

MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES: FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

29



MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES: FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento

Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente

ISBN: 978-607-626-017-3

D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines en la Montaña
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Impreso y hecho en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.
Queda prohibido su uso para fines distintos al desarrollo social.
Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra,
sin fines de lucro y citando la fuente.

CONTENIDO

Presentación	V
Objetivo general	VII
Introducción al diseño de Filtros anaerobios de flujo ascendente	IX
1. Descripción del FAFA	1
1.1 Definición del proceso	1
1.2 Materiales de empaque	4
1.3 Bioquímica y microbiología del proceso	6
2. Factores que afectan el proceso	9
2.1 Temperatura	9
2.2 Potencial de hidrógeno	10
2.3 Nutrientes	10
2.4 Alcalinidad total	10
2.5 Sólidos totales y volátiles	10
2.6 Ácidos grasos volátiles	11
2.7 Sulfuros	11
2.8 Nitrógeno amoniacal	11
2.9 Presencia de Metales	12
3. Criterios de diseño	13
3.1 Tiempo de residencia hidráulica	13
3.2 Carga orgánica volumétrica	14
3.3 Carga hidráulica superficial	14
3.4 Remoción	15
3.5 Concentración de DBO esperada en el efluente	15
3.6 Altura del medio de empaque	15
3.7 Dispositivos de entrada	16
3.8 Salida del efluente tratado	17
3.9 Muestreo y recolección del lodo producido	17
4. Dimensionamiento	19
4.1 Pasos a seguir	19
4.1.1 Dimensionamiento de un FAFA como único tratamiento biológico	19
4.1.2 Dimensionamiento de un FAFA como postratamiento del efluente de un reactor anaerobio	23
4.1.3 Evaluación de un FAFA	26
5. Características y uso del biogás	31

6. Postratamiento del efluente	33
6.1 Ejemplos de postratamiento de efluentes de reactores anaerobios	33
6.2 Alternativas para el postratamiento de efluentes de un FAFA	33
6.3 Alternativa RAFA –FAFA	34
6.4 Alternativa FAFA– laguna de maduración	34
6.5 Alternativa FAFA- Humedales artificiales	35
6.6 Alternativa FAFA– Lodos activados	36
6.7 Alternativa FAFA-Filtros rociadores	36
Conclusiones	39
Bibliografía	41
Tabla de conversiones de unidades de medida	45
Ilustraciones	55
Tablas	57

PRESENTACIÓN

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo.

Contar con estos servicios en el hogar es un factor determinante en la calidad de vida y desarrollo integral de las familias. En México, la población beneficiada ha venido creciendo los últimos años; sin embargo, mientras más nos acercamos a la cobertura universal, la tarea se vuelve más compleja.

Por ello, para responder a las nuevas necesidades hídricas, la administración del Presidente de la República, Enrique Peña Nieto, está impulsando una transformación integral del sector, y como parte fundamental de esta estrategia, el fortalecimiento de los organismos operadores y prestadores de los servicios de agua potable, drenaje y saneamiento.

En este sentido, publicamos este manual: una guía técnica especializada, que contiene los más recientes avances tecnológicos en obras hidráulicas y normas de calidad, con el fin de desarrollar infraestructura más eficiente, segura y sustentable, así como formar recursos humanos más capacitados y preparados.

Estamos seguros de que será de gran apoyo para orientar el quehacer cotidiano de los técnicos, especialistas y tomadores de decisiones, proporcionándoles criterios para generar ciclos virtuosos de gestión, disminuir los costos de operación, impulsar el intercambio de volúmenes de agua de primer uso por tratada en los procesos que así lo permitan, y realizar en general, un mejor aprovechamiento de las aguas superficiales y subterráneas del país, considerando las necesidades de nueva infraestructura y el cuidado y mantenimiento de la existente.

El Gobierno de la República tiene el firme compromiso de sentar las bases de una cultura de la gestión integral del agua. Nuestros retos son grandes, pero más grande debe ser nuestra capacidad transformadora para contribuir desde el sector hídrico a **Mover a México**.

