesa el filtro.

Por lo general, el filtro se elige de modo que el diámetro mínimo de los sólidos suspendidos sea aproximadamente un micrómetro, la fracción de sólidos suspendidos incluye los sólidos sedimentable que se depositarán en el fondo de un recipiente en forma de cono durante 60 minutos. Los sólidos sedimentables son una medida aproximada de la cantidad de fango que se eliminará mediante sedimentación.

De acuerdo a lo descrito anteriormente los sólidos pueden clasificarse de la siguiente manera:

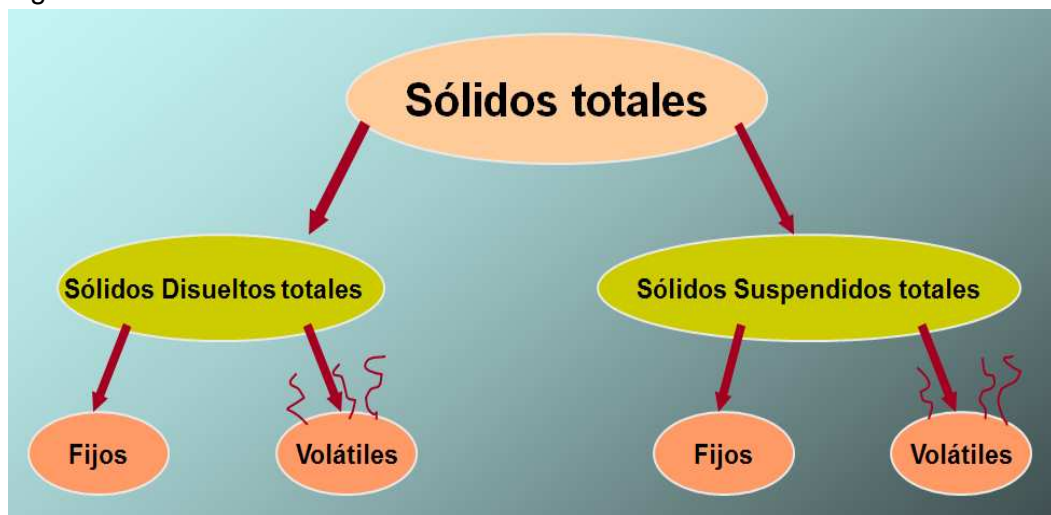


Figura 6 Clasificación de los sólidos

Fuente. Adaptado de la guía "Análisis de agua y desagüe" – Enrique Jimeno Blasco

El método que se aplica para obtener la cantidad de sólidos que presenta una muestra de agua es el método gravimétrico.

**Equipos y materiales**

- ✓ Desecador.
- ✓ Balanza analítica.
- ✓ Horno.
- ✓ Plancha de calentamiento.
- ✓ 1 probeta de 50 ml.

**Sólidos Totales (A) muestra sin filtrar.**

- ✓ 1 cápsula de porcelana

### Sólidos Disueltos (B) muestra filtrada usando papel filtro.

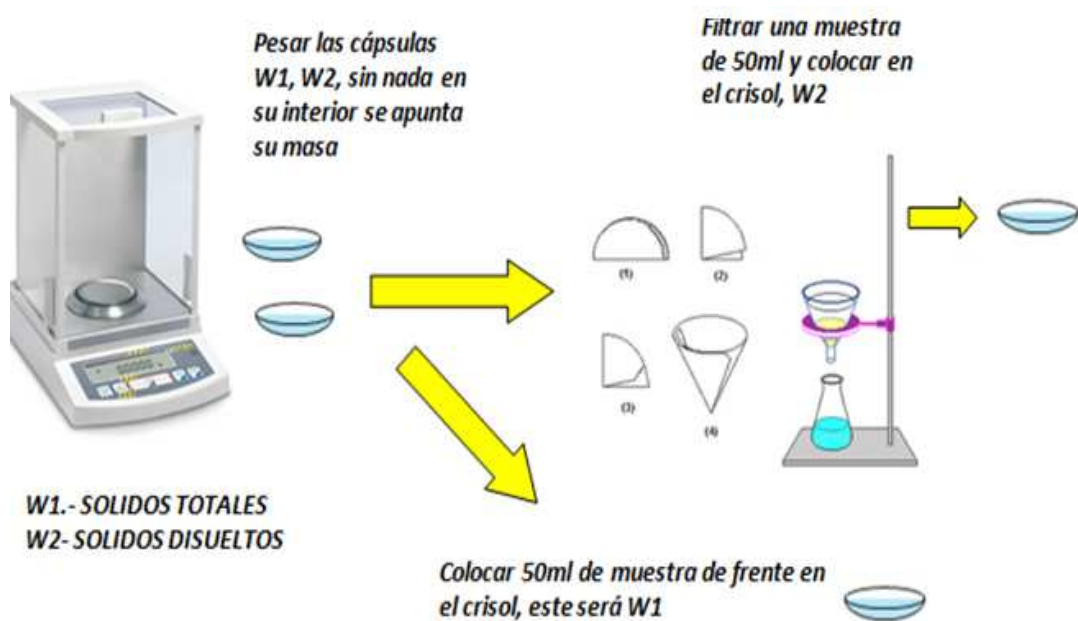
- ✓ 1 cápsula de porcelana.
- ✓ 1 embudo de vidrio.
- ✓ 1 papel filtro.
- ✓ 1 soporte para embudo.

### Sólidos Sedimentables

- ✓ 1 cono Imhoff.

### Procedimiento

#### A) Sólidos Totales



**Luego llevar al horno de 103 a 105°C por 24 horas, esperar que se enfríe en un desecador y pesar.**

Figura 7 Determinación de sólidos totales y sólidos disueltos en laboratorio

**Sólidos Totales (A) = (cápsula + residuo) - cápsula vacía**

$$\text{Sólidos Totales (mg/L)} = \frac{(W^*1 - W1) \times 1000}{\text{Vol. de muestra (ml)}}$$

#### B) Sólidos Disueltos (muestras filtradas usando papel filtro)

- Pesar la cápsula W<sub>2</sub>.
- Tome 50 ml de muestra y fíltrelo a través de un embudo con papel filtro.
- Reciba el filtrado en la cápsula y continúe igual que en el procedimiento (A).

**Sólidos Disueltos = (cápsula + residuo) - cápsula vacía**

$$\text{Sólidos Disueltos (mg/l)} = \frac{(W_2 - W_1) \times 1000}{\text{Vol. de muestra (ml)}}$$

**C) Sólidos Suspendidos**

**Sólidos Suspendidos = Sólidos Totales - Sólidos Disueltos**

**D) Sólidos: Volátiles y fijos**

En esta determinación se utiliza la capsula  $W_1$  (Sólidos totales).



Figura N° 9. Determinación de sólidos volátiles y sólidos fijos en laboratorio  
Fuente. Elaboración propia en base a la guía “Análisis de agua y desagüe” – Enrique Jimeno Blasco

$$\text{Sólidos Fijos (mg/l)} = \frac{(\text{Peso}_{\text{capsula calcinada}} - \text{Peso}_{\text{capsula vacía}}) \times 1000}{\text{Vol. de muestra (ml)}}$$

$$\text{Sólidos Fijos } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(\text{Peso de capsula calcinada} - \text{Peso de capsula vacía}) \times 1000}{\text{Vol. de muestra (ml)}} \quad \text{Sólidos}$$

**Volátiles = Sólidos Totales - Sólidos Fijos**

**E) Sólidos Sedimentables**

- Coloque 1 litro de muestra en un cono Imhoff y deje sedimentar por una hora.
- Luego haga la lectura en la parte final (graduada) del cono.
- Exprese su resultado en ml/l/h.

### e. pH

El pH indica la concentración de iones hidronio  $[H_3O^+]$  presentes en determinadas sustancias. El pH es una medida de la acidez o alcalinidad de una solución.

#### Procedimiento

- Se utiliza una solución buffer para calibrar los electrodos del potenciómetro.
- Se coloca los electrodos en la muestra como se muestra en la figura.



Figura 8 Electrodo del pH-metro sumergido en una muestra de agua  
Fuente. Laboratorio de Físicoquímica – Facultad de Ingeniería Ambiental/  
Universidad Nacional de Ingeniería

- Luego se observa y anota el resultado del pH mostrado en la pantalla del potenciómetro:



Figura 9 pH-metro

Fuente. Laboratorio de Físicoquímica – Facultad de Ingeniería Ambiental/  
Universidad Nacional de Ingeniería

Otra forma de determinar el pH de una muestra es utilizando un papel indicador, colocamos una tira de papel tornasol en la muestra y comparamos con la tabla de colores que se tiene en el envase, como se muestra en la figura. Esta forma es menos precisa que la anterior pero más práctica.



Figura 10 Tiras de papel tornasol

Fuente. Laboratorio de Físicoquímica – Facultad de Ingeniería Ambiental/  
Universidad Nacional de Ingeniería

#### f. Temperatura

La temperatura es una magnitud referida a las nociones comunes de caliente, tibio, frío que puede ser medida, específicamente, con un termómetro. En física, se define como una magnitud escalar relacionada con la energía interna de un sistema termodinámico, definida por el principio cero de la termodinámica. Más específicamente, está relacionada directamente con la parte de la energía interna conocida como “energía cinética”, que es la energía asociada a los movimientos de las partículas del sistema, sea en un sentido traslacional, rotacional, o en forma de vibraciones.

El procedimiento para medir este parámetro es sencillo, solo se debe introducir el termómetro en la muestra de agua, y posteriormente se lee la temperatura en la columna de mercurio, en algunos equipos como el pH-metro la medición de este parámetro viene incluido.

### 3.2.2 Parámetros microbiológicos.

#### a. Coliformes totales<sup>1</sup>:

El total del grupo Coliforme pertenece a la familia Enterobacteriaceae e incluye a las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gran-negativa, no formadora de esporas que fermentan lactosa produciendo gas dentro de 48 horas a 35°C.

El grupo incluye a *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Citrobacter*, estos Coliformes son expulsados en altas cantidades (2x10<sup>9</sup> Coliformes/día/cápita) en heces de humanos y animales, pero no todos ellos son de origen fecal.

Estos indicadores son útiles para determinar la calidad del agua potable, las aguas de cría de mariscos y las aguas para fines recreacionales. En las plantas de tratamiento, los Coliformes totales son uno de los mejores indicadores de la eficiencia del proceso.

#### b. Coliformes termotolerantes<sup>2</sup>:

También llamados Coliformes fecales incluyen a todos los Coliformes que pueden fermentar lactosa a 44,58°C. El grupo de Coliformes fecales comprende a *Escherichia coli* o *Klebsiella pneumoniae*. La presencia de Coliformes fecales indica la presencia de materia fecal de animales de sangre caliente; sin embargo, fuentes humanas y de animales de la contaminación no se pueden diferenciar. Algunos investigadores han sugerido el uso exclusivo de *E. coli* como indicador de contaminación fecal ya que puede ser fácilmente distinguido de otros miembros del grupo Coliforme fecal (por ejemplo la ausencia de la ureasa y la presencia de B-glucoronidasa).

Los Coliformes fecales muestran un patrón similar de supervivencia con respecto a las bacterias patógenas, pero su utilidad como indicador de contaminación viral y por protozoos es limitada. Los Coliformes pueden crecer en agua potable y aguas residuales cuando se dan las condiciones adecuadas. La distinción entre el origen (animal o humana) de *E. coli* se puede lograr mediante el uso de métodos tales como patrones de resistencia a antibióticos o de DNA fingerprinting.

---

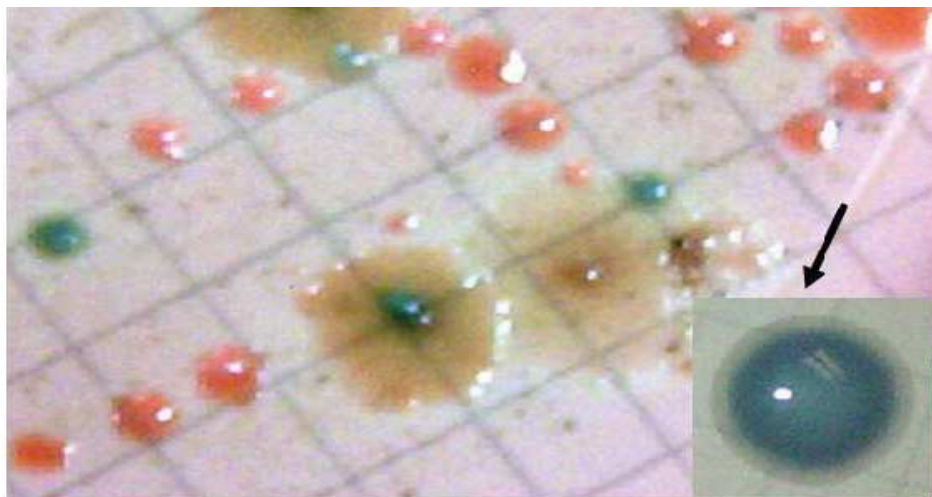
<sup>1</sup>Bitton G. (2005). Waste Water Microbiology. Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A.

<sup>2</sup> Bitton G. (2005). Waste Water Microbiology. Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A.



**Figura 11 Coliformes termotolerantes**

Colonias rojo oscuro con brillo metálico verde dorado, típicas de Coliformes fecales, obtenidas de muestras de agua de cintas de goteo, en Agar Endo Les incubadas a 45,5°C por 24 h.<sup>3</sup>



**Figura 12 Coliformes termotolerantes**

Colonias azul grisáceo, típicas de Coliformes fecales de muestras de agua de río, recuperadas en filtro de celulosa e incubadas en Agar m FC a 45,5°C por 24 h. La flecha indica la amplificación de una colonia típica<sup>4</sup>

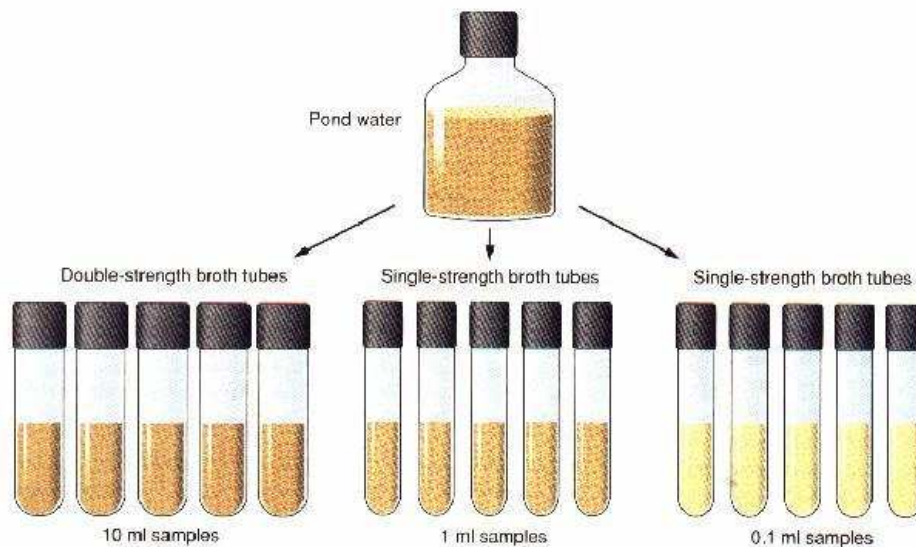
---

<sup>3</sup> Hernández C. et al. (2008). Detection of Salmonella and fecal coliforms in water for agricultural use destined to Melón “Cantaloupe”. Agricultura Técnica en México Vol. 34 Núm. 1, Enero-Abril 2008, Pag. 75-84

<sup>4</sup> Hernández C. (2008). Detection of Salmonella and fecal coliforms in water for agricultural use destined to Melón “Cantaloupe”. Agricultura Técnica en México Vol. 34 Núm. 1, Enero-Abril 2008, Pag. 75-84

## Metodologías para la evaluación de Coliformes<sup>5</sup>:

Dos procedimientos se emplean generalmente para detectar la presencia de Coliformes en agua, estos son: el método del número mas probable (NMP) y el método de la filtración en membrana. El método del NMP emplea caldo de cultivo líquido en tubos de ensayo. Las muestras de agua se añaden a los tubos de ensayo con el caldo de cultivo respectivo. La aparición de crecimiento microbiano en los tubos indica contaminación en el agua que se añadió.



Técnica del Número Mas Probable<sup>6</sup>

**Figura 13 Coliformes termotolerantes-metodología de los tubos múltiples**

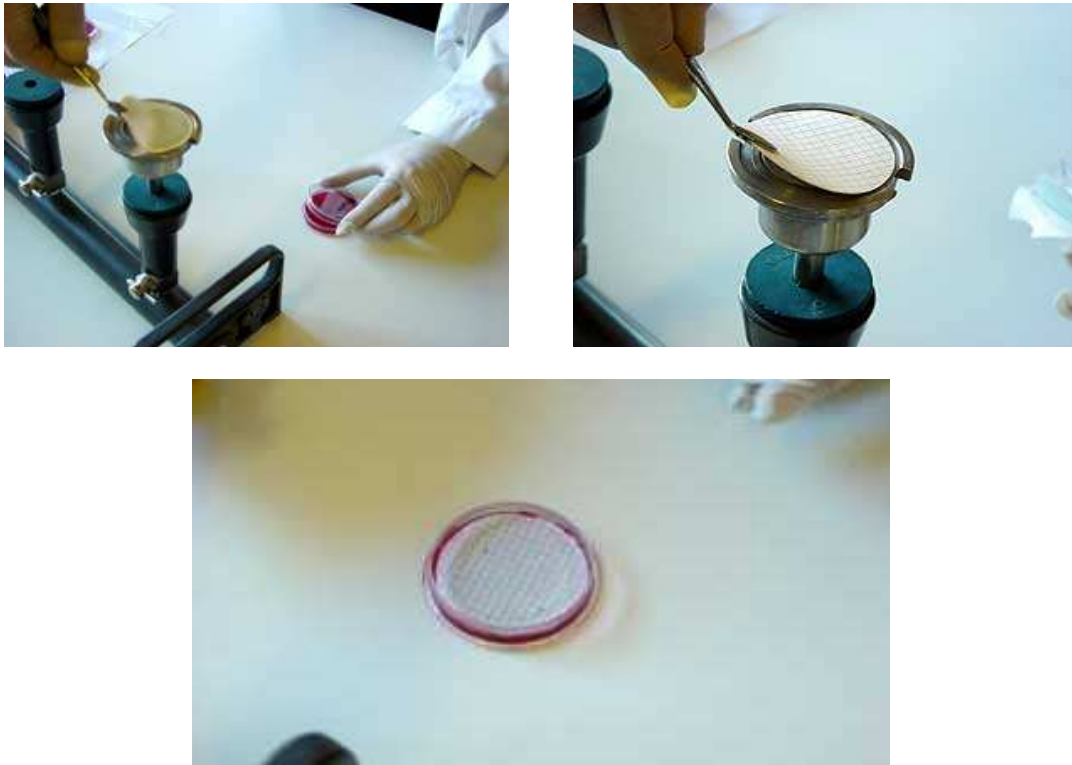
Para el método de filtración en membrana (el más empleado) al menos 100 ml de la muestra de agua se pasan a través de una membrana estéril la cual retiene las bacterias. La membrana se coloca sobre la superficie de una placa de un medio de cultivo (selectivo para el crecimiento de Coliformes). Se cuentan las colonias y a partir de ese valor se puede calcular el número de bacterias Coliformes presentes en esa agua.

---

<sup>5</sup> Madigan M. et al. (2004). Brock: Biología de los microorganismos. 10ª Edición. Editorial Pearson – Prentice - Hall, Madrid.

<sup>6</sup> Lim D. (1998). Microbiology. Editorial McGraw Hill. U.S.A.





Técnica de Filtración en Membrana<sup>7</sup>

**Figura 14 Coliformes termotolerantes-metodología de filtración en membrana**

### **c. Colonias heterotróficas<sup>8</sup>:**

Son bacterias aerobias y anaerobias facultativas crecen en un medio de cultivo específico, del cual emplean la energía del carbono y de compuestos orgánicos para su nutrición. El número de bacterias que logran crecer depende de la composición del medio, el periodo de incubación es de 1 – 7 días, y la temperatura de incubación es de 20 – 35°C.

Un medio con baja concentración de nutrientes se emplea para determinar el número de bacterias en los sistemas de distribución de agua. El grupo de heterótrofos incluye bacterias gran-negativas pertenecientes a los géneros siguientes: Pseudomonas, Aeromonas, Klebsiella, Flavobacterium, Enterobacter, Citrobacter, Serratia, Acinetobacter, Proteus, Alcaligenes, Enterobacter y Moraxella.

---

<sup>7</sup> Fundación General de la Universidad de Salamanca (2011). Recuento de Coliformes Totales, Filtración a través de membrana. Laboratorio de Tecnología Educativa. Departamento de Microbiología y Genética. Universidad de Salamanca, España.

<sup>8</sup> Bitton G. (2005). Waste Water Microbiology. Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A.

Algunos miembros de este grupo son patógenos oportunistas como *Aeromonas* y *Flavobacterium*., pero poco se sabe sobre los efectos de un alto número de bacterias heterótrofas sobre la salud humana.

En agua potable, el número de bacterias heterótrofas están influenciadas principalmente por la temperatura, presencia de residuos de cloro y el nivel de materia orgánica asimilable. Las colonias heterotróficas es el indicador más sensible para conocer la eliminación e inactivación de patógenos microbianos en aguas residuales tratadas.

### Cuadro 3 Ejemplo del recuento de colonias heterotróficas.

Identificación del recuento de colonias heterotróficas en agua de distribución y agua sin tratamiento<sup>9</sup>

Organism	Distribution Water		Raw Water	
	Total	% of Total	Total	% of Total
<i>Actinomycete</i>	37	10.7	0	0
<i>Arthrobacter</i> spp.	8	2.3	2	1.3
<i>Bacillus</i> spp.	17	4.9	1	0.6
<i>Corynebacterium</i> spp.	31	8.9	3	1.9
<i>Micrococcus luteus</i>	12	3.5	5	3.2
<i>Staphylococcus aureus</i>	2	0.6	0	0
<i>S. epidermidis</i>	18	5.2	8	5.1
<i>Acinetobacter</i> spp.	19	5.5	17	10.8
<i>Alcaligenes</i> spp.	13	3.7	1	0.6
<i>F. meningosepticum</i>	7	2.0	0	0
Group IVe	4	1.2	0	0
Group M5	9	2.6	2	1.3
Group M4	8	2.3	2	1.3
<i>Moraxella</i> spp.	1	0.3	1	0.6
<i>Pseudomonas alcaligenes</i>	24	6.9	4	2.5
<i>P. cepacia</i>	4	1.2	0	0
<i>P. fluorescens</i>	2	0.6	0	0
<i>P. mallei</i>	5	1.4	0	0
<i>P. maltophilia</i>	4	1.2	9	5.7
<i>Pseudomonas</i> spp.	10	2.9	0	0
<i>Aeromonas</i> spp.	33	9.5	25	15.9
<i>Citrobacter freundii</i>	6	1.7	8	5.1
<i>Enterobacter agglomerans</i>	4	1.2	18	11.5
<i>Escherichia coli</i>	1	0.3	0	0
<i>Yersinia enterocolitica</i>	3	0.9	10	6.4
Group IIK biotype I	0	0	1	0.6
<i>Hafnia alvei</i>	0	0	9	5.7
<i>Enterobacter aerogenes</i>	0	0	1	0.6
<i>Enterobacter cloacae</i>	0	0	1	0.6
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	0	0	0	0
<i>Serratia liquefaciens</i>	0	0	1	0.6
Unidentified	65	18.7	28	17.8
Total	347	100.0	157	99.7

<sup>9</sup>Adapted from LeChevallier et al. (1980). HPC, heterotrophic plate count.