Director General de la Comisión Nacional del Agua



OBJETIVO GENERAL

El *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (MAPAS) está dirigido a quienes diseñan, construyen, operan y administran los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento del país; busca ser una referencia sobre los criterios, procedimientos, normas, índices, parámetros y casos de éxito que la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en su carácter de entidad normativa federal en materia de agua, considera recomendable utilizar, a efecto de homologarlos, para que el desarrollo, operación y administración de los sistemas se encaminen a elevar y mantener la eficiencia y la calidad de los servicios a la población.

Este trabajo favorece y orienta la toma de decisiones por parte de autoridades, profesionales, administradores y técnicos de los organismos operadores de agua de la República Mexicana y la labor de los centros de enseñanza.



INTRODUCCIÓN AL DISEÑO DE FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica en condiciones anaerobias. Su utilización en México es incipiente; sin embargo, en otros países de climas templados han demostrado su eficiencia, principalmente cuando se combina con otros procesos de tratamiento biológico.

La filtración de las aguas residuales tiene su origen en Salford, Inglaterra en 1893 (Stanley, 1938), donde se emplearon filtros de escurrimiento por gravedad para depurar las aguas residuales. El filtro de escurrimiento se generalizó hasta llegar a ser un método normal de tratamiento biológico cuyos principios de aplicación se utilizan en el diseño y operación de los filtros rociadores. Fue hasta el año de 1940 (Babbitt y Baumann, 1977), cuando se empezó a experimentar con filtros anaerobios.

En la filtración de las aguas residuales, los compuestos que conforman la materia orgánica, sufren una serie de cambios y se transforman en sustancias más estables que llegan a una oxidación casi completa, cuya intensidad depende del grado de la filtración, es decir, la forma, tamaño y acomodo de las partículas que forman el medio filtrante y tiempo de residencia hidráulica dentro del filtro. Las partículas más gruesas, son separadas por efecto mecánico, donde el éxito de la filtración depende de la vida microbiológica que se desarrolla sobre la superficie del material filtrante (Babbitt HE and Baumann ER, 1977).

La población microbiana más conveniente en un filtro son las bacterias nitrificantes que viven en los espacios intersticiales de las partículas del lecho y que se alimentan del agua residual; cualquier factor que afecte el desarrollo de esas bacterias reduce el desempeño del

filtro. Estas bacterias, que forman la biopelícula que se adhiere al medio filtrante tanto en filtros aerobios como anaerobios, degradan la materia orgánica.

Con respecto a las partículas del afluente, es conveniente operar adecuadamente el sistema de pretratamiento para evitar que los excesos de sólidos suspendidos totales colmaten los filtros. Al respecto se deberá encontrar un equilibrio entre el grado de pretratamiento, la pérdida de carga permisible, la duración deseada del funcionamiento del filtro y las necesidades de limpieza del mismo (Metcalf & Eddy, Inc., 1977).

Tal como ocurre en otros países es recomendable utilizar materiales de la región como medio de soporte; por ejemplo, en la planta de tratamiento del Barrio da Graminha, en el municipio de Limeira, Brasil (Camargo, 2001), se utilizan anillos de bambú de 3.5 a 4.0 cm de diámetro. En esa planta conformada, por una criba estática, dos FAFAs con un volumen aproximado de 750 L cada uno (construidos de acero inoxidable), se obtiene una remoción de DQO de entre 60 y 80 por ciento.

Los procesos anaerobios para el tratamiento de las aguas residuales presentan diferentes ventajas y desventajas, por lo que su selección y diseño debe ser resultado de un análisis técnico-económico riguroso. Los procesos de biopelícula fija en condiciones anaerobias abren un campo de oportunidad para optimizar el consumo de energía, sin sacrificar la eficiencia de los procesos, e incluso permite, bajo condiciones específicas, el aprovechamiento del biogás.