<sup>9</sup> Bitton G. (2005). Waste Water Microbiology. Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A.

#### **d. Helmintos:**

Los helmintos o gusanos son animales invertebrados de cuerpo alargado con simetría bilateral y órganos definidos, sine extremidades, con reproducción sexuada durante el estadio adulto y con un tamaño variable que oscila entre décimas de milímetro a varios metros<sup>10</sup>. Las fases que normalmente aparecen con las técnicas de diagnóstico son los huevos y las larvas.<sup>11</sup>

#### **Huevo de Helminto:**

Constituye la etapa contagiosa de los parásitos de Helminto; son excretados en las heces y se extienden a las aguas residuales, en el suelo o en los alimentos. El huevo es muy resistente a las tensiones ambientales y a la desinfección con cloro en la planta de tratamiento de aguas residuales.<sup>12</sup> El conteo de los huevos se realiza mediante el protocolo de Bailenger modificado<sup>13</sup>.

---

<sup>10</sup> Figueroa M. (2008). Diseño de una planta piloto para tratamiento de aguas residuales. Universidad de las Américas, Cholula, Puebla, México.

<sup>11</sup> Organización Mundial de la Salud, O.M.S. (1992). Métodos básicos de laboratorio en parasitología médica. Ginebra, Suiza.

<sup>12</sup> Bitton G. (2005). Waste Water Microbiology. Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A.

<sup>13</sup> World Health Organization W.H.O. (2006). Analysis of Wastewater for Use in Agriculture – A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques. Geneva, Switzerland.

## TAMANOS RELATIVOS DE LOS HUEVOS DE HELMINTOS\*<sup>14</sup>

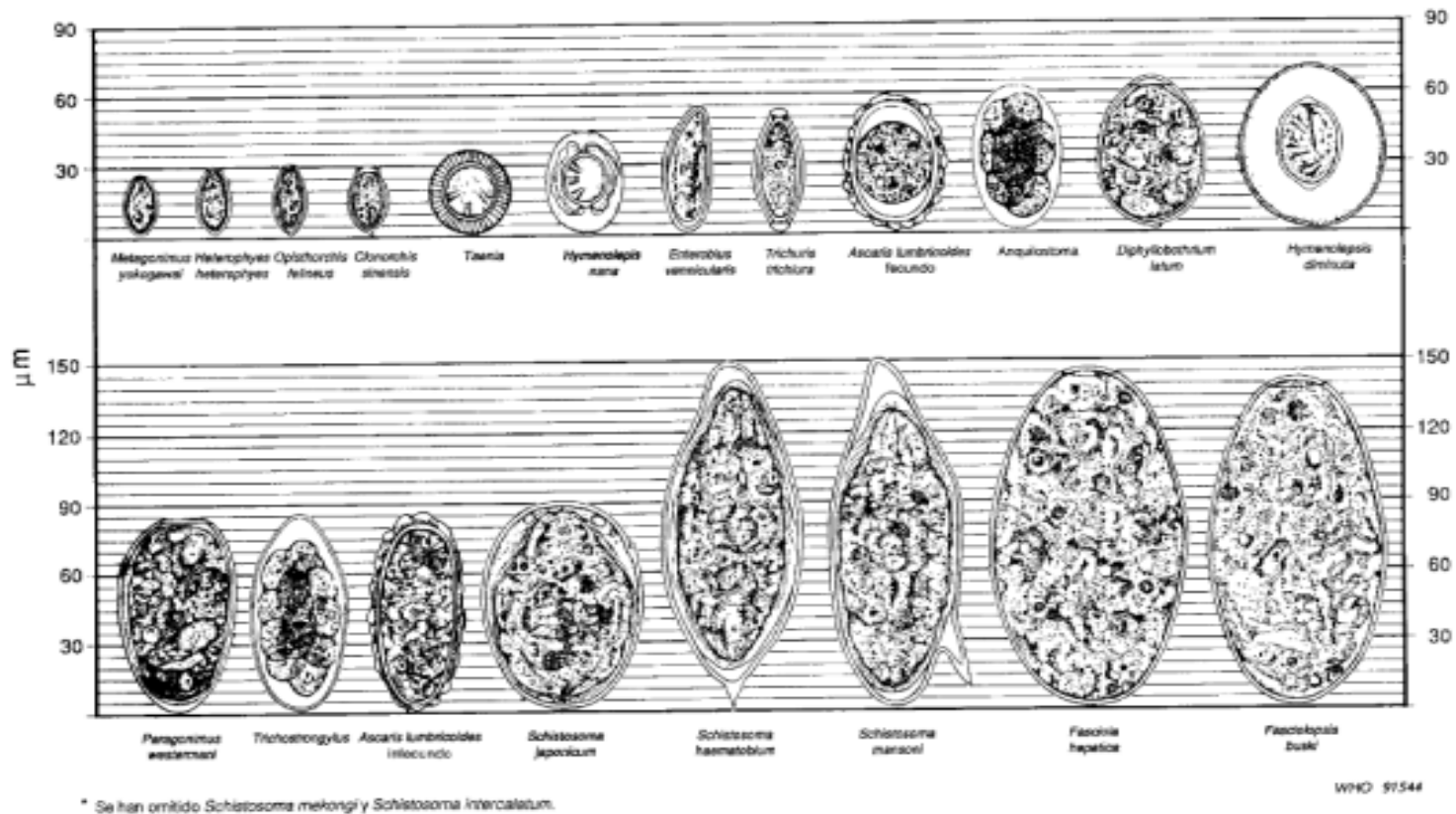


Figura 15 Vista del tamaño de los huevos de helmintos

<sup>14</sup> Organización Mundial de la Salud, O.M.S. (1992). Métodos básicos de laboratorio en parasitología médica. Ginebra, Suiza.

## **4. Tratamiento de las aguas residuales.**

### **4.1 Conceptos basicos**

El tratamiento de las aguas residuales, constituye un tema muy importante en la protección de la salud pública y del medio ambiente, puesto que las disposiciones de aguas residuales sin tratamiento previo en un cuerpo receptor o uso indiscriminado de aguas residuales domésticas crudas, es una fuente de contaminación en todo el ecosistema que rodea dicho cuerpo receptor.

A continuación se definen algunos conceptos básicos que se utilizan durante el desarrollo del presente curso

#### **4.1.1 Carga orgánica**

Es el producto de la concentración de DQO ó DBO por el caudal, se expresa comúnmente en Kg/día

#### **4.1.2 Carga volumétrica**

Es el caudal o masa de un parámetro por unidad de volumen y por unidad de tiempo, se expresa en  $\text{Kg/m}^3 \cdot \text{dia}$  en el caso de tratarse de una masa.

#### **4.1.3 Carga superficial**

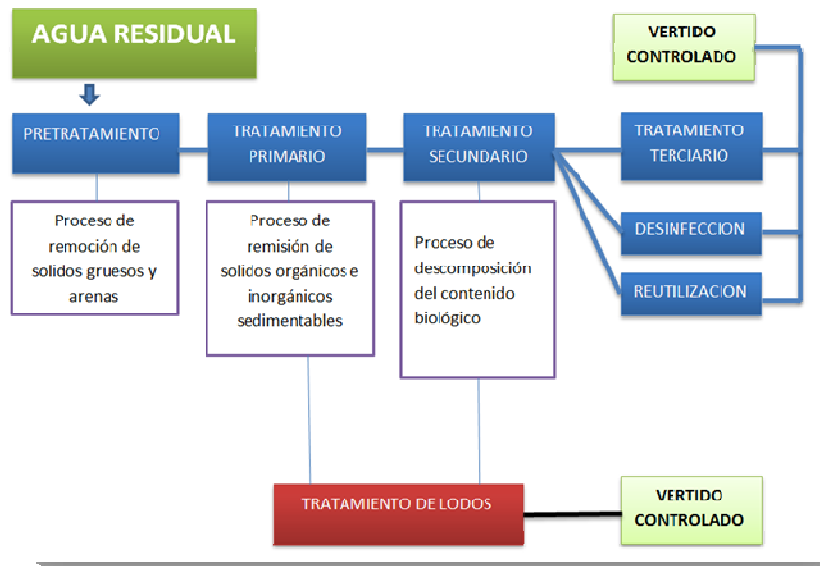
Es el caudal o masa de un parámetro por unidad de área y por unidad de tiempo,  $\text{Kg/m}^2 \cdot \text{dia}$

## **4.2 Etapas del tratamiento de las aguas residuales.**

Durante el tratamiento de las aguas residuales se realizan principalmente las siguientes etapas:

- Tratamiento preliminar de las aguas residuales
- Tratamiento primario de aguas residuales
- Tratamiento secundario de las aguas residuales
- Tratamiento terciario de las aguas residuales

A continuación el esquema siguiente muestra las etapas que el agua residual debe de tener



**Figura 16** Esquema representativo del tratamiento de las aguas residuales

Fuente: Estudio SUNASS (2007)

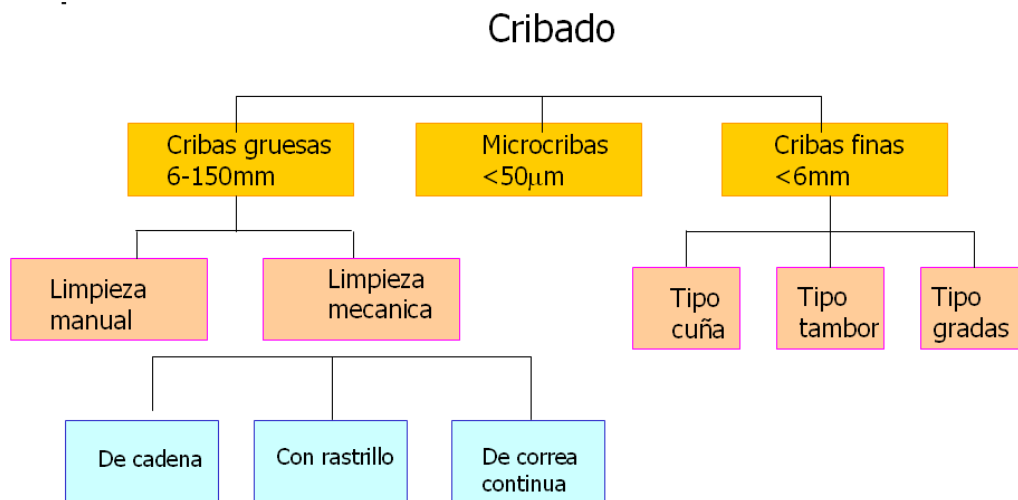
#### 4.2.1 Tratamiento preliminar de las aguas residuales o pre-tratamiento.

El objetivo principal de esta etapa es la eliminación de materias gruesas y material inorgánico (arenas, gravas, entre otros) cuya presencia en el efluente a tratar alteraría el tratamiento, así como ocasionaría daños en el las posteriores unidades de la PTAR, desgastes de maquinarias, equipos instalados entre otros.

Entre las principales unidades de pre-tratamiento se tienen:

a. Cribas o rejillas:

Son las unidades donde se realiza el proceso de cribado que consiste en hacer pasar el agua residual a través de rejillas que dependiendo a características físicas (espaciamento entre reja y espesor de ellas). Existen muchas clasificaciones de estas unidades de acuerdo al tamaño de sólidos que dejan pasar o por el tipo de operación.



**Figura 17 Clasificación de cribas**

Fuente: Meltcafé & Eddy ( 2003)

A continuación se muestran algunas fotografías que muestran ejemplos de sistemas de cribado



**Figura 18 Ejemplo de una cámara de rejas gruesas.**

Fotografía tomada en la planta de CITRAR-FIA-UNI Esquema representativo del tratamiento de las aguas residuales



**Figura 19** Ejemplo de una cámara de rejas finas.

Fotografía tomada en la planta de CITRAR-FIA-UNI Esquema representativo del tratamiento de las aguas residuales



**Figura 7** Ejemplo de una cámara de rejas automatizada. <sup>15</sup>

---

<sup>15</sup> (Imagen tomada de <http://www.google.com.pe/imgres?q=cribado+de+aguas+residuales+AUTOMATIZADAS&>)



#### b. Desarenador

El objetivo de esta unidad de tratamiento es eliminar todas aquellas partículas de granulometría superior a 200 micras con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales o tuberías que conectan a las diversas tecnologías seleccionadas y que a la vez les generen problemas de mantenimiento en todo el proceso de tratamiento.



**Figura 8 Ejemplo de un desarenador..**

Fotografía tomada en la planta de CITRAR-FIA-UNI Esquema representativo del tratamiento de las aguas residuales

#### c. Separadores de aceites y grasas:

Denominados también interceptores de aceites y grasas. El objetivo en este proceso es eliminar grasas, aceites, espumas y además materiales flotantes más ligeros que el agua, que podrían alterar los procesos de tratamiento posteriormente seleccionados. Estas unidades emplean el proceso de separación de partículas de diferente densidad ya sea de forma natural o inducida. El cuadro a continuación muestra los principales equipos de separación de aceites y grasas existentes en el mercado internacional.

### Cuadro 5 Principales equipos utilizados en la separación de aceites y grasas

Fuente: Sainz (2004)

TIPO	Rendimiento	Coste inicial	Aplicaciones
Trampas de aceites	BAJO	BAJO	Pequeñas instalaciones, talleres, etc.
Separadores API	BUENO	ALTO	Grandes instalaciones, refinerías, petroquímicas, parques de almacenamiento, etc.
Separadores de placas	MUY BUENO	ALTO	Amplia gama de modelos, desde pequeñas instalaciones a muy grandes
Tanques gravimétricos	MUY BUENO	MUY ALTO	Grandes instalaciones, refinerías, petroquímicas, etc.

#### 7.2.2 Tratamiento primario de aguas residuales.

El tratamiento primario aplicado a las aguas residuales consiste principalmente en la eliminación de sólidos suspendidos floculentos ya sea mediante sedimentación o floculación.

Entre los principales procesos y operaciones de tratamiento se encuentran:

##### a. Sedimentación:

En este proceso de separación de los sólidos se da a través de la gravedad, puesto que se basa en la diferencia que existe entre los pesos específicos del líquido que viene a ser la fase continua y el de las partículas, que constituyen la fase discreta.

##### b. Coagulación y floculación.

Este proceso facilita el retiro de los sólidos suspendidos y de las partículas coloidales. De manera que la coagulación es la desestabilización de la materia en suspensión coloidal mientras que la floculación consiste en el transporte de las partículas coaguladas para provocar colisiones entre ellas iniciando su aglomeración.

**Cuadro 6 principales tecnologías de tratamiento primario**

TRATAMIENTO	TECNOLOGIA
PRIMARIO	TANQUE SEPTICO
	TANQUE IMHOFF
	ZANJAS DE INFILTRACION

**Fuente:** Ministerio del ambiente (MINAM), (2009)

### 7.2.3 Tratamiento secundario de las aguas residuales.

También conocido como tratamiento biológico. En este proceso la finalidad es reducir la materia orgánica presente en las aguas residuales luego de pasar por los procesos de pre-tratamiento y tratamiento primario.

En estos procesos, la materia orgánica biodegradable de las agua residuales domesticas sirve como nutriente para una población bacteriana a la cual se proporciona oxígeno y un medio acondicionado para la subsistencia de dicha población (PH y temperatura).

Por lo que todo el proceso no es más que la oxidación de la materia orgánica biodegradable con participación de bacterias, que se establece para acelerar un proceso natural y evitar posteriormente la presencia de contaminantes.

**Cuadro 7 Principales tecnologías de tratamiento secundario**

TRATAMIENTO	TECNOLOGIA
SECUNDARIO	FILTRO PERCOLADOR
	HUMEDALES ARTIFICIALES
	LAGUNAS DE ESTABILIZACION
	LAGUNAS AIREADAS
	LODOS ACTIVADOS
	REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE

**Fuente:** Ministerio del ambiente (MINAM), (2009)

### 7.2.4 Tratamiento terciario o avanzado de las aguas residuales.

Los objetivos del tratamiento terciario son eliminar la carga orgánica remanente de un tratamiento secundario, eliminar microorganismos patógenos, eliminar color y olor indeseable, remover detergentes, fosfatos nitratos residuales, que ocasionan espuma y autorización respectivamente.

## 5. Tratamiento anaerobio de las aguas residuales.

Es el tratamiento de las aguas residuales que se realiza sin la intervención del oxígeno.

Si bien es cierto, el proceso de digestión anaerobia inicialmente fue aplicado exclusivamente al tratamiento de los residuos municipales líquidos y sólidos, lodos y residuos ganaderos, hoy en día esta alternativa de tratamiento se ha consolidado. De esta manera a la fecha se tiene un conocimiento extenso acerca de su aplicabilidad, incluyendo aguas residuales que contienen compuestos tóxicos y recalcitrantes como los provenientes de la industria química, petroquímica y de pulpa de papel.

Este proceso es uno de los mecanismos mas frecuentemente utilizados por la naturaleza para degradar sustancias orgánicas. Esta conversión se produce en diversos ambientes naturales, como los sistemas gastrointestinales (rumen), los sedimentos marinos de los ríos y lagos, las fuentes termales, los volcanes, pantanos, etc.

En la reacción anaerobia se cumple claramente la ley de la conservación de la energía, Ley de Lavoisier: "*La materia no se crea ni se destruye solo se transforma*". Así, en el tratamiento anaerobio la materia orgánica de las aguas residuales expresada como demanda química de oxígeno es convertida a dos principales productos: el metano y el CO<sub>2</sub>.

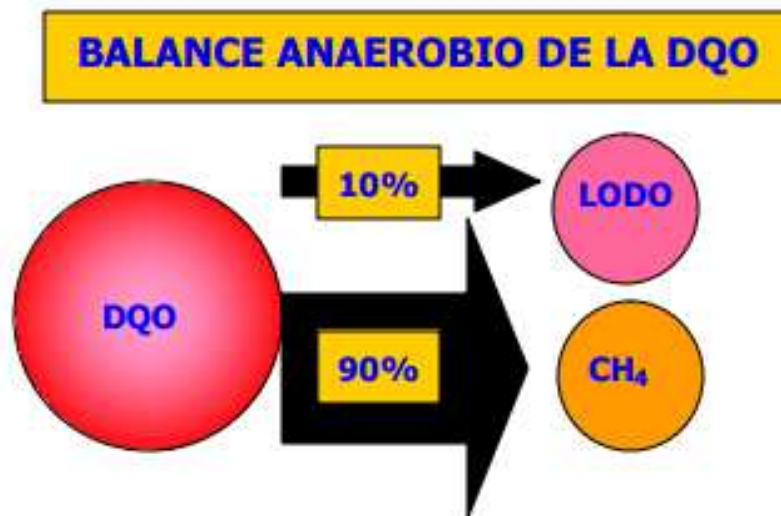


Figura 20 Balance de la DQO de una reacción anaerobia

Fuente: [www.uasb.org](http://www.uasb.org)

Las ventajas y desventajas de este tipo de tratamiento se resumen en el Cuadro 3 que se muestra a continuación:

### Cuadro 3 Principales ventajas y desventajas del tratamiento anaerobio

Fuente: Seghezzo et al (1998)

Principales ventajas y desventajas del tratamiento anaerobio
<p>Ventajas</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Alta eficiencia: se puede lograr una buena remoción a pesar de las altas cargas y bajas temperaturas</li><li>• Simplicidad: La construcción y la operación de estos reactores es relativamente simple.</li><li>• Flexibilidad: El tratamiento anaerobio puede ser aplicado en amplia y menor escala</li><li>• Bajos requerimientos de espacio: cuando se pueden aplicar altas cargas, el area requerida para los reactores es menor</li><li>• Bajos requerimientos de energía: cuando no se necesite calentar el efluente y el funcionamiento de la planta puede ser logrado por gravedad entonces el consumo de energía es despreciable. Por el contrario se produce energía en forma de metano.</li><li>• Baja producción del lodos: la producción de lodos es baja si se comparan con procesos aerobios debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias anaerobias. El lodo es estabilizado para su disposición final y buenas condiciones de deshidratación . Puede ser preservado por grandes periodos de tiempo sin una significativa reducción de su actividad, lo que permite su uso como inóculo para etapas de arranque de otros reactores.</li></ul>
<p>Desventajas</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Baja remoción de patógenos y nutrientes: los patógenos son parcialmente eliminados , la eliminación de nutrientes no es completa y por lo tanto se requiere un postratamiento</li><li>• Largo arranque: Debido a la baja tasa de crecimiento de los microorganismos anaerobios , el proceso de arranque es mayor comparado con procesos aerobios especialmente cuando no se cuenta con un inóculo</li><li>• Posible generación de malos olores: el hidrogeno sulfurado se produce durante el proceso anaerobio, especialmente cuando existe alta concentración de sulfato en el afluente. Se requiere de un apropiado manipulación del biogas para evitar el mal olor.</li><li>• Necesidad de postratamiento: el postratamiento del efluente anaerobio es generalmente requerido para alcanzar los estándares de materia orgánica , nutrientes y patógenos en el efluente</li></ul>

## 5.1 Proceso de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de un grupo de bacterias específicas, se descompone en productos gaseosos ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , etc.) y en una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) con compuestos de difícil degradación.

Las razones por las que la digestión anaerobia es un proceso adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica (como lo son las aguas residuales domésticas) se deben a los siguientes beneficios:

- Reducción significativa de malos olores.
- Mineralización.
- Producción de energía renovable si el gas se aprovecha energéticamente y sustituye a una fuente de energía fósil.
- Reducción de emisiones de efecto invernadero derivadas de la reducción de emisiones incontroladas de  $\text{CH}_4$ , (que produce efecto invernadero 20 veces superior al  $\text{CO}_2$ ), y reducción del  $\text{CO}_2$  ahorrado por sustitución de energía fósil.

La digestión anaerobia se puede llevar a cabo con uno o más residuos, bajo las únicas premisas de que sean líquidos, contengan material fermentable, y tengan una composición y concentración relativamente estable. Sin embargo, es un proceso muy complejo tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar como por la cantidad de microorganismos involucrados en ellas. De hecho, muchas de estas reacciones ocurren en forma simultánea.

El proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica se divide en cuatro fases o procesos característicos:

**a) Etapa de Hidrólisis.-** La hidrólisis de la materia orgánica polimérica a compuestos solubles o monómeros es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. Es entonces, el proceso de hidrólisis, el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaerobia. La etapa Hidrolítica puede ser el proceso limitante de la velocidad global de todo el proceso de digestión anaerobia.

La hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, hidratos de carbono y lípidos) es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares, que la mayoría de microorganismos tienen la capacidad de producirlas. Estas enzimas se liberan al medio acuoso, o están ligadas a la pared celular. Cuando el polímero no es soluble, puede observarse al microscopio la adhesión de los microorganismos a las partículas orgánicas, a fin de que las enzimas actúen.

Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso, ya que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y

aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso.

La degradación de los lípidos en ambientes anaerobios comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas, produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.

La velocidad de los materiales como lignina, celulosa y hemicelulosa, es tan lenta que suele ser la etapa limitante del proceso de hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos. Esto es debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono.

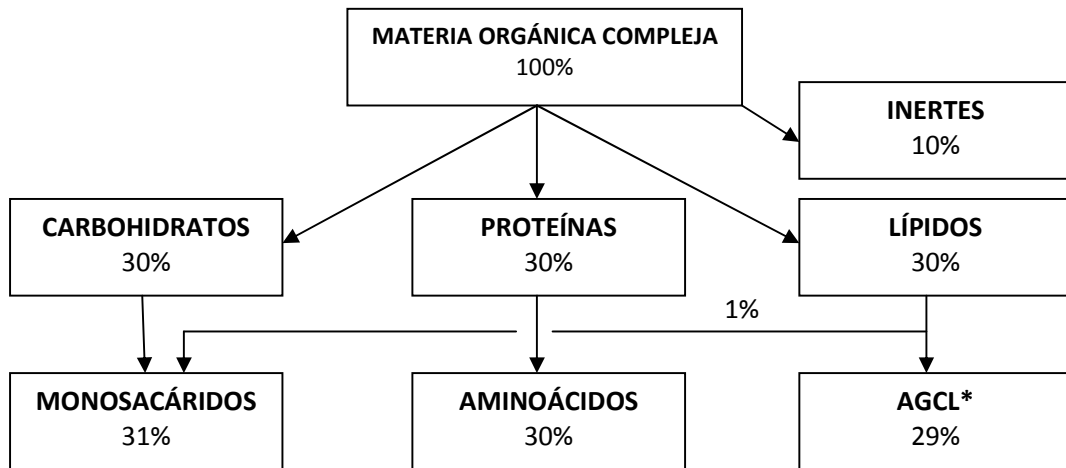


Figura 21 Transformaciones de la materia orgánica compleja durante la etapa hidrolítica de la digestión anaerobia (AGCL: Ácidos Grasos de Cadena Larga).

**b) Etapa Fermentativa<sup>16</sup> o Acidogénica.-** Durante esta etapa tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles, en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H<sub>2</sub>), y compuestos orgánicos mas reducidos, que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso.

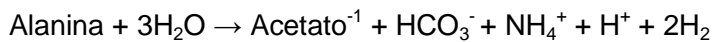
<sup>16</sup> Llamada también así porque ocurren reacciones de fermentación de aminoácidos, azúcares solubles, etc.

La fermentación de azúcares se realiza por diversos tipos de microorganismos. En función de cada organismo, la ruta metabólica y los productos finales son diferentes.

Los principales productos de la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas hidrogenadas son ácidos grasos de cadena corta, succínico, aminovalérico y H<sub>2</sub>. La fermentación de aminoácidos es un proceso rápido y, en general, no limita la velocidad de degradación de compuestos proteicos.

Los ácidos grasos de cadena larga son oxidados a ácidos grasos de cadena corta por medio de la β-oxidación<sup>17</sup>. Los ácidos grasos libres son introducidos en la célula a través de la pared celular y una vez en su interior, son transformados; En condiciones anaerobias, este mecanismo es termodinámicamente desfavorable y muy dependiente de la presión parcial del hidrógeno, por lo que es de gran importancia la acción simbiótica de los microorganismos consumidores de hidrógeno para que se pueda producir.

Cuadro 4 Ejemplos de reacciones acidogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios.



**c) Etapa Acetogénica.-** Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H<sub>2</sub> y acetato), otros (etanol, ácidos grasos volátiles como valeriato, butirato, propionato, etc. y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos mas sencillos, acetato y H<sub>2</sub>, a través de las bacterias acetogénicas.

---

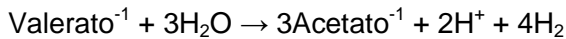
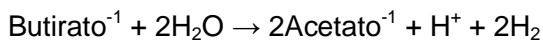
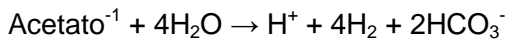
<sup>17</sup> La β-oxidación es un ciclo en espiral que va liberando un acetil-CoA en cada bucle, produciendo, principalmente ácido acético.



Desde el punto de vista termodinámico, estas reacciones no son posibles porque en condiciones estándar<sup>18</sup> presentan energías libres de reacción positivas. Sin embargo, a presiones parciales de H<sub>2</sub> bajas, estas reacciones pasan a ser termodinámicamente favorables y la variación de energía libre es suficiente para permitir la síntesis de ATP y el crecimiento bacteriano.

Por tanto el principal inhibidor de la acetogénesis, es la acumulación de hidrógeno molecular. El enriquecimiento en H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> en general favorece el desarrollo de metanógenos en lugar de acetógenos; por lo que es un reto deducir cómo coexisten en la naturaleza estas dos estrategias metabólicas sin que los metanógenos terminen por eliminar a los acetógenos.

Cuadro 5 Ejemplos de reacciones acetogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios



- d) Etapa Metanogénica.-** Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaerobia mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono, como son: acetato, H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, formato, metanol y algunas metilaminas. Los microorganismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio *Archaea* y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariontes. Un ejemplo es que todos ellos poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación del metano. Las asociaciones sintróficas entre metanógenos y otros anaerobios, amplían la gama de sustratos adecuados para la metanogénesis, debido a que los metanógenos dependen de los productos de fermentación de otros microorganismos, que les sirven de sustrato.

---

<sup>18</sup> Condiciones estándar: pH = 7, T = 25°C, P = 1 atm.

Cuadro 6 Principales reacciones metanogénicas que ocurren en los sistemas anaerobios

<b><i>Reacciones hidrogenotróficas</i></b>
$4\text{H}_2 + \text{H}^+ + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Acetato} + 4\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + 4\text{S}^0 \rightarrow 4\text{HS}^- + 4\text{H}^+$
$4\text{H}_2 + 2\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + 4\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + 4\text{Fumarato} \rightarrow 4\text{Succinato}$
$4\text{H}_2 + \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$
<b><i>Interconversión formato - hidrógeno</i></b>
$\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Formato} + \text{H}_2\text{O}$
<b><i>Metanogénesis acetoclástica</i></b>
$\text{Acetato} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$
<b><i>Metanogénesis a partir de otros substratos</i></b>
Fórmico $4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
Metanol $4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
Trimetil-amina $4(\text{CH}_3)_3\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 9\text{CH}_4 + \text{HCO}_2 + 4\text{NH}_3$
Dimetil-amina $2(\text{CH}_3)_2\text{NH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$
Monometil-amina $4(\text{CH}_3)\text{NH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$

Una fase alternativa también ocurrir cuando exista presencia de sulfato, la cual es llamada sulfatogénesis, es decir es la formación de  $H_2S$ . Las bacterias metanogénicas y las bacterias reductoras de sulfato, comparten un mismo nicho ecológico, es decir, los dos tipos de bacterias compiten por los mismos tipos de sustratos (acetato e hidrógeno).

Las bacterias sulfatorreductoras están mejor equipadas fisiológicamente para ganar la competencia por estos sustratos. El subproducto ( $H_2S$ ), es un gas mucho mas soluble que el metano y es tóxico para las bacterias metanogénicas, para las mismas sulfatorreductoras, para otras formas superiores de vida, adicionalmente es corrosivo, y es el principal responsable de la generación de malos olores por parte de los sistemas anaerobios. Es por ello que la presencia de elevadas concentraciones de sulfato en el sustrato puede producir inhibición del proceso anaerobio (específicamente de la metanogénesis).

En la figura a continuación se puede observar la secuencia metabólica y grupos microbianos que actúan en la digestión anaerobia.

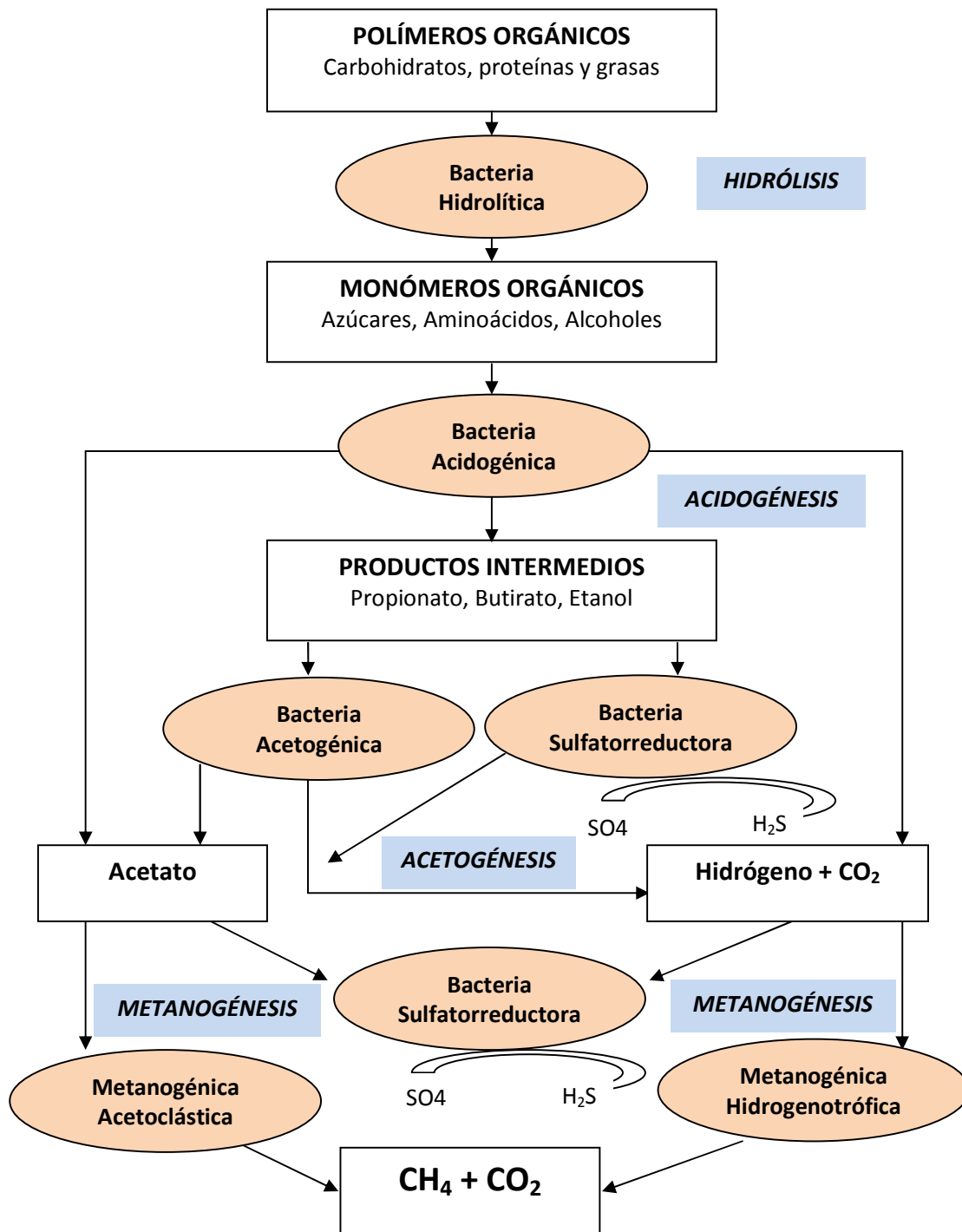


Figura 22 Proceso de digestión anaerobia

Los factores a controlarse en la digestión anaerobia son:

**pH.-** El rango aceptable de trabajo de las bacterias metanogénicas se encuentra entre 6.50 a 7.50, es decir un medio prácticamente neutro. Si se pierde el equilibrio y los valores superan un pH mayor de 8.0 indica una acumulación excesiva de compuestos alcalinos. Un pH inferior a 6.0 indica una descompensación entre la fase acidogénica (más rápida) productora de ácidos, y la metanogénica, consumidora fundamentalmente de ácido acético, pudiéndose en consecuencia bloquear esta última.

Los biodigestores “acidificados” pueden volverse a estabilizar luego de un prolongado período sin alimentación, a fin de que se pueda consumir toda la acidez generada. Por esta razón se aconseja no aumentar repentinamente la velocidad de carga, procurar suavizar los cambios bruscos de temperatura dentro del biodigestor, y evitar introducir compuestos tóxicos; para ayudar a mantener y/o corregir un pH ácido, más rápidamente, se puede adicionar cal o agua de cal.

**Ácidos Grasos Volátiles.-** Al ser productos intermedios mayoritarios del proceso anaerobio, su concentración es uno de los parámetros que pueden indicar de una manera más eficaz la evolución del proceso. Este parámetro es uno de los más usados en los sistemas de control debido a su rápida respuesta ante variaciones del sistema.

Como ejemplo podríamos citar la acumulación de ácidos grasos volátiles cuando la velocidad de degradación de éstos, por parte de las bacterias responsables, disminuye por alguna causa adversa; por tanto, un aumento en la concentración de ácidos grasos volátiles en el sistema, siempre significa una desestabilización del proceso y, en consecuencia, una disminución en la producción de gases (entre los que se encuentra el metano). Los ácidos volátiles totales, debe mantenerse debajo de 2000 mg/L, para que la fermentación sea estable y sin problemas de inhibición, a pH óptimo.

**Temperatura.-** El proceso se lleva a cabo satisfactoriamente en dos rangos bien definidos, entre 10 °C a 37 °C, para la flora de bacterias mesofílicas, y entre 55 °C a 60 °C para el rango termofílico. Sin embargo para que las bacterias trabajen óptimamente, se requiere mantener la temperatura lo más constante posible, es decir sin saltos bruscos de temperatura.

Como regla general una variación de unos dos grados en pocas horas influye negativamente en la producción y estabilidad del biodigestor. El proceso fermentativo anaeróbico no genera una cantidad apreciable de calor, por lo tanto las temperaturas mencionadas deben lograrse desde el exterior.

**Nivel de amoníaco.-** Este parámetro se debe tener en cuenta ya que durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas

amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal<sup>19</sup> es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento. Para un correcto funcionamiento, debe mantenerse un nivel por debajo de los 2000 mg de nitrógeno amoniacal total/l, para evitar inhibición de la flora microbiana. Esto se logra diluyendo la alimentación.

La especie tóxica es la no-disociada (es decir el amoníaco libre, NH<sub>3</sub>), o sea que el problema aparece con pH altos, superiores a 8.00; donde el efecto inhibitor comienza a notarse con concentraciones de amoníaco entre 100 y 200 mg NH<sub>3</sub>/L.

**Compuestos de azufre.-** Con todo el sulfato que se encuentre en el agua utilizada, y el azufre contenido en las proteínas de la alimentación, durante el desarrollo de la digestión anaeróbica, se genera una reducción de este elemento (azufre) hasta sulfuro. La especie tóxica es la no-disociada (SH<sub>2</sub>), notándose efectos de inhibición de la flora metanogénica a partir de 200 mg SH<sub>2</sub>/L, y con un pH en el biodigestor inferior a 6.50.

El sulfuro es también un inhibidor para muchos grupos bacterianos, comenzando a ser tóxica una concentración de 50 mg/L si los metanogénicos no están aclimatados a los sulfuros; el agua residual doméstica naturalmente contiene sulfuro proveniente de las proteínas presentes en las aguas residuales, esta concentración debe ser controlada para evitar la inhibición directa del crecimiento metanogénico

**Agitación.-** La generación del biogás depende fundamentalmente del íntimo contacto entre bacterias, la materia prima en degradación y los compuestos intermedios producto de las diferentes etapas del proceso fermentativo. En consecuencia, la agitación de la masa en digestión es sumamente beneficiosa para el buen funcionamiento del proceso ya que busca la remoción de los metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas, el mezclado del sustrato fresco con la población bacteriana, uniformizar la densidad bacteriana y evitar la formación de espacios “muertos” sin actividad biológica que reducirían el volumen efectivo del biodigestor.

Con biodigestores operando en el nivel mesofílico se requiere una suave agitación, siendo suficiente un movimiento intermitente realizado con algún elemento mecánico. En el caso de instalaciones que trabajan a nivel termofílico, la agitación debe ser continua para mantener una temperatura uniforme en todo el reactor. Esta operación puede realizarse, mediante el reciclo del contenido del digestor por bombeo, agitación mecánica con paletas; recirculación de biogás comprimido, con un compresor adecuado, desde la parte superior hacia fondo del tanque.

---

<sup>19</sup> El nitrógeno amoniacal es la suma del ión amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y del amoníaco (NH<sub>3</sub>). Ambas especies se encuentran en equilibrio químico, y la concentración relativa de cada una depende del pH, tal como indica la ecuación de equilibrio: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ↔ NH<sub>3</sub> + H<sup>+</sup>

**Micronutrientes.-** La digestión anaerobia, por ser un proceso biológico, requiere ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento de los microorganismos. Se han identificado nutrientes traza que son esenciales para los microorganismos anaerobios.

Los metales traza, tales como hierro, cobalto, molibdeno, selenio, calcio, magnesio, zinc, cobre, manganeso, tungsteno y boro a niveles de mg/L y la vitamina B12 en niveles de µg/L, se ha encontrado que mejoran la producción de metano.

En el siguiente cuadro, puede encontrarse la composición inorgánica de las bacterias metanogénicas, estas contienen los nutrientes esenciales normales, tales como N, P y S, pero algunos micronutrientes, tales como Ni, Fe y Co, están presentes en concentraciones mas altas que en otros organismos, lo que indica un requerimiento particular<sup>20</sup> de estos micronutrientes por las bacterias metanogénicas.

Cuadro 7 Composición elemental de los microorganismos metanogénicos (Scherer, 1983)

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

Fuente: Extraído de "Microbiología". Separata de enseñanza, Universidad Agrícola de Wageningen – Holanda. Frank Zegers.

---

<sup>20</sup> El Níquel (Ni) es particularmente importante para los metanogénicos debido a que es un constituyente estructural del factor F430, el cual se encuentra exclusivamente en las bacterias metanogénicas. El y Cobalto (Co) es importante debido que también es un constituyente estructural de la vitamina B12, la cual cataliza la metanogénesis.

Cuadro 8 Condiciones ideales para la digestión anaerobia

<b>PARAMETRO</b>	<b>ÓPTIMO</b>	<b>MÁXIMO</b>
<b>Temperatura</b>		
Mesofílico	30 – 35°C	20 – 40°C
Termofílico	50 – 56°C	45 – 60°C
<b>pH</b>	6.8 – 7.4	6.4 – 7.8
<b>Ácidos Grasos Volátiles</b>	50 – 500 mg/L	2000 mg/L
<b>Alcalinidad</b> (mg/L como CaCO <sub>3</sub> )	1500 - 3000	1000 – 5000
<b>Tiempo de retención</b>	10 – 15 días	7 – 30 días
<b>Amoniaco</b>	50 – 22 mg/L	1500 – 300 mg/L a pH > 7.4 (inhibición) >3000 mg/L (tóxico)

## 5.2 Microbiología anaerobia

El tratamiento de las aguas residuales por medio del proceso de digestión anaerobia, implica operaciones unitarias como son la sedimentación y la filtración (procesos que se han mencionado anteriormente); sin embargo, los procesos biológicos que se llevan a cabo son los de mayor importancia, por lo que es primordial conocer los microorganismos y los mecanismos que participan en este proceso.

En contraste con su homólogo aerobio, en donde un solo microorganismo puede llevar a cabo la conversión del compuesto a dióxido de carbono y agua, en el proceso de digestión anaerobia es necesario el concurso coordinado de diferentes grupos de microorganismos para la metanización de la materia orgánica.

Durante la digestión anaerobia intervienen tres grupos principales de bacterias y un grupo adicional que sigue la ruta de la sulfatogénesis:



#### a) Bacterias Hidrolíticas – Fermentativas:

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia Enterobacteriaceae.

En digestores se han estimado de  $10^4$  a  $10^5$  bacterias por ml de líquido, y en pruebas de enriquecimiento se han aislado microorganismos lipolíticos, como *Clostridia* y *Micrococci* que parecen ser los responsables de las lipasas extracelulares en ambientes anaerobios.

Los organismos proteolíticos más numerosos aislados en digestores han sido *Clostridia* y *Cocci*, los cuales se han reportado en concentraciones de  $10^4$  a  $10^6$  de bacterias proteolíticas por ml de líquido. Estas incluyen a *Clostridium bifermentans*, *Clostridium butyricum*, *Clostridium perfringens*, *Clostridium manganotti*, *Clostridium litusburense*, *Peptococcus anaerobius* y *Staphylococcus aureus*. Otras bacterias son *Sarcina*, *Bacteroides* y *Propionibacterium*.

La microbiología del rompimiento de polisacáridos fibrosos está sujeta a controversia, se han encontrado once tipos diferentes de bacterias celulolíticas mesófilas y todas son Gram positivas y anaerobias estrictas. Los recuentos de microorganismos anaerobios son de  $4 \times 10^5$  por ml de efluente aproximadamente. Los microorganismos degradadores de hemicelulosa son importantes en las primeras etapas de la digestión. Se han aislado dos tipos de organismos degradadores de hemicelulosa en digestores anaerobios de residuales porcinos, la forma dominante identificada es *Bacteroides ruminicola*, y el otro organismo es un Gram negativo.