1

DESCRIPCIÓN DEL FAFA

1.1 DEFINICIÓN DEL PROCESO

Los reactores anaerobios de crecimiento adherido con flujo ascendente se diferencian entre sí por el tipo de empaque usado y por el grado de expansión de la cama o lecho. En el reactor de cama empacada con flujo ascendente (Ilustración 1.1) el empaque está fijo y el flujo del agua residual asciende por los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de biomasa. Generalmente no se recircula el efluente, excepto cuando se tratan aguas residuales con concentraciones altas. El primer proceso empacado de flujo ascendente fue empacado con roca, actualmente se utiliza una variedad de empaques sintéticos.

Tanto el filtro anaerobio como el filtro rociador son procesos de óxido-reducción que se llevan a cabo por microorganismos que se encuentran adheridos a una superficie sólida; su diferencia es hidráulica, ya que el afluente, en el FAFA, es alimentado por la parte inferior del reactor y opera inundado. Aunque los filtros anaerobios pueden ser usados como la principal unidad de tratamiento, suelen utilizarse como una unidad de postratamiento (pulimento). La principal limitación de los filtros anaerobios resulta de los riesgos de la obstrucción de la cama (taponamiento de los intersticios) y del relativo volu-

men, debido al espacio ocupado por el material inerte empacado.

Los filtros anaerobios de lecho empacado de flujo ascendente a gran escala presentan la forma de tanques cilíndricos o rectangulares, con diámetros que van de 2 a 8 metros y una altura de 3 a 13 metros. El material de empaque puede estar en su entera profundidad o, por un diseño híbrido, sólo el 50 a 70 por ciento de la altura útil del reactor.

Los materiales de empaque más comunes son: el plástico corrugado transversal al flujo, los módulos tubulares (similares a los que se describen para procesos empacados aerobios), y los anillos plásticos. El área superficial específica del promedio del empaque es de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$; de acuerdo con los resultados de investigación, no se observan mejoras en el rendimiento a densidades de empacado más altas.

Para el tratamiento de aguas residuales domésticas, se utilizan empaques tubulares, operados a una temperatura de $37 \text{ }^\circ\text{C}$ y cargas orgánicas volumétricas (COV) de $0.2 - 0.7 \text{ kg}/\text{m}^3 \text{ d}$, con TRH de entre 25 y 37 días, sin recirculación y con una remoción de 90 a 96 por ciento de DQO (Metcalf and Eddy, Inc., 2003).

Se utilizan velocidades bajas en el flujo ascendente para prevenir el lavado de la biomasa. Con el tiempo de operación, los sólidos y la biomasa acumulada en el empaque pueden causar taponamiento y corto circuito. En este punto, los sólidos deberán ser removidos por lavado y drenado del empackado. Las ventajas de un filtro anaerobio de flujo ascendente son: poder tratar altas cargas de DQO, volúmenes relativamente pequeños del reactor y una operación simple.

Las principales limitaciones son el costo del material de empaque, problemas operacionales y mantenimiento asociado con la posible acumulación de sólidos. El proceso es más adecuado para aguas residuales con bajas concentraciones de sólidos suspendidos. La Ilustración 1.2 presenta esquemas de filtro anaerobio de flujo ascendente (a) y filtro anaerobio de flujo des-

centente (b). La Ilustración 1.3 muestra el tren completo de tratamiento usando un FAFA.

Los filtros anaerobios datan de los años sesentas y representan hoy una tecnología para tratar tanto aguas residuales domésticas como industriales. Los efluentes de los procesos anaerobios generalmente requieren un postratamiento para poder cumplir con los requerimientos de calidad de la normatividad y/o fines de reúso específico.

Las ventajas que presenta el proceso anaerobio a través de FAFA sobre otros procesos son:

- Pueden producir energía por medio del biogás, el cual puede emplearse para calentar el reactor
- El exceso de gas metano puede emplearse como gas combustible

Ilustración 1.1 Filtro anaerobio de flujo ascendente. Fuente: (Eckenfelder Jr, 1989)

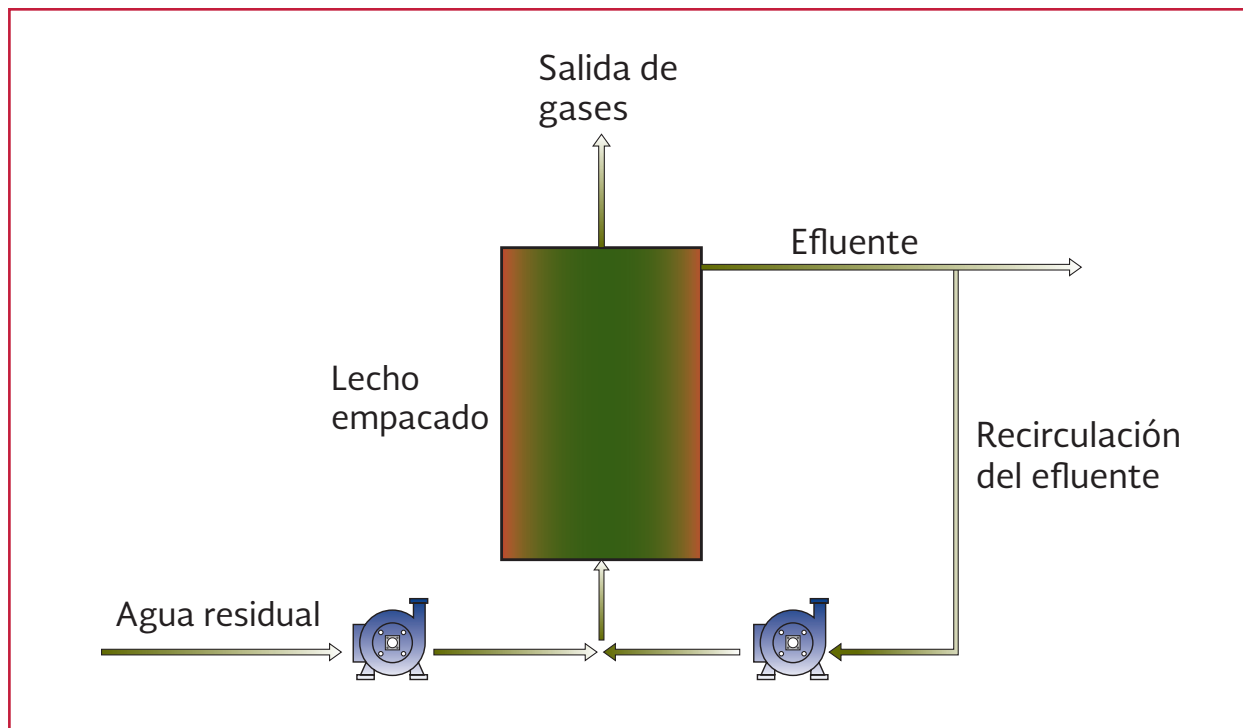
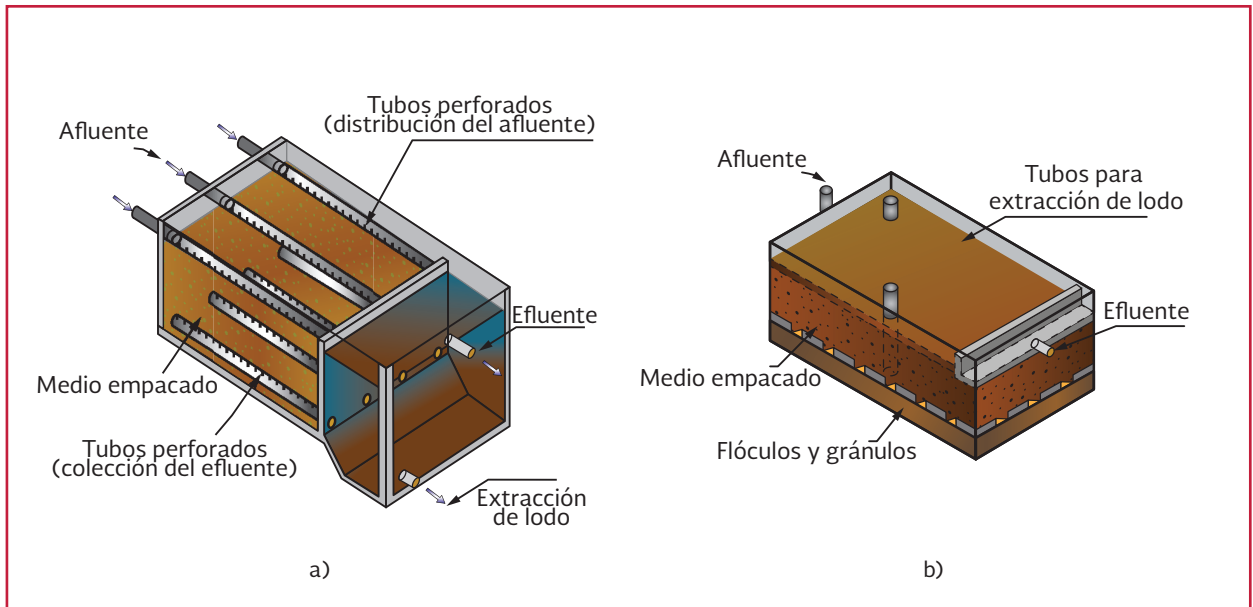