Las amilasas son enzimas capaces de degradar almidones, glucógeno y polisacáridos; alguno de los microorganismos más representativos de estas bacterias son *Clostridium butyricum*, *Bacteroides sp.*, *Lactobacillus sp.*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus* y *Bacillus licheniformis*. Los conteos aproximados son de  $4 \times 10^4$  bacterias por ml de líquido anaerobio.

#### b) Bacterias Acetogénicas

En este grupo se incluyen bacterias conocidas como “sintróficas obligadas”, dado que al producir hidrógeno como producto de su actividad metabólica, necesitan que las metanogénicas estén estrictamente presentes junto a estas, para que lo consuman así poder continuar con su metabolismo. De no existir esta coordinación entre especies, la concentración de hidrógeno aumenta y se inhibe la generación de acetato. Entre las especies más estudiadas se encuentran: *Clostridium formicoaceticum*, *Acetobacterium wodii*, *Acetobacterium wieringae* y *Clostridium aceticum*; otros representantes son: *Syntrophobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei*.

Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$ , esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno”, mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de este tipo de bacterias con las bacterias consumidoras de  $\text{H}_2$  (metanógenos hidrogenotróficos) permite un balance energético favorable.

### c) Bacterias metanogénicas

Las arqueobacterias metanogénicas son las más sensibles al  $\text{O}_2$  de los microorganismos conocidos, es decir son anaerobias estrictas. Pertenecen al dominio Archaeaea, cuyos miembros presentan características diferentes a las encontradas en Bacteria. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. No pueden utilizar productos orgánicos complejos y su metabolismo energético está dirigido hacia la producción de metano como único producto final. Crecen lentamente, con tiempos de generación desde 3 días a  $35^\circ\text{C}$  hasta 50 días a  $10^\circ\text{C}$ .

A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis<sup>21</sup> obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. Se subdividen en dos categorías:

- Metanogénicas hidrogenotróficas (responsables de la producción de 1/3 del  $\text{CH}_4$  total). Son aquellas que utilizan el hidrógeno ( $\text{H}_2$ ) para reducir el anhídrido carbónico ( $\text{CO}_2$ ), y así producir metano. Los tipos más frecuentes aislados de distintos biodigestores son: *Methanobacterium formicicum*, *Methanospirillum hungatei*, *Methanobrevibacter arboriphilicus*.
- Metanogénicas acetoclásticas (responsables de la producción de 2/3 del  $\text{CH}_4$  total). Son aquellas que hidrolizan el acetato, oxidando el grupo carbonilo a anhídrido carbónico ( $\text{CO}_2$ ), y reduciendo el grupo metilo a metano ( $\text{CH}_4$ ). *Methanosarcina thermofila*, *Methanosarcina mazei*, *methanosarcina barkeri*, *Methanosaeta soehngenii* y *Methanosaeta concilii*.

---

<sup>21</sup> Vida en ausencia de oxígeno libre.

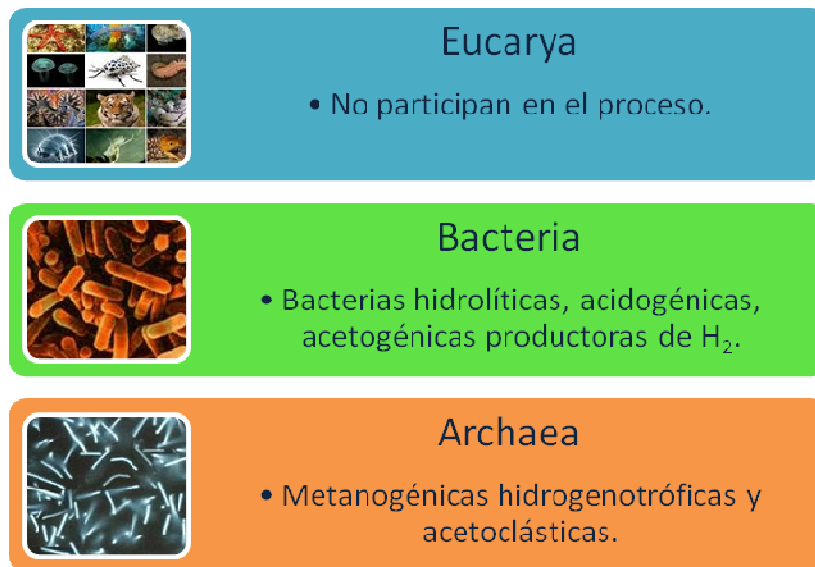


Figura 23 Ubicación de los microorganismos partícipes de la digestión anaerobia en los dominios de los seres vivos.

#### d) Bacterias sulfatorreductoras

En presencia de sulfato, sulfito o tiosulfato, las bacterias sulfatorreductoras son capaces de utilizar algunos de los intermediarios de los procesos anaerobios. Son anaerobias estrictas, que utilizan el sulfato como aceptor de electrones. Pueden utilizar una variedad de compuestos orgánicos, como formiato, acetato, propionato y butirato entre otros como sustratos. Compiten con las metanogénicas por sus sustratos, haciéndolas sus características cinéticas más eficientes.

Se clasifican en dos grupos:

- Las bacterias del tipo *Desulfovibrio sp.* que oxidan de manera incompleta su sustrato, como la oxidación del lactato en acetato y CO<sub>2</sub>.
- Las bacterias del género *Desulfosarcina sp.* que oxidan de manera completa su sustrato, como la oxidación completa de compuestos aromáticos.

En la digestión anaerobia más del 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10% de la energía en crecimiento bacteriano. En el siguiente cuadro, se reportan factores de producción celular, representados en términos de sólidos suspendidos volátiles (SSV) generados por unidad de DQO consumida.

Cuadro 9 Parámetros de crecimiento de bacterias anaeróbicas (valores reportados a 30 y 35°C)

<b>TIPO DE BACTERIA</b>	<b>TIEMPO DE DOBLAJE<sup>22</sup></b> <i>días</i>	<b>PRODUCCIÓN CELULAR<sup>23</sup></b> <i>g SSV/g DQO</i>	<b>ACTIVIDAD CELULAR<sup>24</sup></b> <i>g DQO/g SSV x d</i>	<b>K<sub>S</sub><sup>25</sup></b> <i>mM</i>
<b>Bacterias Acidogénicas</b>	0.125	0.14	39.6	ND
<b>Bacterias Acetogénicas</b>	3.5	0.03	6.6	0.40
<b>Metanogénicas</b>				
Hidrogenotróficas	0.5	0.07	19.6	0.004
Acetoclásticas				
• <i>Methanotrix</i>	7.0	0.02	5.0	0.30
• <i>Methanosacina</i>	1.5	0.04	11.6	5.0

Fuente: Extraído de "Microbiología". Separata de enseñanza, Universidad Agrícola de Wageningen – Holanda. Frank Zegers.

Las bacterias acidogénicas tienen un coeficiente de producción celular lo suficientemente alto para que una fracción significativa (20%) de la materia orgánica fermentada sea convertida a material celular. Existen importantes diferencias en coeficientes de producción celular entre los grupos de bacterias que conforman la comunidad anaerobia. Por esta razón la composición del agua residual puede ser un factor determinante de la cantidad producida de material celular en la digestión anaerobia. Substratos no acidificados tales como celulosa, azúcares, proteínas y aminoácidos atravesarán la etapa acidogénica y la metanogénesis, de tal forma que aproximadamente el 22% de la materia orgánica (DQO) consumida es convertida en material celular en su degradación anaerobia hasta metano.

Los substratos ya acidificados, tales como ácidos grasos volátiles, solo atravesarán la comunidad metanogénica y su degradación anaerobia resultará en una baja producción

<sup>22</sup> El tiempo de doblaje es el tiempo necesario para que la población bacteriana se reproduzca al doble de su número inicial.

<sup>23</sup> La producción celular es la producción de SSV por gramo de DQO. Este valor multiplicado por 1.4 (factor normal de conversión) debe ser igual a la DQO celular producida por unidad de DQO consumida.

<sup>24</sup> La actividad celular de los SSV de células vivientes de un cultivo puro de las bacterias indicadas, calculada teóricamente a partir del tiempo de doblaje y la producción celular.

<sup>25</sup> El factor K<sub>S</sub> indica la afinidad de las bacterias anaerobias por el sustrato. La K<sub>S</sub> es la concentración de sustrato para la cual la tasa de crecimiento es el 50% de la máxima. Al disminuir el valor de la concentración K<sub>S</sub>, indica que la afinidad por el sustrato se incrementa.

celular metanogénica (3% de la DQO consumida). Por ejemplo, en el caso hipotético de que la retención de células acidogénicas y metanogénicas, en un biodigestor, fuera igual y que el lodo anaerobio cultivado en el mismo fuera igual; el lodo anaerobio cultivado en sustratos no acidificados tendría una concentración de células metanogénicas menor que el cultivado en ácidos grasos volátiles, puesto que este último no estaría diluido con células de bacterias acidogénicas.

La tasa de crecimiento específico es el nuevo crecimiento por unidad de tiempo, expresado como fracción de la población ya existente. Puede ser calculado a partir del tiempo de doblaje de acuerdo con la siguiente relación:

$$\mu = 0.693/t_d$$

donde:

$\mu$  = tasa de crecimiento específico (días<sup>-1</sup>)

$t_d$  = tiempo de duplicación (días)

Tal como se observa en el cuadro anterior, las bacterias acidogénicas se reproducen a una velocidad mucho más rápida (10 a 60 veces más rápido) que las metanogénicas. La baja tasa de las metanogénicas acetoclásticas es el factor que contribuye de una forma más importante a los largos tiempos de arranque. Adicionalmente, esta tasa de crecimiento implica que en biodigestores sin retención celular, no pueden aplicarse tiempos de retención hidráulica inferiores a 2 – 10 días.

La afinidad por el sustrato también juega un papel importante en el proceso de digestión anaerobia ya que existe competencia ecológica entre las bacterias. Un ejemplo de esto es el de las bacterias metanogénicas acetoclásticas. *Methanotrix*, presenta una tasa de crecimiento menor pero una afinidad mayor por el sustrato (menor  $K_s$ ), *Methanosarcina*, en cambio, posee una tasa de crecimiento muy elevada. La más común de las dos, durante el tratamiento de un efluente que se mantiene tan limpio como es posible (lo que generalmente implica una baja concentración de ácidos grasos volátiles), es *Methanotrix*. Sin embargo, cuando la concentración de sustrato es baja, la tasa de crecimiento de *Methanosarcina* es menor a la de *Methanotrix* (al disminuir la concentración de sustrato la afinidad por el mismo se incrementa); lo que indica que *Methanosarcina* será la especie dominante si en el contenido de un biodigestor se presentan con frecuencia ácidos grasos volátiles.

## **6. Tecnologías de tratamiento anaerobio aplicables en aguas residuales.**

### **6.1 Tanques sépticos**

Los tanques sépticos son unidades de tratamiento primario que reducen la concentración de sólidos en suspensión, tanto sedimentables como flotantes.

Generalmente, se construyen enterrados y constituyen uno de los tratamientos primarios más utilizados en los sistemas de tratamiento descentralizados y en poblaciones de tamaño muy pequeño (menor a 200 habitantes).

Debido a su simplicidad y bajo costo, los tanques sépticos constituyen probablemente el sistema más utilizado en el mundo para aguas residuales de viviendas individuales (Van Haandel et al, 2006)

En el funcionamiento de los tanques sépticos se distinguen dos tipos de procesos:

- Procesos físicos: predomina la acción de la gravedad se separan los sólidos presentes en las aguas residuales (que se van acumulando en el fondo), de los flotantes, incluyendo aceites y grasas (que van formando una capa sobre la superficie líquida).
- Procesos biológicos: la fracción orgánica de los sólidos que se acumulan en el fondo del tanque experimenta reacciones de degradación anaerobia, reduciendo su volumen y desprendiendo biogás ( que es una mezcla de metano y dióxido de carbono, principalmente) y, en mucha menor cuantía, de compuestos del azufre (ácido sulfhídrico, mercaptanos, entre otros), responsables de los olores desagradables que se desprenden.

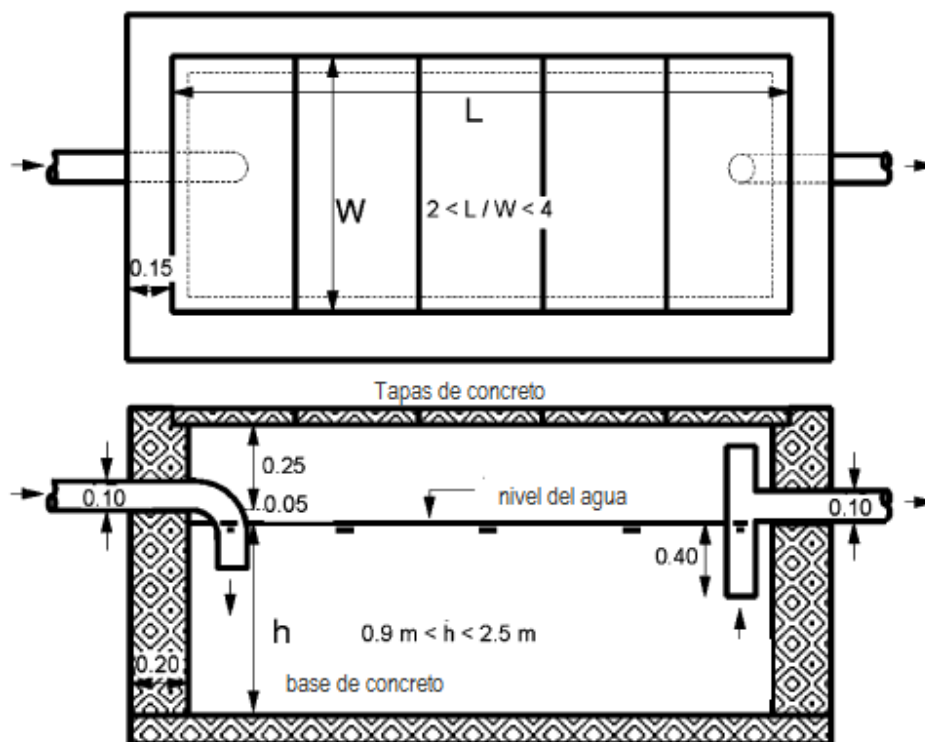
La eficiencia en la eliminación del material orgánico y sólidos suspendidos en un agua residual cruda se encuentra en el orden del 30 al 50% (Van Haandel et al, 2006). Ellos pueden ser pre-fabricados en fibra de vidrio, plástico o construidos en la zona en concreto.

Los materiales para las paredes y losa superior deben garantizar el soporte de la presión externa (cargas dinámicas) cuando el tanque este vacío, y deben estar debidamente impermeabilizados. Normalmente se instalan bajo el suelo y el efluente es infiltrado en el suelo o antes de un postratamiento.

Los tanques sépticos pueden tener uno, dos o tres compartimentos. El fondo debe de contemplar una pendiente mínima del 2% orientada hacia el punto de ingreso de los líquidos. Si hay dos compartimientos, el segundo debe tener la parte inferior horizontal y el primero puede tenerla inclinada hacia la entrada. En los casos en que el terreno lo permita, es recomendable incluir en el diseño una tubería para el drenaje de lodos, la misma que estará ubicada en la sección más profunda. La tubería estará provista de una válvula de limpieza. Si no es posible deberá contemplarse la extracción periódica de lodos por una empresa autorizada conforme a la normatividad vigente.

Si el sistema de instalaciones sanitarias de la vivienda u otra edificación posee una tubería de ventilación en su extremo superior, los gases pueden salir del tanque séptico por este dispositivo. Si el sistema no está dotado de ventilación, se debe prever una tubería desde el tanque séptico mismo, protegida con una malla

Cuando los tanques sépticos se proyecten para el tratamiento de las aguas residuales generadas en hoteles, restaurantes o estaciones de servicio, que suelen contener elevadas concentraciones de grasas (superiores a 100 mg/l<sup>26</sup>), se recomienda considerar antes del tanque una trampa de grasas. Se recomiendan tiempos de retención entre 12 y 24 horas.



.Figura 24 Esquema de un tanque séptico

Fuente: Van Haandel et al (2006)

<sup>26</sup> Este valor corresponde al fijado dentro de los valores máximos admisibles en la legislación Peruana.

### 9.1.1 Criterios de diseño de tanque séptico

Para realizar el diseño de un tanque séptico se tendrá en cuenta los siguientes criterios:

- Tener en cuenta un tiempo de retención de las aguas residuales de tal manera que se permita la separación de sólidos, para ello se deberá mantener una estabilidad hidráulica que brinde una eficiente sedimentación, y la degradación anaerobia adecuada que posibilite la estabilización del líquido.
- Garantizar que el tanque séptico tenga las dimensiones apropiadas que permita la acumulación de lodos y espuma, además debe asegurarse una adecuada ventilación de los gases formados dentro de la unidad. Y finalmente se deberá prevenir las obstrucciones.

### 9.1.2 Procedimiento de diseño de tanque séptico

Para el diseño de un tanque séptico se ha tenido en consideración los criterios establecidos por el CEPIS y la OPS que se encuentran en la Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización (OPS/CEPIS/05.164-UNATSABAR).

#### a. Periodo de retención hidráulica (PR, en días)

$$PR = 1.5 - 0.3 \log(P \times Q)$$

Donde:

P: Población servida, habitantes.

Q: Caudal de aporte unitario de aguas residuales, litros/(habitante\*día)

Considerar un periodo de retención mínimo de 6 días.

#### b. Volumen requerido para la sedimentación ( $V_s$ , en $m^3$ )

$$V_s = 10^{-3} \times (P \times Q) \times PR$$



**c. Volumen de digestión y almacenamiento de lodos ( $V_d$ , en  $m^3$ )**

$$V_d = 70 \times 10^{-3} \times P \times N$$

Donde:

N: Intervalo entre limpieza o remoción de lodos que se desea definir en años.

**d. Volumen de lodos producidos**

La cantidad de lodos producidos por habitante y por año, depende de la temperatura ambiental y de la descarga de residuos de la cocina. Los valores a considerar son:

Clima cálido	40 litros/habx año
Clima frío	50 litros/habx año

En lugares donde exista el peligro de introducir cantidad suficiente de grasa que afecte el adecuado funcionamiento de la unidad de evacuación de aguas residuales, como es el caso de descargas de lavaderos o aparatos sanitarios, se tendrá que adicionar 20 litros/habx año a los valores señalados anteriormente.

**e. Volumen de natas**

Como valor se considera un volumen mínimo de  $0.7 m^3$ .

**f. Profundidad máxima de espuma sumergida ( $H_e$ , en m)**

$$H_e = \frac{0.7}{A}$$

Donde:

A: Área superficial del tanque séptico, en  $m^2$ .

**g. Profundidad libre de espuma sumergida**

Distancia entre la superficie inferior de la capa de espuma y el nivel inferior de la Tee de salida o cortina deflectora del dispositivo de salida del tanque séptico, debe tener un valor mínimo de 0.10 m.

h. Profundidad libre de lodo ( $H_o$ , en m)

$$H_o = 0.82 - 0.26 \times A$$

i. Profundidad mínima requerida para la sedimentación ( $H_s$ , en m)

$$H_s = \frac{V_s}{A}$$

j. Profundidad de espacio libre ( $H_l$ , en m)

Comprende la superficie libre de espuma sumergida y la profundidad de lodos. Seleccionar el mayor valor, comparando la profundidad del espacio libre mínimo total ( $0.1+H_o$ ) con la profundidad mínima requerida para la sedimentación ( $H_s$ ).

k. Profundidad neta del tanque séptico

La suma de las profundidades de natas, sedimentación, almacenamiento de lodos y la profundidad libre de natas sumergidas.

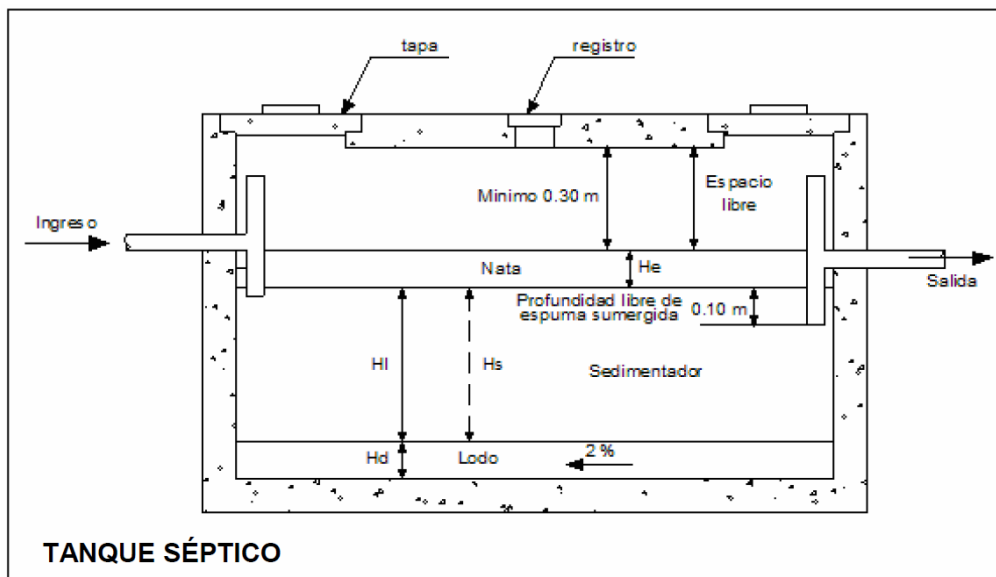
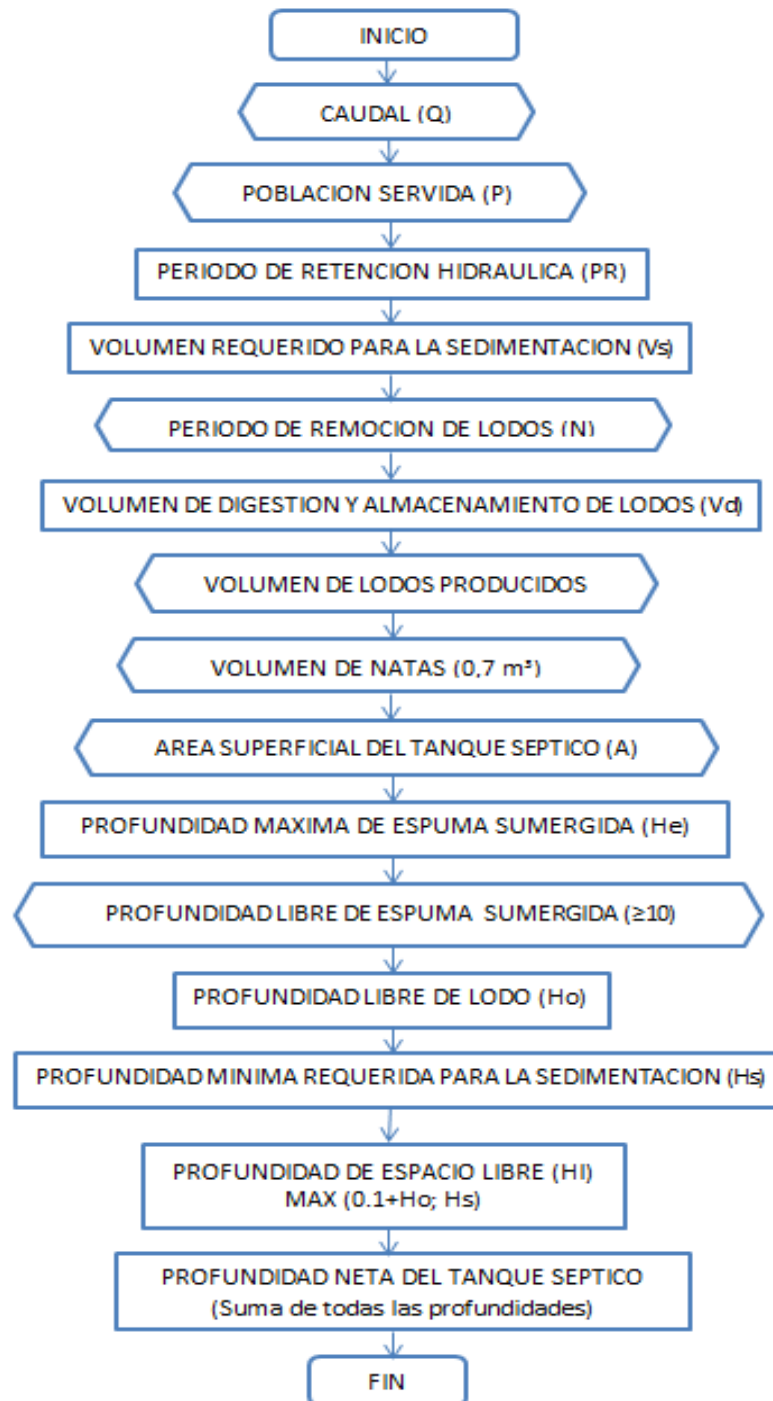


Figura 25. Dimensiones y partes de un tanque séptico.