Ilustración 1.2 Dibujo esquemático de un filtro anaerobio: a) flujo ascendente y b) flujo descendente. Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)

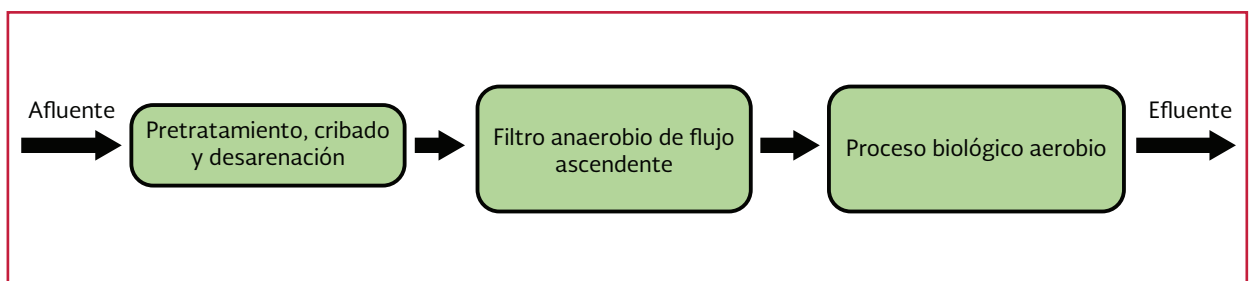


- Son un sistema compacto con bajos requerimientos de terreno
- Costos de construcción y de operación bajos
- Baja producción de lodos
- Bajo consumo de energía (el requerido en casos de bombeo del afluyente)
- Se pueden alcanzar eficiencias de remoción de DQO y DBO de entre 65 y 75 por ciento
- Alta concentración de sólidos suspendidos en el lodo
- Buenas características de desaguado del lodo

Sin embargo, también presenta desventajas como:

- Requiere un seguimiento estricto del programa de mantenimiento ya que la identificación de inconvenientes se dificulta al ser un sistema cerrado
- Las líneas de condensación del gas causan mayores problemas de mantenimiento
- Baja tolerancia del sistema a la carga de tóxicos
- El arranque y la estabilización del sistema son lentos (el tiempo de arranque

Ilustración 1.3 Tren de tratamiento que emplea un FAFA



puede disminuirse a 2-3 semanas, cuando se inocula 4 por ciento del volumen del reactor)

- El efluente requiere postratamiento

En el FAFA, la biomasa se encuentra de tres maneras diferentes:

1. Una fina película adherida a la superficie del medio filtrante
2. Una biomasa dispersa que es retenida en los vacíos del medio filtrante
3. Flóculos grandes retenidos en el fondo, debajo del medio filtrante

La importancia de la biomasa consiste en que los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual se convierten en más biomasa, metano y dióxido de carbono.

1.2 MATERIALES DE EMPAQUE

El funcionamiento de un filtro anaerobio es similar al de un filtro rociador, salvo que la alimentación del agua residual es por el fondo de la unidad y la abandona por la parte superior. En consecuencia, el material de relleno está completamente sumergido en el agua residual y por ello no hay aire en absoluto dentro del sistema, por lo que se puede decir que se mantienen las condiciones anaerobias requeridas. Como medio filtrante puede emplearse grava y piedra bola de río o rellenos sintéticos.

El propósito del medio de empaque es retener los sólidos dentro del reactor y ser depositario de cualquier película formada en su superficie o retener sólidos en sus intersticios o debajo de éste. Los principales propósitos de la capa de soporte son los siguientes:

- Actuar como dispositivo para separar los sólidos de los gases
- Promover el flujo uniforme en el reactor
- Mejorar el contacto entre los componentes del agua residual y los sólidos biológicos contenidos en el reactor
- Permitir la acumulación de biomasa, con el consecuente incremento de tiempo de retención de sólidos
- Actuar como una barrera física para prevenir el lavado de sólidos en el sistema de tratamiento

La Tabla 1.1 presenta los principales requerimientos deseables para los medios de empaque de los filtros anaerobios.

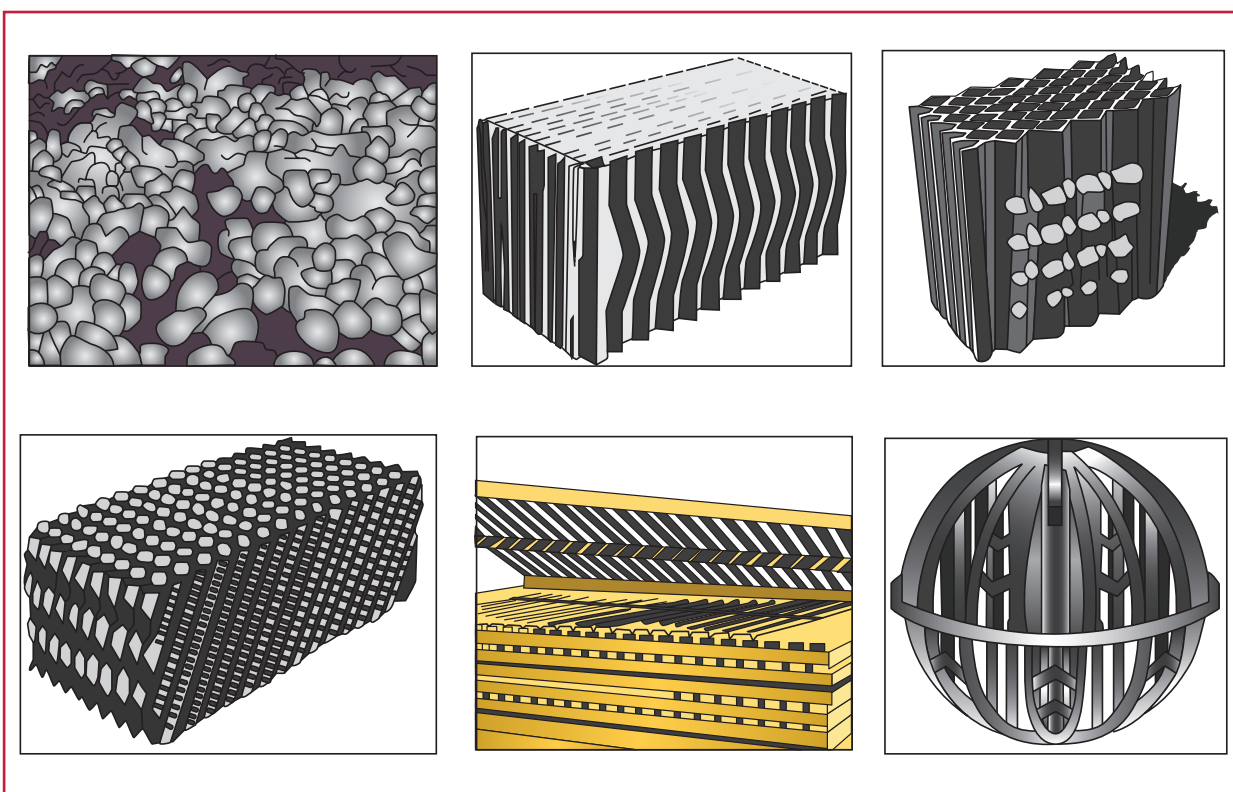
Se utilizan diversos tipos de materiales como medios de empaque en reactores biológicos, incluyendo cuarzo, bloques de cerámica, ostras y caparzones de mejillones, piedra caliza, anillos de plástico, cilindros huecos, blocks modulares de PVC, granito, pelotas de polietileno, bambú, etc. La Ilustración 1.4 muestra diferentes tipos de empaque que se han utilizado en filtros percoladores y que en Metcalf & Eddy, Inc. (2003) se menciona que también han sido utilizados en filtros anaerobios.