Fuente: UNATSABAR-OPS/CEPIS/05.163 (2005)

### 9.1.3 Diagrama de flujo del diseño de tanque séptico



### 9.1.4 Ventajas y desventajas del uso de tanques sépticos

Cuadro 10 Ventajas y desventajas de los tanques sépticos

VENTAJAS	DESVENTAJAS
Apropiado para localidades rurales, edificaciones con servicio de agua propio, condominios, hospitales y entidades sin redes de alcantarillado municipal.	<ul style="list-style-type: none"><li>• De uso limitado para un máximo de 350 habitantes o valor máximo de 20 m<sup>3</sup>/día de caudal a tratar.</li><li>• Uso limitado para zonas con suelos impermeables, zonas inundables o donde exista napa freática a menos de 3 metros de la superficie del terreno, casos en los que conviene optar por otro método.</li></ul>
Son apropiados cuando el suelo es permeable y no se encuentra en una zona propensa a inundaciones.	<ul style="list-style-type: none"><li>• "Requiere de tratamiento adicional para disminuir los efectos contaminantes del efluente, debido a su baja eficiencia en la remoción de microorganismos patógenos y materia orgánica".</li><li>• Requiere facilidades para el mantenimiento y retiro de lodo acumulado, lo que demanda la disponibilidad de bombas o unidades tipo hidrojet para el retiro de los lodos acumulados.</li></ul>
Una vez construidos pueden ser integrados a una red de alcantarillado.	
Bajo costo de construcción por su simplicidad. Poca dificultad en su operación y mantenimiento cuando se cuenta con infraestructura para remoción de lodos.	

Fuente: "Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización" -OPS/CEPIS/05.163-UNATSABAR.

### 6.2 Tanque Imhoff.

Consiste en una unidad de tratamiento primario con la finalidad de remover los sólidos suspendidos. En esta unidad se integran la sedimentación del agua y la digestión de lodos sedimentados en la misma unidad.

Los Tanques Imhoff se construyen en la mayoría de los casos enterrados y constituyen una de las tecnologías recomendables a utilizar en sistemas de tratamiento descentralizado y en poblaciones entre 200 y 5000 habitantes aproximadamente.

Los Tanques Imhoff constan de un único "tanque", en el que se ubican tres compartimentos principales:

Los compartimentos del tanque Imhoff son:

- Cámara de sedimentación (en la parte superior)
- Cámara de digestión de lodos. (zona inferior)
- Área de ventilación y acumulación de natas

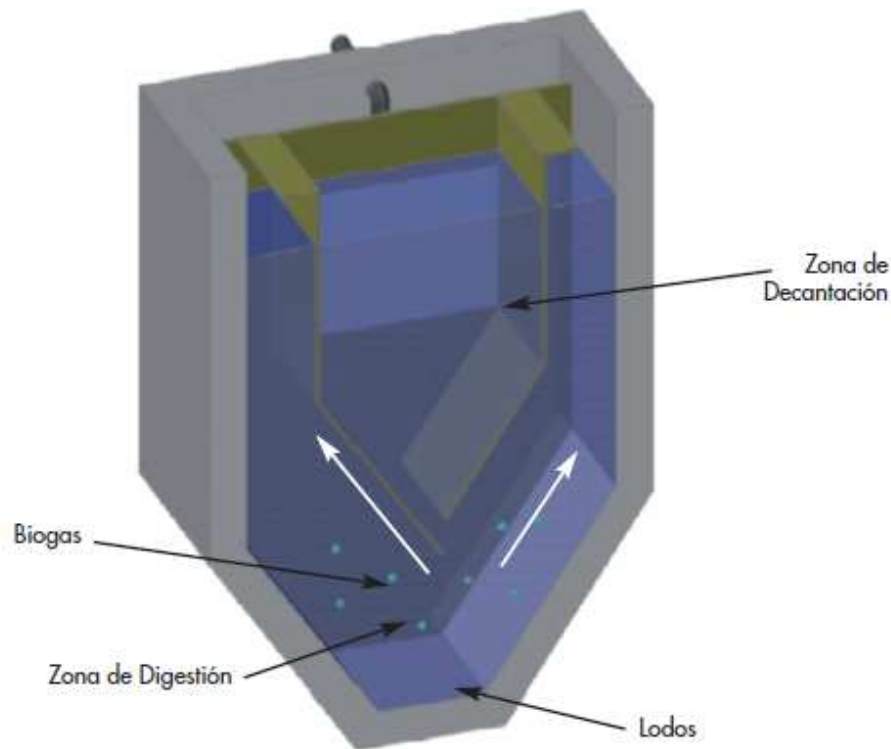


Figura 26 Esquema de un tanque Imhoff

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (2010)

En el funcionamiento de los Tanques Imhoff se pueden distinguir dos tipos de procesos:

- Procesos físicos: predomina la acción de la gravedad se separan los sólidos sedimentables presentes los que se acumulan en el fondo del tanque, de los sólidos flotantes, incluyendo aceites y grasas (que van formando una capa sobre la superficie líquida de la zona de sedimentación).
- Procesos biológicos: la fracción orgánica de los sólidos que se acumulan en el fondo del tanque experimenta reacciones de degradación anaerobia, reduciendo su volumen y desprendiendo biogás ( que es una mezcla de metano y dióxido de carbono, principalmente) y, en mucha menor cuantía, de compuestos del azufre (ácido sulfhídrico, mercaptanos, entre otros), responsables de los olores desagradables que se desprenden.

La reducción de volumen que experimenta la materia orgánica sedimentada en la zona de digestión, permite espaciar en el tiempo las operaciones de purga periódica de los lodos acumulados.

En la operación del tanque, las aguas residuales fluyen a través de la cámara de sedimentación, donde se eliminan gran parte de los sólidos sedimentables, seguido de esto pasan a la cámara de digestión de lodos, luego los gases producto de la digestión, son desviados hacia la cámara de natas o área de ventilación.

En el caso que el rango comprendido entre 50 y 500 habitantes se recomienda como pre-tratamiento la instalación de una cámara de rejas, de limpieza manual, dotada de un by-pass, seguida de un desarenador estático, del que periódicamente se extraerán las arenas de forma manual. (ver Figura 27).

Para el rango superior de aplicación, 500 a 1000 habitantes se aconseja la implantación del cribado en doble canal (un canal principal y un bypass). En el caso del canal principal se debe de considerar una cámara de rejas gruesas seguida de una cámara de rejas finas, o un tamiz. Luego del cribado debe de continuarse con un desarenador estático de limpieza manual.

Cuando los tanques Imhoff se proyecten para el tratamiento de las aguas residuales generadas en restaurantes o estaciones de servicio, que suelen contener elevadas concentraciones de grasas (superiores a 100 mg/l<sup>27</sup>), se recomienda considerar antes del tanque una trampa de grasas.

---

<sup>27</sup> Este valor corresponde al fijado dentro de los valores máximos admisibles.

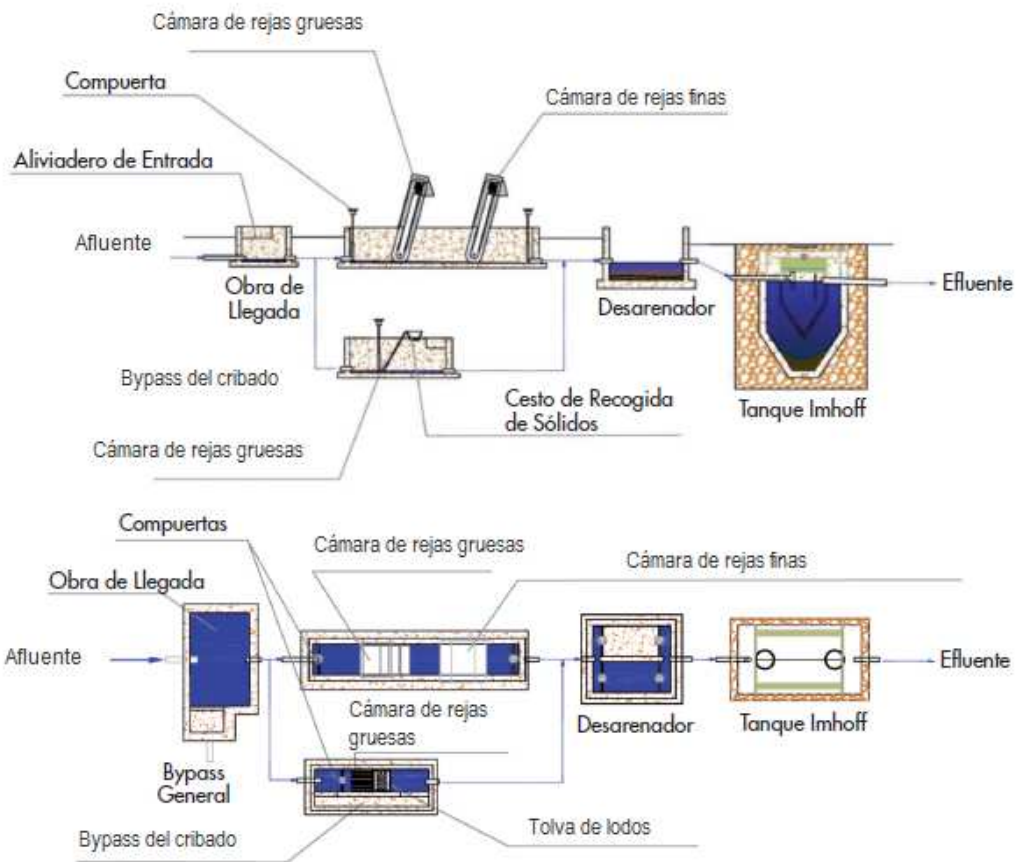


Figura 27 Esquema de la ubicación de un tanque Imhoff en una planta de tratamiento de aguas residuales

(Adaptado de Ministerio, Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España, 2010)

El Ministerio, Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España considera rendimientos promedio de tratamiento de Tanques Imhoff que se muestran en el Cuadro 11:

**Cuadro 11 Rendimientos promedio de tratamiento de Tanques Imhoff**

Parámetro	% Reducción	Efluente final (mg/l)
Sólidos en suspensión	50-60	100-125
DBO <sub>5</sub>	20-30	210-240
DQO	20-30	420-480

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (2010)

### 9.2.1 Diseño de tanque Imhoff

Para el diseño del tanque Imhoff se tendrá en cuenta los criterios que comprenden la “Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización” (OPS/CEPIS/05.164-UNATSABAR). Además para el dimensionamiento de un tanque Imhoff, se sabe que normalmente este sistema es de forma rectangular y se divide en tres compartimientos:

- a) Cámara de sedimentación.
- b) Cámara de digestión de lodos.
- c) Área de ventilación y cámara de natas.

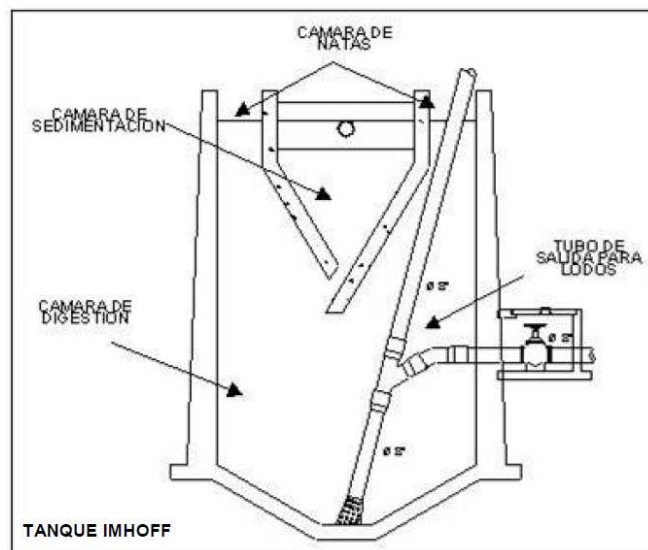


Figura 28 Partes de un tanque Imhoff.

Fuente: UNATSABAR-OPS/CEPIS/05.163 (2005)

Asimismo aparte de los compartimientos señalados se tendrá que diseñar el lecho de secados de lodos.

#### a) Diseño de la cámara de sedimentación

- ✓ Caudal de diseño, m<sup>3</sup>/hora

$$Q_p = \frac{\text{Poblacion} \times \text{Dotacion}}{1000} \times \% \text{Contribucion}$$

Dotación, en litro/hab/día.

- ✓ Área del sedimentador (As, en m<sup>2</sup>).



$$As = \frac{Qp}{Cs}$$

Donde:

Cs: Carga superficial, igual a  $1\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{hora})$ .

- ✓ Volumen del sedimentador ( $Vs$ , en  $\text{m}^3$ ).

$$Vs = Qp * PR$$

Donde:

PR: Periodo de retención hidráulica, será entre 1.5 a 2.5.

Se recomienda un periodo de retención de 2 horas<sup>28</sup>.

- El fondo del tanque será de sección transversal en forma de V y la pendiente de los lados respecto a la horizontal tendrá de  $50^\circ$  a  $60^\circ$ .
- En la arista central se debe dejar una abertura para paso de los sólidos removidos hacia el digestor, esta abertura será de 0.15 a 0.20 m. Uno de los lados deberá prolongarse, de 15 a 20 cm, de modo que impida el paso de gases y sólidos desprendidos del digestor hacia el sedimentador, situación que reducirá la capacidad de remoción de sólidos en suspensión de esta unidad de tratamiento.

---

<sup>28</sup> Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques imhoff y lagunas de estabilización. UNATSABAR OPS/CEPIS

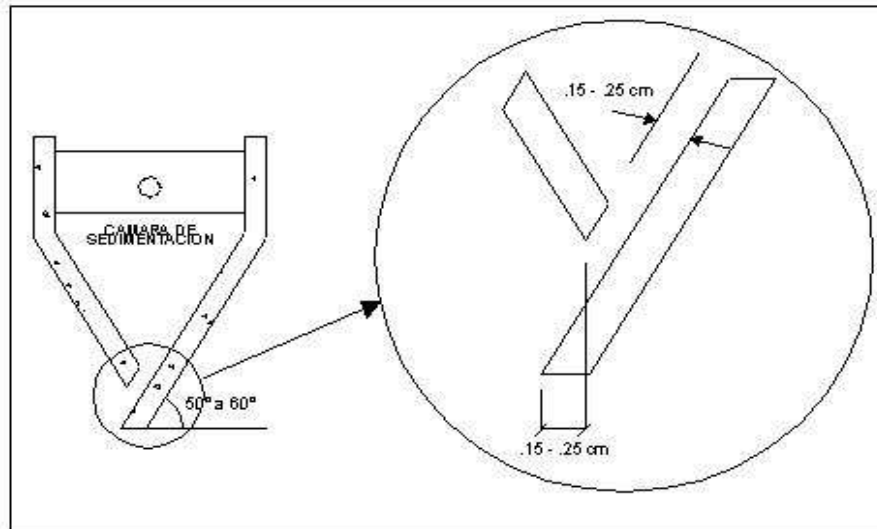


Figura 29 Detalle de la cámara de sedimentación del tanque imhoff.  
Fuente: UNATSABAR-OPS/CEPIS/05.163 (2005)

- ✓ Longitud mínima del vertedero de salida ( $L_v$ , en m).

$$L_v = \frac{Q_{max}}{Ch_v}$$

Donde:

$Q_{max}$ : Caudal máximo diario de diseño, en  $m^3/día$ .

$Ch_v$ : Carga hidráulica sobre el vertedero, estará entre 125 a 500  $m^3/(m \cdot día)$ , (recomendable 250).

## b) Diseño del digestor

- ✓ Tiempo requerido para digestión de lodos.

El volumen de lodos se determinara considerando la reducción de 50% de sólidos volátiles, con una densidad de 1.05 kg/l y un contenido promedio de sólidos de 12.5% (al peso). El compartimento será dimensionado para almacenar los lodos durante el proceso de digestión de acuerdo a la temperatura. Se usaran los siguientes valores.

**Cuadro 12 Variación del tiempo de digestión de lodos en relación con la temperatura**

Temperatura °C	Tiempo de digestión en días
5	110
10	76
15	55
20	40
≥25	30

Fuente: “Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización” -OPS/CEPIS/05.163-UNATSABAR (2005).

- ✓ Volumen de almacenamiento y digestión (Vd, en m<sup>3</sup>).

Alternativamente se determinara el volumen del compartimento de lodos considerando un volumen de 70 litros por habitante para la temperatura de 15 °C. Para otras temperaturas este volumen unitario se debe multiplicar por un factor de capacidad relativa de acuerdo a los valores de la siguiente tabla.

**Cuadro 13 Factor de capacidad relativa en relación con la temperatura**

Temperatura °C	Factor de capacidad relativa (fcr)
5	2.0
10	1.4
15	1.0
20	0.7
≥25	0.5

Fuente: “Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización” -OPS/CEPIS/05.163-UNATSABAR (2005).

$$Vd = \frac{70 * P * fcr}{1000}$$

Donde:

fcr: factor de capacidad relativa, ver cuadro 3.

P: Población.

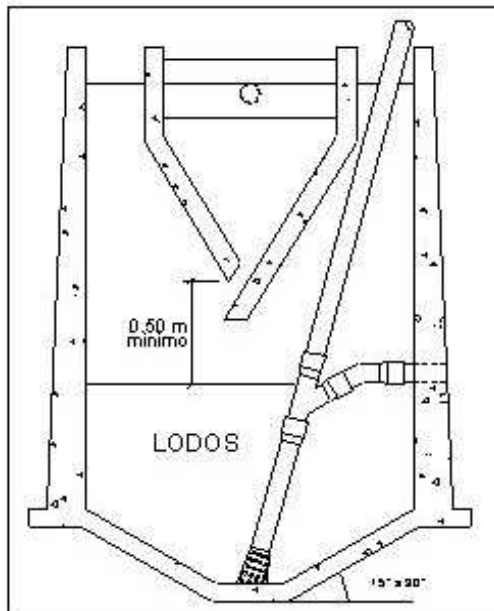


Figura 30 Esquema de la cámara de digestión de un tanque Imhoff.  
Fuente: UNATSABAR-OPS/CEPIS/05.163 (2005)

- El fondo de la cámara de digestión tendrá la forma de un tronco de pirámide invertida (tolva de lodos), para facilitar el retiro de los lodos digeridos.
  - Las paredes laterales de esta tolva tendrán una inclinación de 15° a 30° con respecto a la horizontal.
  - La altura máxima de los lodos deberá estar 0.50 m por debajo del fondo del sedimentador.
- ✓ Frecuencia del retiro de lodos

Los lodos digeridos deberán retirarse periódicamente, para estimar la frecuencia de retiros de lodos se usarán los valores consignados en el Cuadro 12.

La frecuencia de remoción de lodos deberá calcularse en base a estos tiempo referenciales, considerando que existirá una mezcla de lodos frescos y lodos digeridos; estos últimos ubicados al fondo del digestor. De este modo el intervalo de tiempo entre extracciones de lodos sucesivas deberá ser por lo menos el tiempo de digestión a excepción de la primera extracción en la que se deberá esperar el doble de tiempo de digestión.

### c) Extracción de lodos

- El diámetro mínimo de la tubería para la remoción de lodos será de 200 mm y deberá estar ubicado 15 cm por encima del fondo del tanque.
- Para la remoción se requerirá de una carga hidráulica mínima de 1.80 m.

### d) Área de ventilación y cámara de natas

Para el diseño de la superficie libre entre las paredes del digester y el sedimentador (zona de espuma o natas) se tendrán en cuenta los siguientes criterios:

- El espaciamiento libre será de 1.0 m como mínimo.
- La superficie libre total será por lo menos 30% de la superficie total del tanque.
- El borde libre será como mínimo de 30 cm.

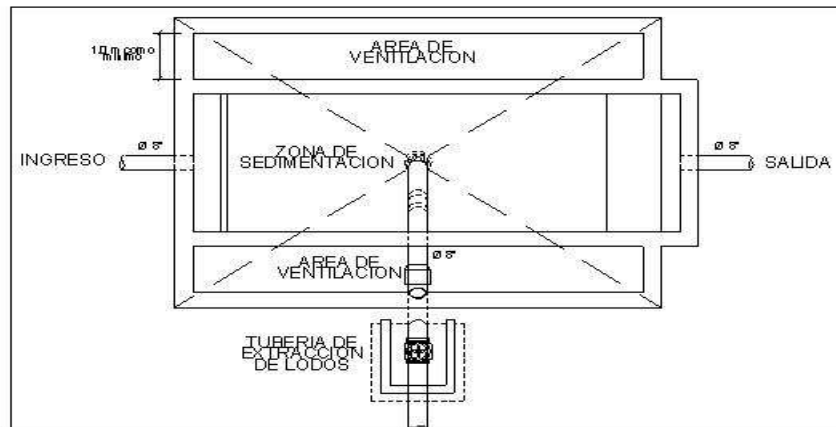


Figura 31 de un tanque Imhoff.  
Fuente: UNATSABAR-OPS/CEPIS/05.163 (2005)

### e) Lecho de secados de lodos

Son generalmente el método más simple y económico de deshidratar los lodos estabilizados (lodos digeridos), lo cual resulta lo ideal para pequeñas comunidades.

- ✓ **Carga de sólidos que ingresa al sedimentador (C, en Kg de SS/día)**

$$C = Q * SS * 0.0864$$

Donde:

SS: Sólidos en suspensión en el agua residual cruda, en mg/l.

Q: Caudal promedio de aguas residuales.

- ✓ Masa de solidos que conforman los lodos (Msd, en Kg SS/día)

$$Msd = (0.5 * 0.7 * 0.5 * C) + (0.5 * 0.3 * C)$$

- ✓ Volumen diario de lodos digeridos (Vld, en litros/día)

$$Vld = \frac{Msd}{\rho_{lodo} * (\% \text{ de } \frac{\text{solidos}}{100})}$$

Donde:

$\rho_{lodo}$ : Densidad de lodos, igual a 1.04 Kg/l.

% de solidos: Porcentaje de solidos contenidos en el lodo, varía entre 8 a 12%.

- ✓ Volumen de lodos a extraerse del tanque (Vel, en m<sup>3</sup>).

$$Vel = \frac{Vld * Td}{1000}$$

Donde:

Td: Tiempo de digestión, en días (ver cuadro 2).

- ✓ Área de lecho de secado (Als, en m<sup>2</sup>).

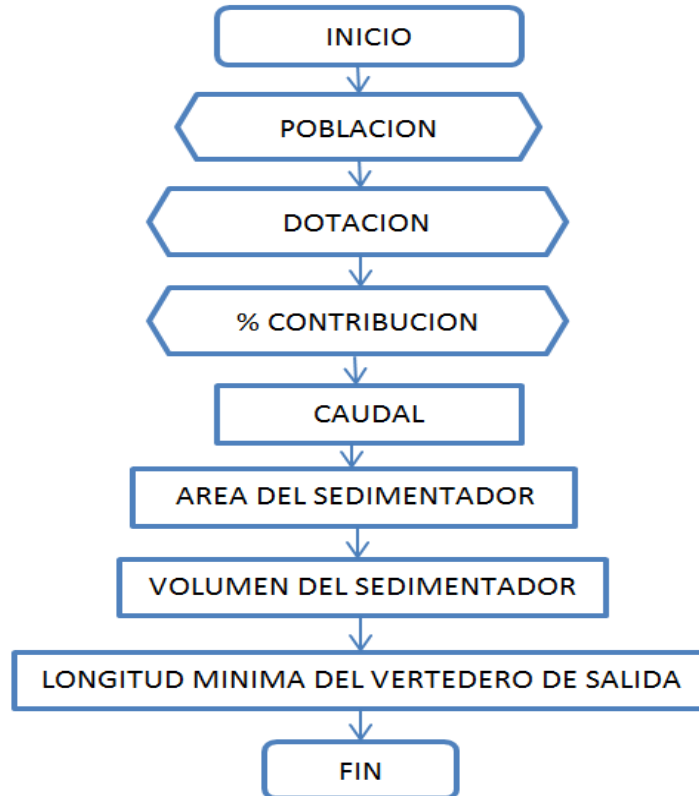
$$Als = \frac{Vel}{Ha}$$

Donde:

Ha: Profundidad de aplicación, entre 20 a 40 cm.

## 9.2.2 Diagrama de flujo del diseño de un tanque Imhoff

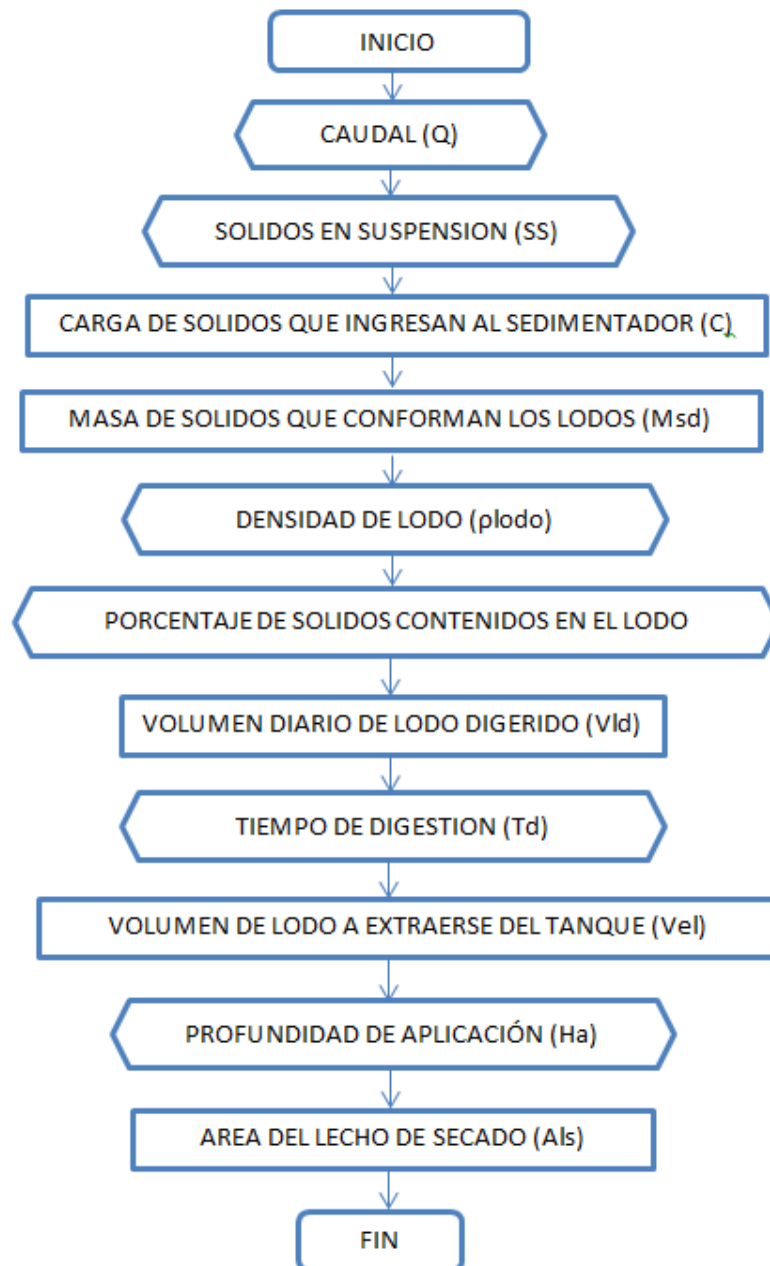
### A. Diseño del sedimentador



### B. Diseño del digestor



### C. Diseño del lecho de secado





### **9.2.3 Ventajas y desventajas del uso de tanque Imhoff**

#### **Ventajas**

- Contribuye a la digestión de lodo, mejor que en un tanque séptico, produciendo un líquido residual de mejores características.
- No descargan lodo en el líquido efluente, salvo en casos excepcionales.
- El lodo se seca y se evacúa con más facilidad que el procedente de los tanques sépticos, esto se debe a que contiene de 90 a 95% de humedad.
- Las aguas servidas que se introducen en los tanques Imhoff, no necesitan tratamiento preliminar, salvo el paso por una criba gruesa y la separación de las arenillas.
- El tiempo de retención de estas unidades es menor en comparación con las lagunas.
- Tiene un bajo costo de construcción y operación.
- Para su construcción se necesita poco terreno en comparación con las lagunas de estabilización.
- Son adecuados para ciudades pequeñas y para comunidades donde no se necesite una atención constante y cuidadosa, y el efluente satisfaga ciertos requisitos para evitar la contaminación de las corrientes.

#### **Desventajas**

- Son estructuras profundas (>6m).
- Es difícil su construcción en arena fluida o en roca y deben tomarse precauciones cuando el nivel freático sea alto, para evitar que el tanque pueda flotar o ser desplazado cuando esté vacío.
- El efluente que sale del tanque es de mala calidad orgánica y microbiológica.
- En ocasiones puede causar malos olores, aun cuando su funcionamiento sea correcto.

### **6.3 Lagunas anaerobias.**

Las lagunas anaerobias no son utilizadas como único sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales. En una PTAR las lagunas anaerobias reciben el agua residual cruda y este tratamiento es complementado con lagunas facultativas y de maduración, donde la mayoría de los materiales orgánicos y patógenos (huevos de helmintos y coliformes) son eliminados.

Las lagunas han sido ampliamente utilizadas en países en vías de desarrollo. Se construyen normalmente como presas de tierra de poca profundidad con material reforzado en las laderas para evitar la erosión. En la parte inferior para evitar la infiltración se puede colocar un material impermeable (geomembrana o una capa de arcilla).

El mecanismo de eliminación de material orgánico en lagunas anaerobias es el mismo que en el tanque séptico: el líquido fluye a través del estanque y el material sedimentable del afluente se acumula en la parte inferior, donde la fracción biodegradable pasa por un proceso de biológico de digestión anaerobia.

Debido a la gran caudal, el área requerida de un estanque anaerobio es considerable y es poco práctico cubrirlo, por lo que el biogas producido escapa a la atmósfera. El biogás que se escapa con frecuencia puede causar serios problemas de olores que se pueden percibir a grandes distancias. El problema del olor es causado principalmente por sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ).

Otro problema relacionado con el biogas que escapa a la atmósfera es la emisión del metano a la atmósfera. El metano es un importante contribuyente al calentamiento global (efecto invernadero).

El tiempo de retención en las lagunas anaerobias (por lo general de 2 a 5 días) es a menudo mayor que en un sistema de tratamiento primario (tanque séptico) y en consecuencia la eficiencia de remoción de materia orgánica tiende a ser mayor. Mara (1976) informó que se puede obtener una eficiencia en reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del 50 a 70% de las aguas negras en lagunas anaerobias operados en tiempos de retención de 1 a 5 días. Los resultados de varios investigadores acerca de la remoción de DBO en las regiones de clima cálido se grafican en la Figura 2 y se demostró que la eficiencia tiende a mejorar con un mayor tiempo de retención.

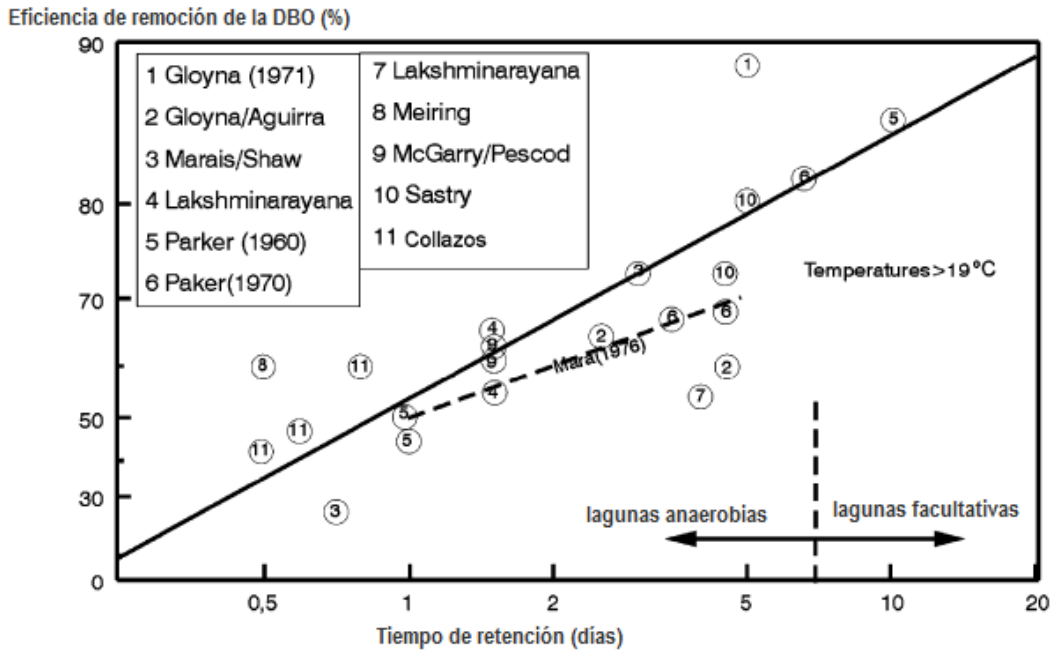


Figura 32 Eliminación de la DBO en función del tiempo de retención hidráulico

Fuente: Van Haandel et al (2006)

Para temperaturas superiores a 19°C se tiene la siguiente relación empírica:

$$E = 1 - 2.4 * TRH^{-0.5}$$

donde,

E = Fracción de eliminación del material orgánico en términos de DBO

TRH = Tiempo de retención hidráulico en horas.

Al respecto puede observarse que una eficiencia de eliminación de DBO superior al 80% solamente puede lograrse con un largo tiempo de retención hidráulico de aproximadamente 6 días. Esto es posible debido a la eliminación de una parte de la materia orgánica en suspensión y soluble del afluente, probablemente como resultado de un contacto relativamente bueno entre el afluente y el lodo.

La mezcla de la fase líquida (profundidad 2 a 5 m) puede lograr ser debido a la agitación causada por el ascenso de las burbujas de biogás, el movimiento causado por el viento y el sol (mezcla mecánica y térmica). Para una carga de aproximadamente 1000 kg de DBO/ ha.día o 0.1 kg DBO/ m<sup>2</sup>. día, una laguna tiende a ser facultativa (es decir, con una capa superior aerobia), en lugar de anaerobia.

Para un valor comúnmente empleado de profundidad de la laguna de 2.5m y DBO del afluente de 250 mg/ l la eliminación de una carga de 0.1 kg de DBO/ m<sup>2</sup>.día se logra para un tiempo de retención de 6.25 días. Por lo tanto, para asegurar las condiciones anaerobias en la laguna se necesita de un tiempo de retención de aproximadamente 6 días.

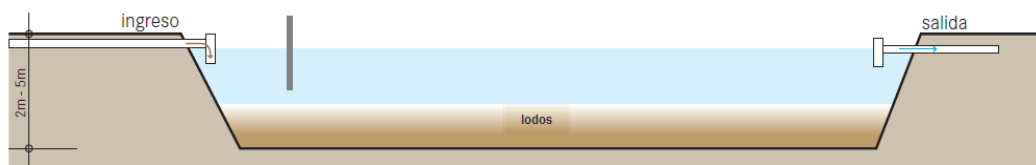


Figura 33 Esquema de una laguna anaerobia

Fuente: EAWAG (2011)

## 6.4 Filtro anaerobio (FA)

Un filtro anaerobio (FA) es un reactor biológico de lecho fijo. Al fluir las aguas residuales por el filtro, se quedan atrapadas las partículas y se degrada la materia orgánica por la biomasa que está adherida al material del filtrante.

Los filtros anaerobios son aplicados en gran escala para tratar diversos tipos de aguas residuales industriales, pero para el sistema de aguas residuales domésticas prácticamente no se utiliza en gran escala. Una razón importante puede ser el elevado precio de los materiales de soporte que en muchos casos pueden resultar similares a los costos de construcción del reactor en sí (Speece, 1983). En Brasil, los reactores de filtro anaerobio han sido frecuentemente utilizados como una unidad de postratamiento de los tanques sépticos para el tratamiento de la fracción soluble de aguas residuales domésticas.

Aunque los sistemas tanque sépticos con filtro anaerobio (TS-FA) se utilizan principalmente para los hogares individuales, ellos también se han utilizado para pequeñas comunidades urbanas o rurales (200 a 5000 habitantes) y proyectos de

vivienda en las zonas urbanas donde no existe el servicio de una red central de alcantarillado y planta de tratamiento.

En un filtro anaerobio, el material de soporte se compone con mayor frecuencia de grava de 5 cm. También existen estudios que han demostrado la viabilidad de utilizar materiales alternativos como los anillos de bambú, piedras de río, ladrillos y piezas de conducciones eléctrica de plástico. Estos materiales son relativamente fáciles de conseguir en el mercado, son de menor costo, de menor peso y tiene una buena área específica para la adherencia bacteriana (Andrade Neto, 2004). Mientras que los materiales de soporte sintéticos tales como los anillos Pall u otros medios de modulares tienden a mejorar la eficiencia de los filtros anaerobios (Young, 1990), pero su precio sigue siendo muy elevado.

Los estudios han demostrado que el tiempo de retención hidráulico es el parámetro de diseño más importante que afecta el desempeño del filtro. Un TRH de 0.5 a 1.5 días es típico y recomendado.

En la publicación presentada por Eawag (2010) se indica que se ha comprobado que estos filtros anaerobios trabajan eficientemente a una tasa de carga superficial máxima (caudal por área superficial) de 2.8 m/d. La eliminación de sólidos suspendidos y de DBO puede alcanzar entre el 85% y el 90%, pero normalmente está entre el 50% y el 80%. La eliminación de nitrógeno es limitada y normalmente no excede el 50% en términos de nitrógeno total ( $N_T$ ). El filtro anaerobio no opera a toda su capacidad en los primeros seis a nueve meses después de su construcción debido al largo tiempo de arranque requerido para desarrollar y estabilizar la biomasa anaerobia requerida. Por lo tanto, la tecnología del filtro anaerobio no debe ser usada cuando se necesita el sistema de tratamiento de inmediato. Cuando ya se encuentra estabilizado el filtro anaerobio, esta tecnología requiere poca operación y mantenimiento. Se recomienda no construir este filtro en áreas de alto nivel freático o donde hay inundaciones frecuentes.

Dependiendo de la disponibilidad de terreno y el gradiente hidráulico del drenaje, el filtro anaerobio puede ser construido por encima o por debajo del suelo, puede ser instalado en todo tipo de clima, aunque la eficiencia se reduce en climas más fríos.

A corto plazo los intervalos sin alimentación no afectan negativamente la rápida respuesta de los filtros anaerobios. Young (1980) observó que los períodos sin alimentación hasta 3 días no afectaron la demanda química del oxígeno (DQO) o la producción de metano ( $CH_4$ ), y los niveles de producción de biogás fueron restaurados en un periodo de de 3 a 4 días. Otro ejemplo fue estudiado por Manariotis y Grigoropoulos (2006), quienes concluyeron que un período de 1 mes sin alimentación no afectó significativamente el rendimiento de una unidad de tratamiento de filtro anaerobio con aguas residuales domésticas a 23 ° C: en este caso se tuvo al inicio un valor promedio de DQO y sólidos suspendidos totales (SST) de 442 y 247 mg / l respectivamente en el afluente así como en el efluente una DQO de 262 mg/l y SST de 109mg/l; luego se detuvo el filtro anaerobio por un mes y nuevamente se empezó a operar obteniéndose valores de 216 y 49mg/l en el efluente.

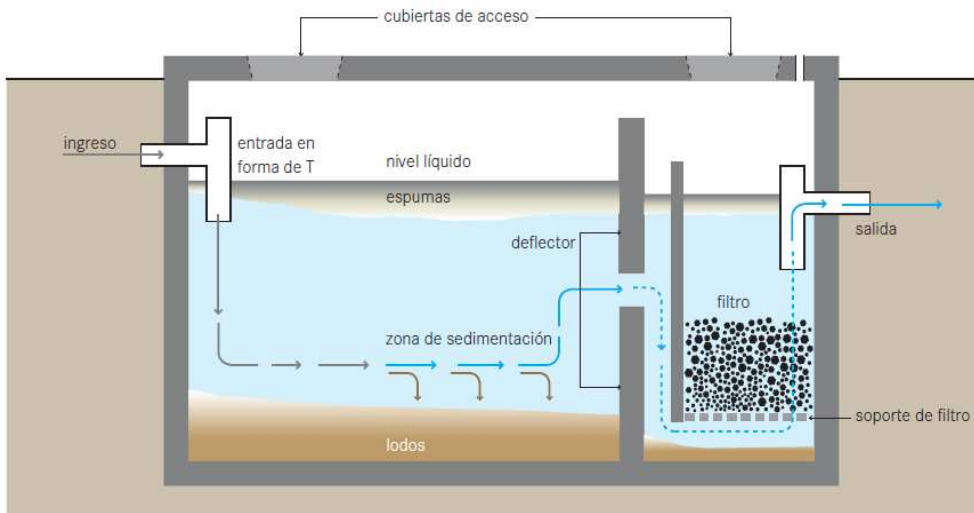


Figura 34 Esquema de un tanque séptico utilizando como postratamiento un filtro anaerobio

Fuente: EAWAG (2011)

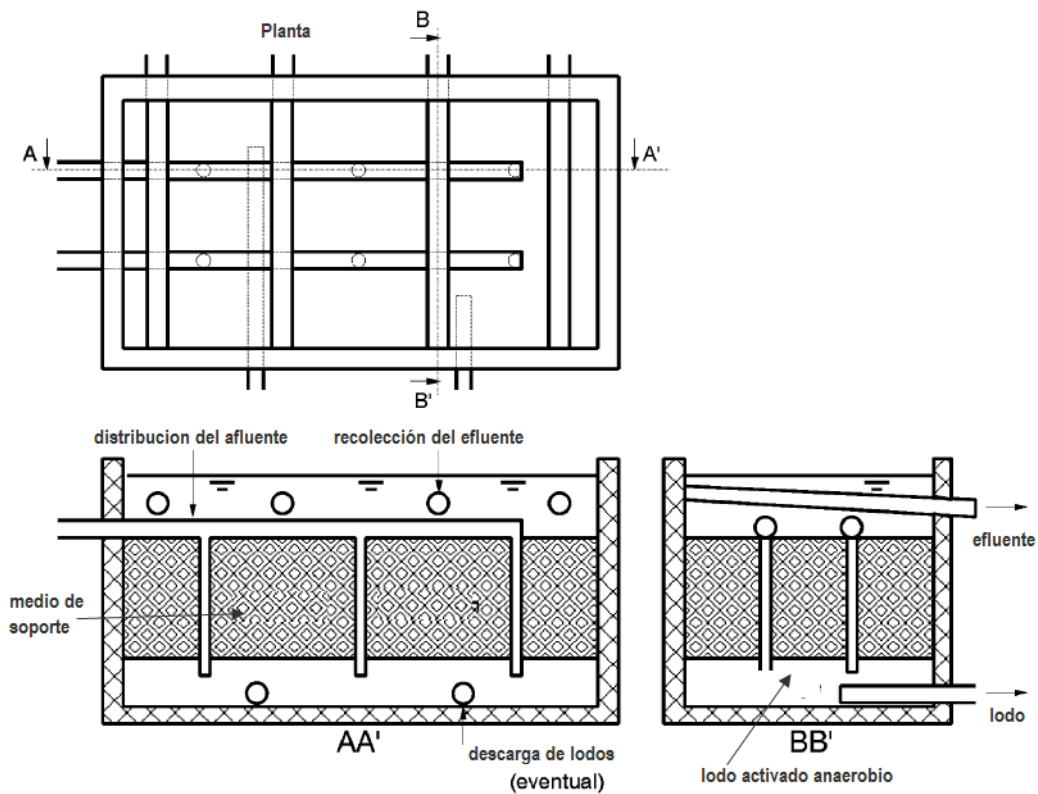


Figura 35 Esquema de un filtro anaerobio filtro anaerobio con flujo ascendente y descarga de lodos por la parte inferior

Fuente: Van Haandel et al (2006)

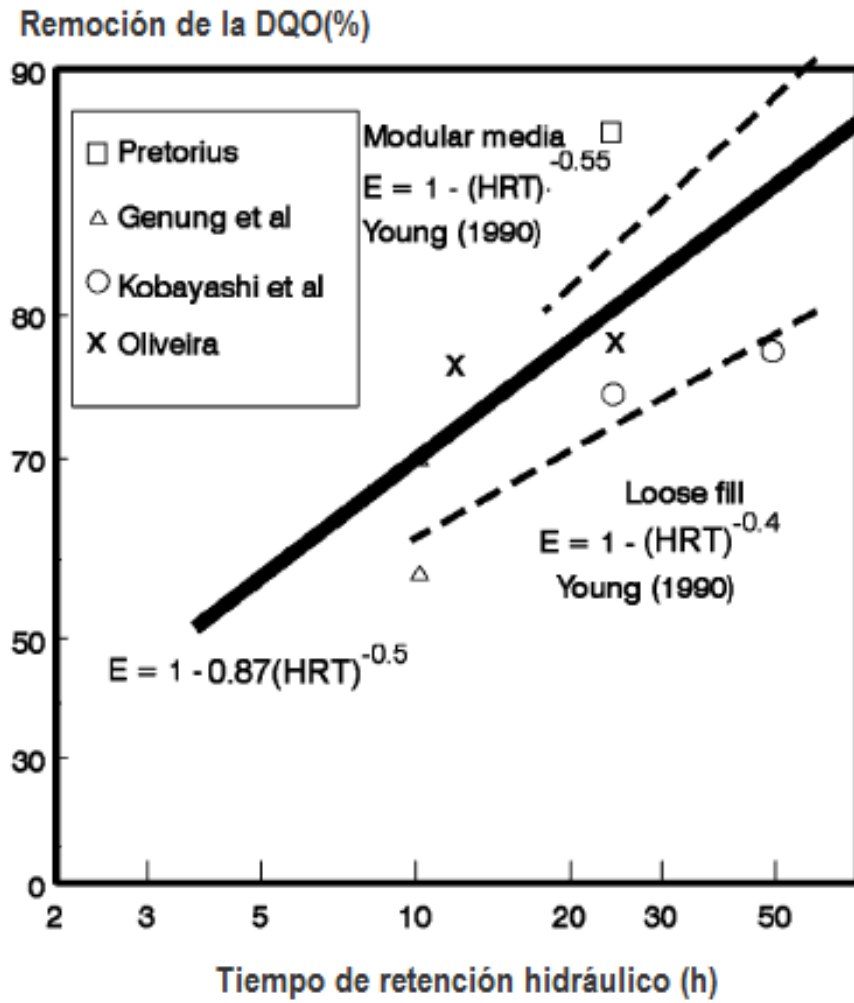


Figura 36 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en filtros anaerobios

Fuente: Van Haandel et al (2006)

## 6.5 Reactor anaerobio de manto de lodos y de flujo ascendente (reactor UASB).

El Reactor Anaerobio de Manto de Lodos y Flujo Ascendente (conocido como reactor UASB, del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) es una unidad de tratamiento de aguas residuales en la cual el afluente ingresan al reactor por el fondo, y fluyen hacia arriba atravesando una capa de lodo que actúa como un filtro biológico.

La capa de lodos está formada por pequeñas agrupaciones de microorganismos de que por su propio peso se resisten a ser arrastrados por el flujo ascendente. Los microorganismos en la capa de lodos degradan los compuestos orgánicos.

Para evitar el bloqueo de la salida de biogás y permitir la separación de las burbujas biogás formado (metano y dióxido de carbono) de las partículas de lodo, una cámara de gas se introduce en el elemento separador. Las partículas de lodo sedimentado en los elementos separadores eventualmente se deslizan hacia la zona de digestión. Así, el sedimentador permite que el sistema pueda mantener una masa de lodo (microorganismos) grande en el reactor, mientras que un efluente libre de una gran cantidad de sólidos suspendidos se descarga por la parte superior del reactor

Dado el régimen ascendente, los organismos que forman el lodo son acumulados en su mayor cantidad de acuerdo a su densidad, mientras que los demás de baja densidad son arrastrados por el flujo. El gas que asciende hacia la superficie es recolectado en un domo o también denominado cámara de gases y puede ser utilizado como fuente de energía (biogás). Se debe mantener una velocidad ascendente de 0.6 a 1.0 m/h para mantener la capa de lodos en suspensión.

Uno de los parámetros de diseño mas importantes de este tipo de reactores es la carga orgánica volumétrica ( $r_x$ ) que queda definida como la carga orgánica del afluente en el reactor por cada  $m^3$  de reactor:

$$r_x = \frac{Q * C}{V}$$

Q= caudal del afluente

C= concentración de la DQO en el afluente

V= volumen del reactor

Los valores a tener en consideración de la carga orgánica volumétrica se muestran en el Cuadro 14.



**Cuadro 14 Carga orgánicas volumétricas aceptable o permisible ( $r_v$ ) en  $\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}$  en reactores UASB en función de la temperatura de operación y características de las aguas residuales**

Fuente: Lettinga & Huulshoff Pol, (1991)

Temperatura (°C)	Desagüe	
	Pre-acidificado	No-acidificado
15	2 – 4	1.5 – 3
20	4 – 6	2 – 4
25	6 – 12	4 – 8
30	10 – 18	8 – 12
35	15 – 24	12 – 18
40	20 - 32	15 - 24

Para temperaturas superiores a 20°C se tiene la siguiente relación empírica:

$$E = 1 - 0.68 * \text{TRH}^{-0.68}$$

donde,

E = Fracción de eliminación del material orgánico en términos de DQO

TRH = Tiempo de retención hidráulico en horas.

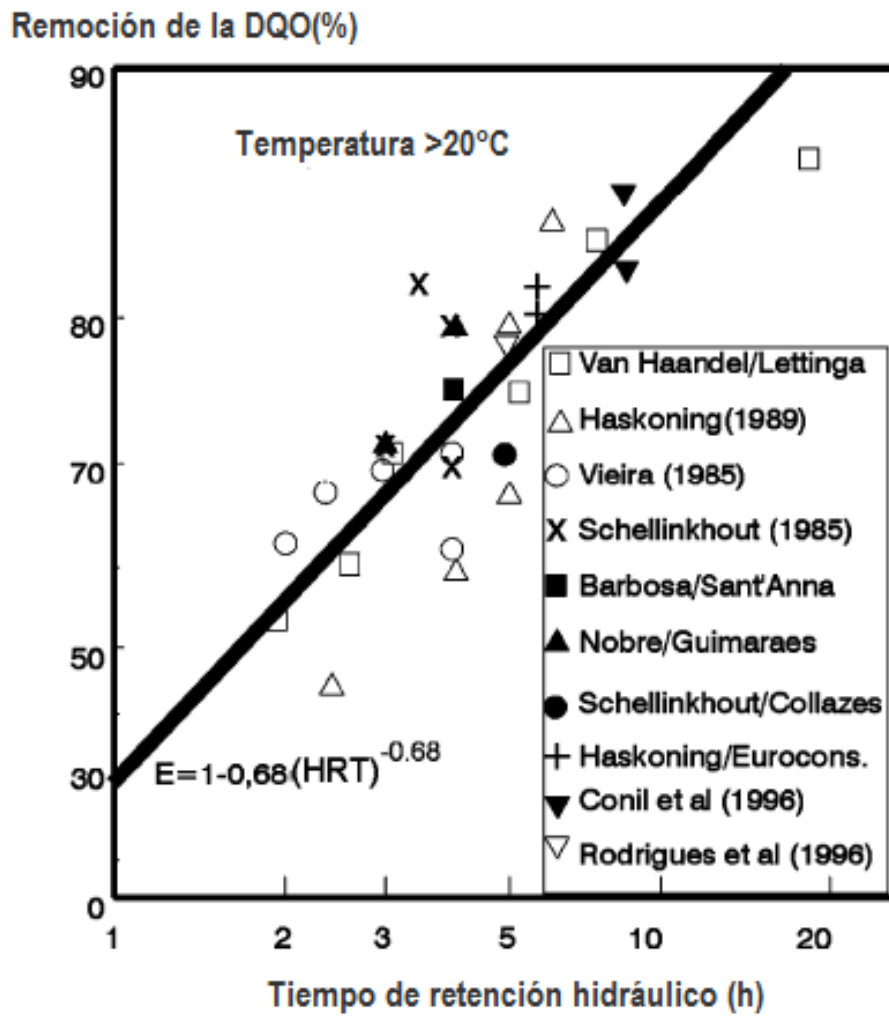


Figura 37 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en reactores UASB

Fuente: Van Haandel et al (2006)

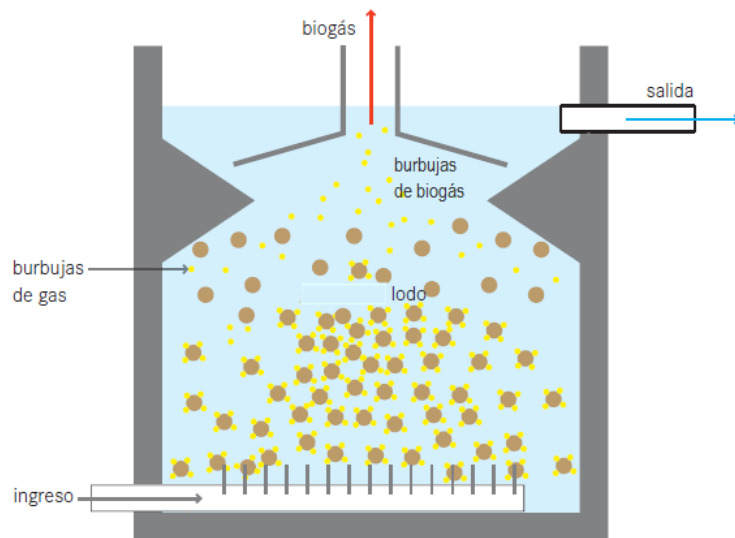


Figura 38 Esquema de un reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente

Fuente: Adaptado de EAWAG (2011)

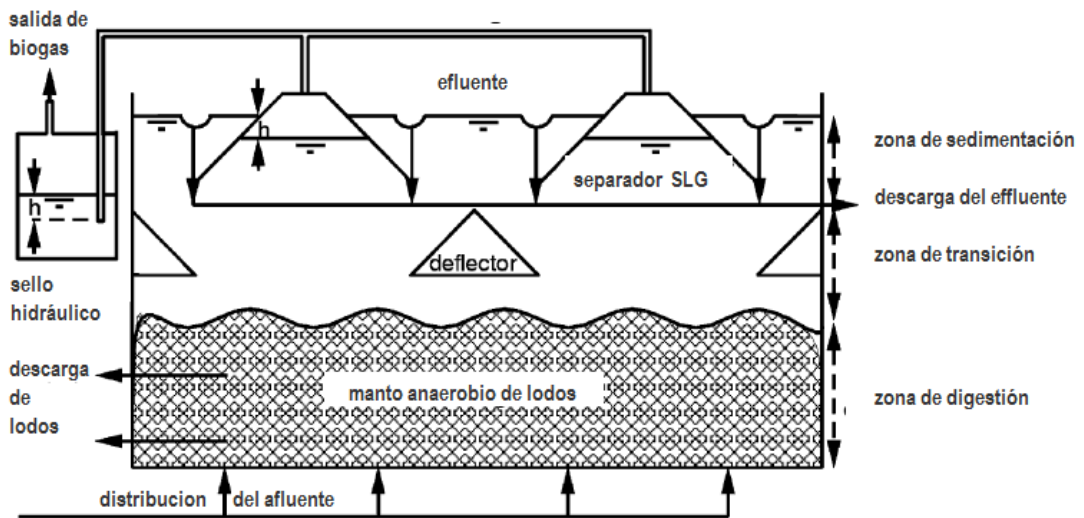


Figura 39 Esquema de una reactor UASB convencional con sello hidráulico para mantener el nivel de agua requerido en las cámaras de biogás

Fuente: Van Haandel et al (2006)

## 6.6 Reactor anaerobio de lecho fijo fluidizado (reactor RALF).

En el lecho fluidizado de película fija (Figura 41), introducido por Jeris (1982), el material de soporte consta de un medio granular, que se mantiene fluidizado como resultado de la resistencia a la fricción del flujo de las aguas residuales. Como medio granular inicialmente se utilizó la arena, pero más tarde con el objetivo de reducir los costos de bombeo se utilizaron materiales de menor densidad como antracita y plástico. A medida que los microorganismos se adhieren a la superficie, la densidad, tamaño y forma de las partículas biológicas (lodo) evoluciona, obligando a modificar las condiciones de operación. Por otra parte, en la fase de arranque, el reactor es un sistema de dos fases sólido-líquido (material de soporte-bio película). A medida que se desarrolla la actividad microbiana en el lecho, se produce gas,

En las aplicaciones prácticas se han experimentado considerables dificultades en el control del tamaño de partícula y la densidad de las partículas, para poder mantener un rendimiento del proceso estable.

Con el fin de reducir costos y problemas operacionales se crea un reactor en el cual la expansión del lodo se realiza en un 10 a 20% al que se denomina reactor anaerobio de lecho fijo fluidizado y expandido. En la Figura 40 se muestran los resultados de experiencias con reactores de lecho fijo fluidizado

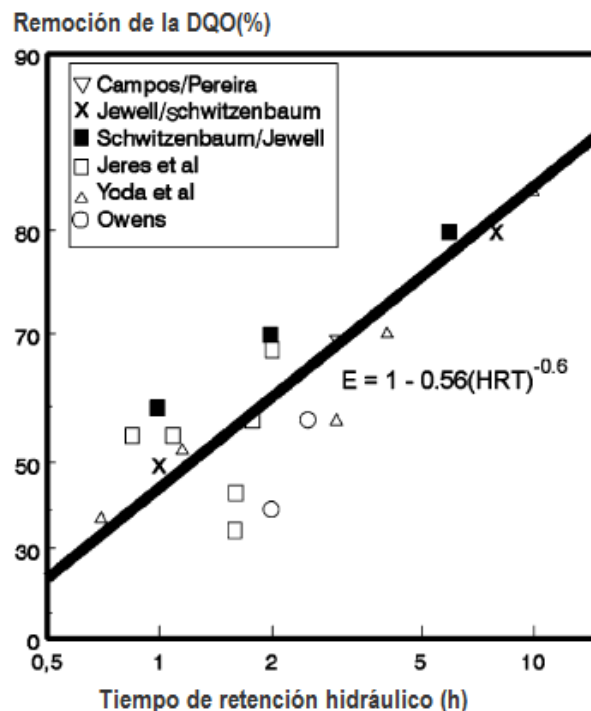


Figura 40 Relación entre la remoción de la DQO y el tiempo de retención hidráulico en reactores anaerobios de lecho fluidizado RALF

Fuente: Van Haandel et al (2006)

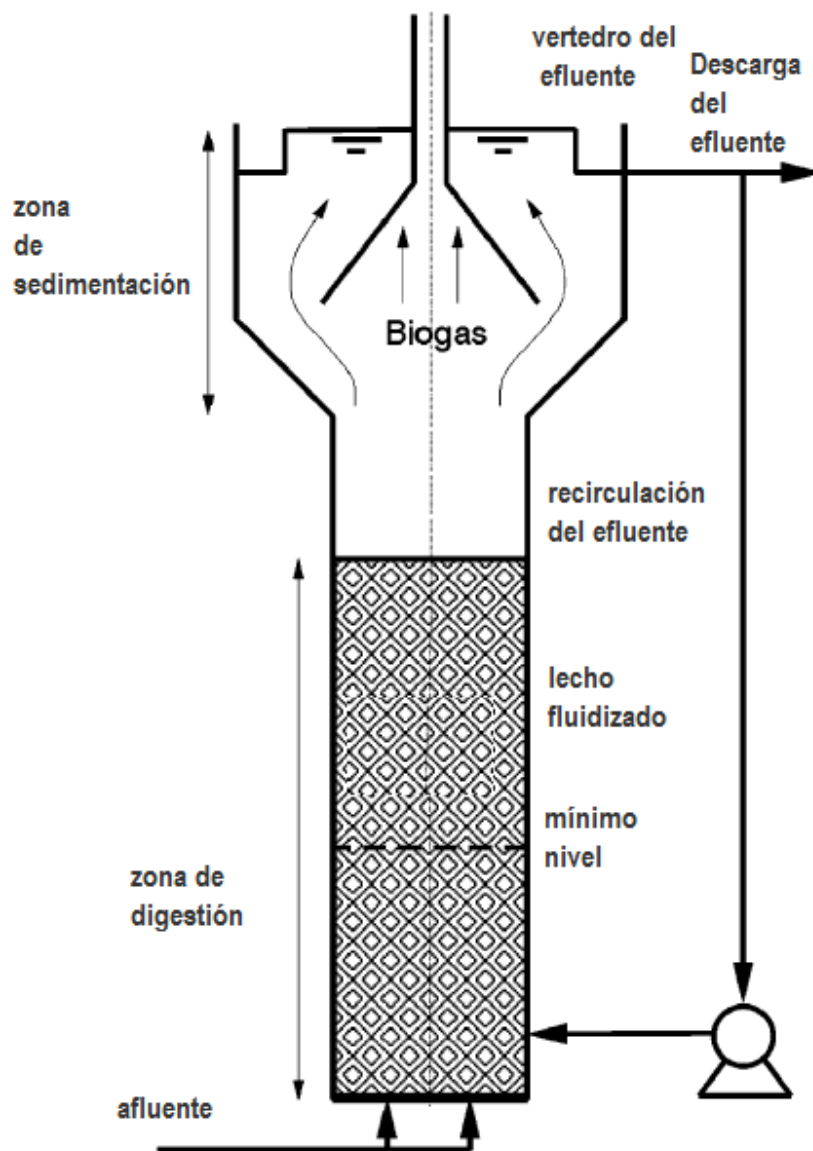


Figura 41 Esquema de una reactor anaerobio de lecho fluidizado

Fuente: Van Haandel et al (2006)

## 6.7 Lagunas anaerobias mejoradas

Para mejorar la DQO y la eliminación de SST en los sistemas clásicos de tratamiento anaerobio, tales como lagunas anaerobias y tanques sépticos o Imhoff, una variedad de procesos individuales o combinados han sido propuestos considerando el ingreso del afluente con flujo ascendente a través del manto de lodos de aguas utilizando el concepto del reactor UASB. Puesto que la intensidad de la mezcla es un requisito importante, especialmente a bajas temperaturas, el modo de flujo ascendente, en lugar del flujo horizontal, puede mejorar significativamente el contacto necesario entre el lodo anaeróbico y la materia orgánica. En general, los intentos para mejorar el rendimiento mediante la reorientación de los flujos de aguas residuales han tenido éxito, lo que permite a las al mismo tiempo una reducción de la TRH a 0.5-1.0 días (Silva 1989).

Este tipo de reactores han sido construidos en Brasil (Gomes, 1995). Estos reactores, estaban equipados con un separador de fases diferentes. Algunos tienen pequeños sedimentadores laterales como la unidad representada en la figura 5, en lugar de tener una zona de decantación como en los reactores UASB. En las unidades más pequeñas el sedimentador fue omitido por completo para que la unidad de tratamiento sea transformado en una laguna anaerobia de flujo ascendente. Los separadores de fase se aplican para simplificar la construcción y para reducir costos.

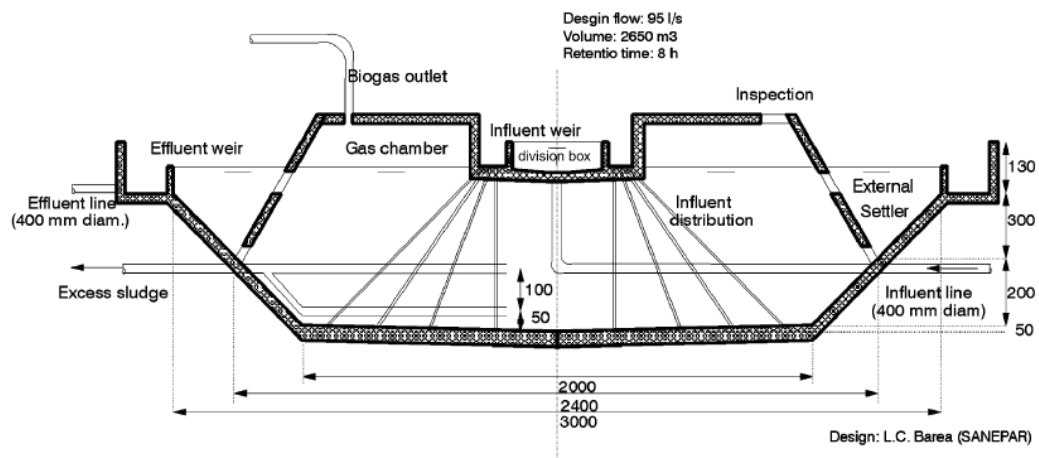


Figura 42 Esquema de una laguna anaerobia de flujo ascendente construida en Londrina en 1997, las medidas están en centímetros

Fuente: Van Haandel et al (2006)

## **6.8 Reactor granular de lecho expandido (reactor EGSB).**

Es una variación del reactor UASB, en el cual una característica importante del proceso biológico es que en este reactor se realiza una recirculación de parte del efluente del reactor que se mezcla con el afluente del reactor. Esta recirculación incrementa el manto de lodos y reduce las zonas muertas y mejorando el contacto del lodo con el sustrato (agua residual).

En la mayoría de los reactores EGSB construidos se tiene un lodo conocido como lodo tipo granular (con lodo de 1 a 5 mm de diámetro). Estos gránulos tienen una alta densidad combinada con una alta velocidad de sedimentación, una excelente resistencia mecánica, y una alta actividad metanogénica específica. La formación del lodo granular depende de muchos factores entre los que se puede mencionar la hidráulica, cargas orgánicas elevadas y las condiciones ambientales.

En consecuencia, el uso de lodo granular ofrece beneficios importantes. Sin embargo, si el lodo granular se sedimenta (probablemente debido a una variación de caudal al ingreso de la planta) y el agua residual tiene una baja concentración de materia orgánica (y por tanto la producción de gas también disminuye), los problemas tales como los flujos con cortocircuitos hidráulico y zonas muertas pueden ocurrir al igual que en un reactor UASB convencional. El EGSB se desarrolló para superar estos problemas mediante la aplicación de una velocidad de flujo ascendente de líquido superior a 4m/h que se puede lograr mediante la recirculación del efluente o una adecuada relación altura / diámetro (De Man et al 1988;. Van der Last y Lettinga y 1991). Con la recirculación mejora la expansión del lecho de lodo y el volumen de mezcla se puede lograr y, por tanto, promover un mejor contacto de la biomasa con el sustrato. (Kato 1994;. Van Lier et al 1997).

El concepto EGSB es aplicable útil a temperaturas más bajas y con cargas orgánicas típicas de aguas residuales domésticas (las mismas que son bajas comparadas con aquellas pertenecientes a la mayoría de las descargas industriales), en este caso la tasa de producción de biogás y, en consecuencia, la intensidad de la mezcla inducida por el mismo, son relativamente bajas. Bajo estas condiciones, el mayor contenido de energía cinética del afluente y la altura extendida del lecho granular expandido contribuye a incrementar la eficiencia en comparación con un reactor UASB convencional.

El reactor EGSB no es adecuado para la eliminación de la materia orgánica particulada cuando se empleen altas velocidades de líquidos de flujo ascendente, a menos que tenga instalado un buen sedimentador. Durante el ingreso al reactor, los sólidos suspendidos del afluente son "impulsados" a través del lecho granular y pueden salir fácilmente del reactor con el efluente. Por otro lado, la materia coloidal se elimina parcialmente como resultado de la absorción sobre los flóculos de lodo.

Es habitual que se requiera un inóculo de lodo granular de un reactor UASB para el arranque del reactor EGSB. Sin embargo, hasta ahora el lodo anaerobio existente desarrollado en reactores UASB en gran escala para el tratamiento de aguas residuales municipales es predominantemente floculento. No obstante, debido a las eficientes niveles de remoción de la DBO SST, la granulación de lodos no es un requisito indispensable para el éxito del tratamiento anaerobio de aguas residuales en un reactor UASB. En el caso de aguas residuales domésticas diluidas (DQO <250 mg/l) tratado en un reactor EGSB con lodo floculante de un reactor UASB, los resultados mostraron un buen rendimiento en la eliminación de la DQO y sólidos con un tiempo de retención hidráulico de 4 horas y una velocidad de flujo ascendente de hasta 3.75m/h (Kato et al. 2003).

#### **Cuadro 15 Principales características de los reactores EGSB**

Fuente: Seghezzo et al (1998)

Principales características de los reactores EGSB
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mayores velocidades de ascenso (<math>V_{up}</math>): rango de 4-10m/h y carga organica volumetrica (hasta 40Kg DQO/m<sup>3</sup>.dia) son aplicadas en comparacion con los reactores UASB</li> <li>• Se tiene un manto de lodos es expandido</li> <li>• Mas aplicable a aguas residuales diluidas que los reactores UASB (cuando no se aplica la recirculación)</li> <li>• El lodo es granular, muy activo y con una buena sedimentabilidad</li> <li>• El patrón de mezcla es diferente que los reactores UASB debido a la velocidad de ascenso mayor (<math>V_{up}</math>) y que la producción de gas (m<sup>3</sup> gas /m<sup>2</sup> de área de reactor), lo que conlleva a un mejor contacto lodo: aguas residuales</li> <li>• La presión hidrostática en el lodo del fondo puede ser mayor si el reactor es mas alto, pero este efecto en la eficiencia del reactor y crecimiento de biomasa todavía no ha sido muy estudiado</li> <li>• El lodo floculento es eliminado del reactor</li> <li>• No existe buena remoción de materia suspendida pero si remoción del material coloidal.</li> </ul>



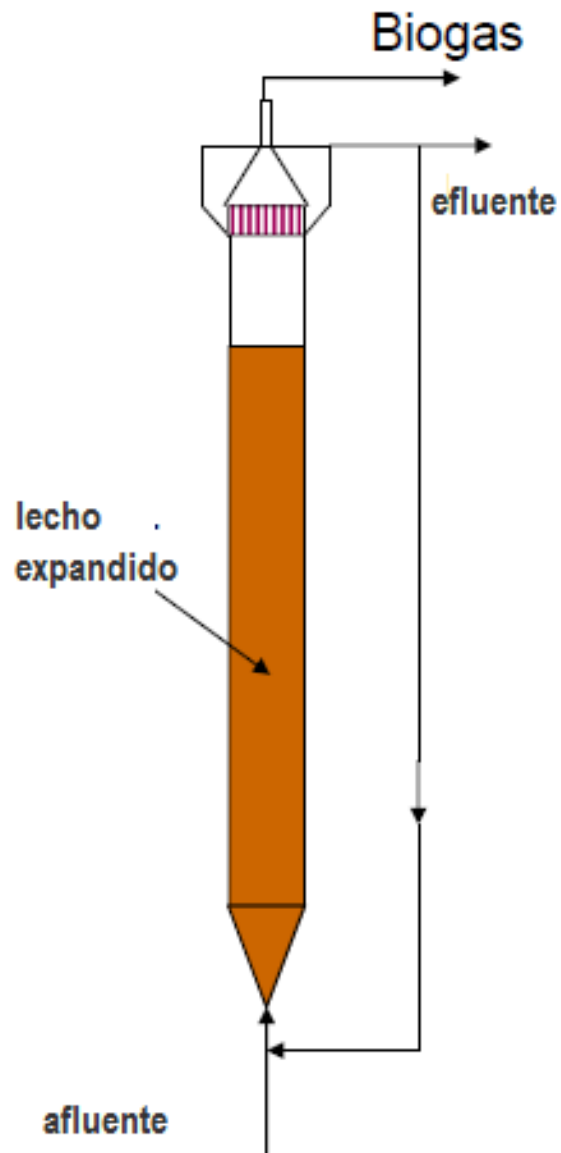


Figura 43 Esquema de una reactor EGSB

## 7. Ejemplos de tecnologías de tratamiento anaerobio aplicadas en aguas residuales.

El tratamiento de las aguas residuales domésticas en la práctica se puede realizar mediante el uso de diferentes tecnologías disponibles en el mercado. La selección de la alternativa más adecuada dependerá del estudio social, económico y técnico que se realice en la zona.

A continuación se presenta un resumen de un grupo de aplicaciones del tratamiento anaerobio combinados con otros procesos.

### 7.1 Tratamiento con lagunas anaerobias y facultativas

En este sistema de tratamiento se tiene el ingreso de las aguas residuales domésticas, seguidas de la cámara de rejillas, el desarenador, la laguna anaerobia, y las lagunas facultativas como tratamiento secundario y finalmente el efluente que puede ser utilizado en riego agrícola.

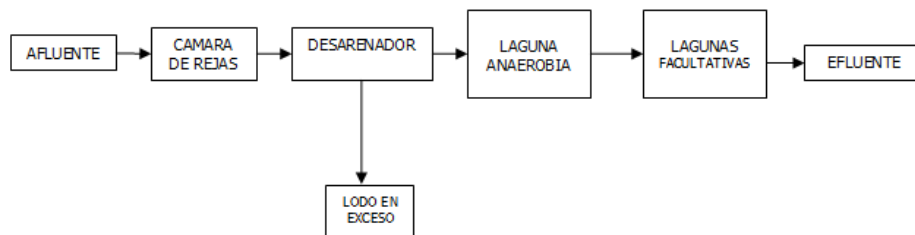


Figura 44 Esquema de una planta con lagunas anaerobias y facultativas

A continuación se puede observar el esquema de una planta piloto en Campina Grande-Paraíba –Brasil así como también los valores de área y eficiencia.

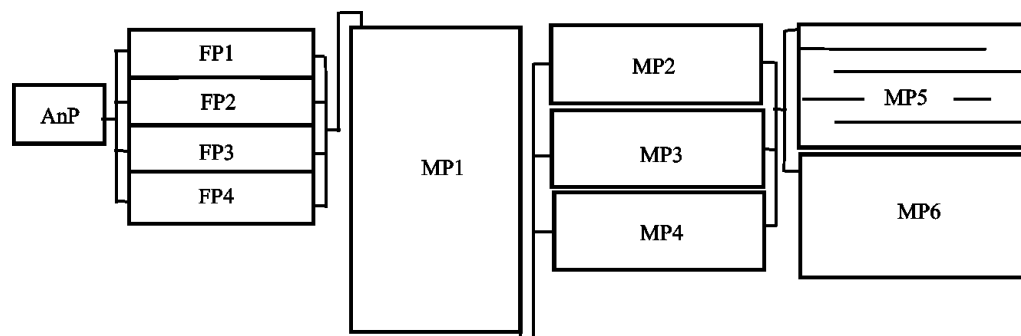


Figura 45 Esquema de una planta piloto en Campina Grande-Paraíba –Brasil

Cuadro 16 Principales Datos de diseño y funcionamiento de una planta piloto en Campina Grande-Paraiba –Brasil

Parámetro	Agua residual	AnP	FP				MP Primaria		Secondary MP			Terciary MP	
			FP1	FP2	FP3	FP4	MP1	MP2	MP3	MP4	MP5	MP6	
Dimensiones y datos de diseño													
Area (m2)		8.09	25.80	25.80	25.80	25.80	152.68	39.00	39.00	39.00	31.27	28.16	
Profundidad (m)		2.50	1.00	1.33	1.67	2.00	1.00	0.90	0.64	0.39	0.60	0.60	
Caudal(m3/d)		20.00	8.00	8.00	8.00	8.00	40.00	5.00	5.00	5.00	3.75	3.75	
Calidad del efluente													
DQO	528.00	274.00	205.00	119.00	183.00	171.00	156.00	188.00	191.00	228.00	228.00	196.00	
CF	3.20E+07	7.10E+06	1.10E+00	9.20E+05	9.20E+05	7.80E+05	2.30E+04	5.50E+02	6.80E+02	7.60E+02	3.50E+01	1.90E+01	

Fuente: Frassinetti (2003)

Leyenda:

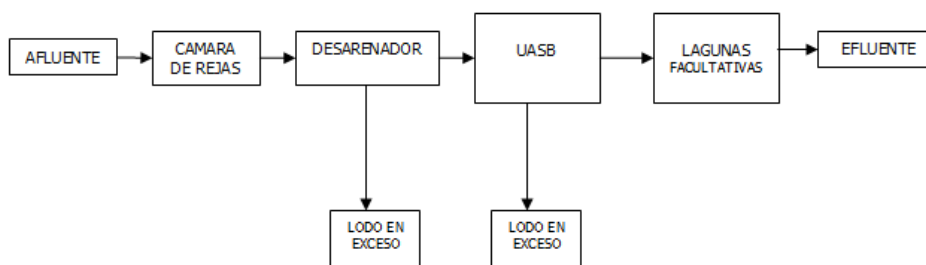
AnP : Laguna anaerobia

FP : Laguna facultativa

MP : Laguna de maduración

## 7.2 Tratamiento con reactores UASB y lagunas facultativas

En este sistema de tratamiento se tiene el ingreso de las aguas residuales domésticas, seguidas de la cámara de rejillas, el desarenador, el reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente, las lagunas facultativas como tratamiento secundario y finalmente el efluente que puede ser utilizado en riego agrícola.



Un caso ilustrativo de esta alternativa es la Planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga (Colombia) que viene operando con reactores UASB como tratamiento primario y lagunas facultativas como tratamiento secundario.

Durante la primera etapa se construyeron 2 reactores UASB y una laguna facultativa. A continuación se presentan los resultados de eficiencia de esta primera etapa.

Cuadro 17 Datos de funcionamiento de la Planta en Río Frío en Bucaramanga (Colombia) durante la primera etapa de funcionamiento

Referencia Total	Unidad	UASB1	UASB2	LAGUNA	TOTAL
Poblacion servida	hab	65500	66500	132000	132000
Caudal	l/s	152	154	306	306
TRH	horas	6.1	6	40	46
DQO afluente	g/m3	390	390	163	390
DQO efluente	g/m3	170	156	106	106
Remoción	%	56%	60%	35%	73%
DBO afluente	g/m3	147	147	38	147
DBO efluente	g/m3	41	35	18	18
Remoción	%	72%	76%	53%	88%

Fuente:

Collazos, C.J. y Cala, J.M. (1991)

### 7.3 Tratamiento con reactores UASB y filtros percoladores

En este sistema de tratamiento se tiene el ingreso de las aguas residuales domésticas, seguidas de la cámara de rejas, el desarenador, el reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente, los filtros percoladores como tratamiento secundario y finalmente el efluente que puede ser utilizado en riego agrícola.

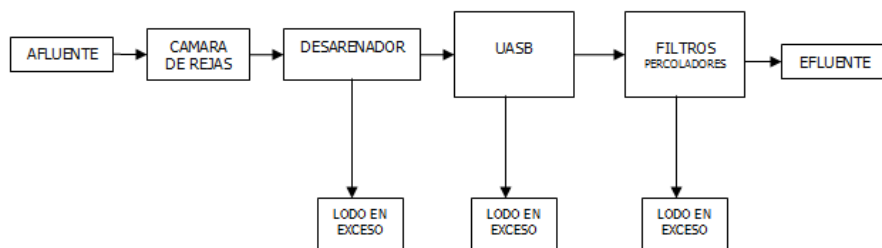


Figura 46 Esquema de sistemas de tratamiento utilizando la tecnología de filtros percoladores

Como caso ilustrativo de este sistema de tratamiento tenemos la Planta de tratamiento de San Antonio, Sololá (Guatemala). Esta planta fue inaugurada en el año 1995 para una población máxima de 7000 habitantes y consta de:

- Pretratamiento : cámara de rejillas, desarenador y trampa de grasas
- Tratamiento primario y secundario : 02 reactores UASB
- Tratamiento terciario : 02 filtros percoladores

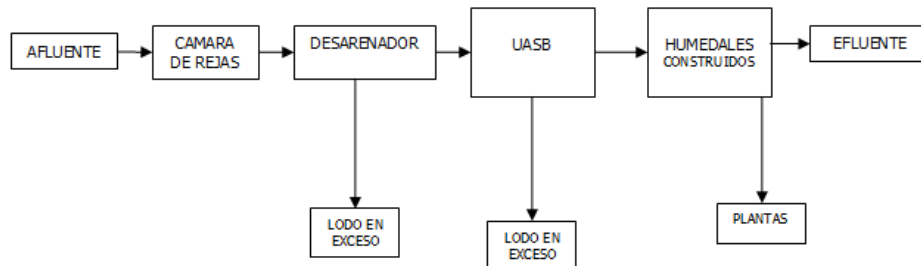
El reactor UASB ha demostrado remociones de DQO y DBO5 superiores al 80%. El biogás recolectado en unas campanas metálicas es conducido a un gasómetro y posteriormente enviado por tuberías a las casas vecinas, dentro de un programa de sustitución de leña por biogás para cocinar. Sin embargo, durante la puesta en operación de la planta, y se tuvo un nivel de producción de biogás de aproximadamente 20 m<sup>3</sup>/d (Conil P et al, 1996). En total se tiene una remoción aproximada del 82% en términos de DBO5 y del 87,67% en términos de DQO.



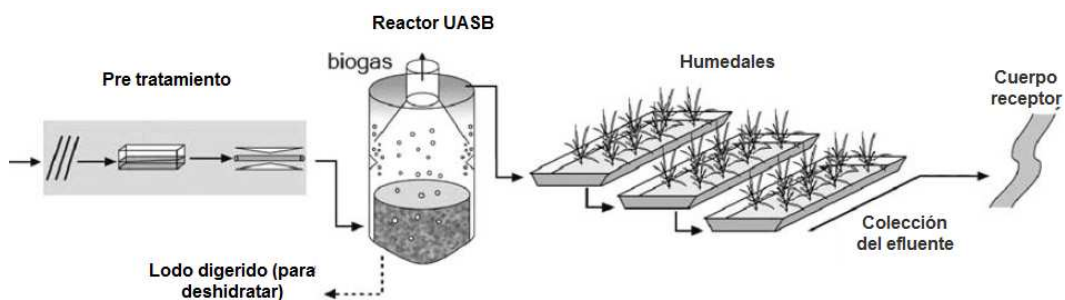
**Figura 47 Vista de la planta de tratamiento de aguas residuales de San Antonio en Solalá (Guatemala) que utiliza reactores UASB y filtros percoladores**

#### **7.4 Tratamiento con reactores UASB y humedales artificiales.**

En este sistema de tratamiento se tiene el ingreso de las aguas residuales domésticas, seguidas de la cámara de rejillas, el desarenador, el reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente, los humedales artificiales (denominados también humedales construidos, o pantanos artificiales) como tratamiento secundario y finalmente el efluente que puede ser utilizado en riego agrícola y/o cultivo de peces.



**Figura 48 Esquema de sistemas de tratamiento utilizando la tecnología de humedales construidos**



**Figura 49 Configuración del sistema de tratamiento utilizando reactores UASB y humedales propuesto por von Sperling & Chernicharo (2005)**

Dependiendo de la calidad del agua del efluente se puede utilizar para riego agrícola, de parques jardines ó acuicultura.

## 8. Referencias bibliográficas

1. Andrade Neto CO (2004) Anaerobic filter applied for the treatment of domestic sewage. Ph.D. Thesis, Federal University of Campina Grande, Brazil.
2. Atlas R.M and Bartha R (2002). Ecología microbiana y Microbiología Ambiental. Pearson Educación S.A. Madrid, España.
3. Cavalcanti Paula (2003), Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions, PhD Thesis, The Netherlands.
4. De Man AWA, van der Last ARM & Lettinga G (1988) The Use of EGSB and UASB anaerobic systems for low strength soluble and complex wastewaters at temperatures ranging from 8 to 30 °C In: Hall ER & Hobson PN (Eds) Proceedings of the Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion (pp 735–738). Bologna, Italy
5. Eawag (2011), Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento, Suiza
6. Especificaciones Técnicas para la construcción de tanque séptico, tanque imhoff y laguna de estabilización – OPS/CEPIS/05.164 UNATSABAR (2005)
7. Fajardo, M. (1997). Producción de inóculos para reactores anaerobios. Tesis para obtener el Grado de Maestría en Biotecnología. Universidad Autónoma Metropolitana IZTAPALAPA. México D.F.
8. Giraldo, E. (1993). Tratamientos anaerobios de las aguas residuales domésticas. Limitaciones y potencialidades. Revista de Ingeniería UNIANDES. Presentado en el Seminario – Taller sobre Alternativas Tecnológicas para el Tratamiento de Aguas Residuales. Quito – Ecuador.
9. Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques imhoff y lagunas de estabilización – OPS/CEPIS/05.163 UNATSABAR (2005)
10. Kato MT (1994) The Anaerobic Treatment of Low Strength Soluble Wastewaters. Ph.D. Thesis. Wageningen University, The Netherlands
11. Manariotis, I.D., Grigoropoulos, S.G., 2006b. Anaerobic filter treatment of municipal wastewater: biosolids behavior. J. Environ. Eng.-ASCE 132, 23–31.
12. Mara DD (1976) Sewage Treatment in Hot Climates. John Wiley & Sons, Chichester, UK
13. Martí N. (2006). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. Dissertation.com. Boca Raton, Florida, USA.

14. Merli, G. Ricciuti, N. (2009). Microbiología de las aguas residuales – Aplicación de Biosólidos en suelo. Seminario de procesos Fundamentales Físico-Químicos y Microbiológicos – Especialización y Maestría en Medio Ambiente. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional – edUTecNe. Bahía Blanca, Argentina.
15. Metcalf & Eddy (2003), Wastewater Engineering and Reuse, International edition, USA
16. Ministerio del ambiente (MINAM), (2009) manual para municipios ecoeficientes.
17. Rossi, M.G. (2010). Oportunidades de Mejoras Ambientales por el Tratamiento de Aguas Residuales en el Perú. Elaborado por el Fondo Nacional del Ambiente – FONAM.
18. Sainz Sastre, J. A. (2004) ., Revista Residuos. Tratamiento de Aguas Residuales. España.
19. Sanchez de Leon M.(2001) . Proyecto Regional Sistemas Integrados de tratamiento y uso de aguas residuales en America Latina: Realidad y Potencial, Guatemala.
20. Schellingkout, A;Collazos C.J (1992), Full-Scale application of the UASB technology for sewage treatment, Water Science and Technology 25 (7), pp. 159-166.
21. Seghezzo L, Zeeman G, Van Lier J.B., Hamelers & Lettinga G. (1998) .Review: The Anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology 65 : 175-190
22. Speece RE (1983) Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Environ. Sci. Technol. 17: 416A–427A
23. SUNASS. Estudio, (2008) diagnostico situacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en las EPS del Perú y propuestas de solución.
24. Van der Last ARM & Lettinga G (1991) Anaerobic Treatment of Domestic Sewage Under Moderate Climatic Conditions Using Upflow Reactors at Increased Superficial Velocities, in Proceedings of the Sixth International Symposium on Anaerobic Digestion, Sao Paulo, Brazil (pp 153–154)
25. Van Haandel A, Kato M, Cavalcanti P, Florencio L(2006), Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater, Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. Vol 5: 21-38
26. van Lier J, Rebac S & Lettinga G (1997) High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions. Water Sci. Technol. 36: 199–206



27. Varnero M. (2011). Manual de Biogás. Elaborado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura - FAO. Santiago de Chile, Chile.
28. Von Sperling M, Chernicharo CA (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Countries. IWA Publishing, London UK, pp 1460 (Vol. 1-2).
29. [www.uasb.org](http://www.uasb.org) ultimo acceso mayo 2012.
30. Young JC (1990) Summary of Design and Operating Factors for Upflow Anaerobic Filters, in Proceedings of the International Workshop on Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater, Valladolid, Spain
31. Young, J.C., 1980. Performance of anaerobic filters under transient loading and operating conditions. In: Proceedings Seminar/Workshop Anaerobic Filters: An Energy Plus for Wastewater Treatment. Argonne National Laboratory, Argonne, IL, pp. 159–170.