Pinto (1995) y Chernicharo (1996) mencionan que otra alternativa de empaque para filtros anaerobios es la escoria de hornos. El atascamiento del medio de empaque ha sido una de las principales preocupaciones de los diseñadores y usuarios de filtros anaerobios, problema que se presenta con más frecuencia en los filtros anaerobios de flujo ascendente que usan como material de empaque piedra y piedra triturada. Los filtros más modernos usan materiales plásticos como medio de empaque, y se reporta que no presentan problemas de taponamiento, utili-

Tabla 1.1 Requerimientos del medio filtrante de los filtros anaerobios Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)

Requerimiento	Objetivo
Ser estructuralmente resistente	No presentar reacciones entre el medio filtrante y los microorganismos
Ser suficientemente ligero	Evitar estructuras pesadas, permitir la construcción de filtros relativamente altos, lo que implica una reducción de la superficie necesaria para la instalación del sistema
Tener gran área específica	Permitir que se adhieran altas cantidades de sólidos biológicos
Tener una alta porosidad	Permitir un área libre disponible para la acumulación de bacterias y reducir la posibilidad de atascamiento
Deseable la rápida colonización de microorganismos	Reducir la puesta en marcha del reactor
Presentar una superficie rugosa, carente de formas planas	Asegurar la buena adherencia y alta porosidad
Tener un precio reducido	Hacer el proceso técnica y económicamente factible

Ilustración 1.4 Diferentes tipos de empaque para filtros. (Metcalf & Eddy, 2003)



zando una superficie específica baja y cercana a 100 m²/metro cúbico.

Para minimizar los efectos de taponamiento en el medio filtrante, se debe limpiar a lo alto de todo el filtro y remover el exceso de sólidos retenidos en el medio filtrante. Los aspectos operacionales son también importantes para evitar taponamientos en el filtro.

En general, los tamaños de material para el filtro reportados como los de mejores resultados varían entre 2.5 y 7.5 cm, con tamaño uniforme desde la parte superior hasta el fondo, o posiblemente con una capa de 15 cm de material más grueso, inmediatamente por encima de los drenes subterráneos. Un material más fino en el cuerpo del lecho puede ocasionar obstrucciones, y un material más grueso puede arrojar un efluente de peor calidad.

1.3 BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DEL PROCESO

El proceso anaerobio ha sido aplicado en la estabilización de los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales y en el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales. En el proceso anaerobio se lleva a cabo una serie de procesos bioquímicos y microbiológicos mediante los cuales los compuestos orgánicos son convertidos a metano.

Las estequiometrias de la fermentación y de las reacciones de oxidación anaerobia son extensas y complejas, y a menudo se basan en asociaciones microbianas para las reacciones que se producen. Los consorcios de microorganismos,

principalmente bacterias, están involucrados en la transformación de compuestos orgánicos complejos de alto peso molecular en metano. Aunque puede haber algunos hongos y protozoos en los procesos anaerobios.

Hay cuatro categorías de bacterias implicadas en la transformación de moléculas orgánicas complejas en moléculas más simples, como las del metano y el dióxido de carbono. Estos grupos bacterianos operan en una relación sinérgica.

En la Ilustración 1.5 se presentan los pasos de conversión de moléculas orgánicas complejas hasta la formación de metano por la actividad de diferentes microorganismos. Se distinguen cuatro grupos de microorganismos (Bitton, 2005):

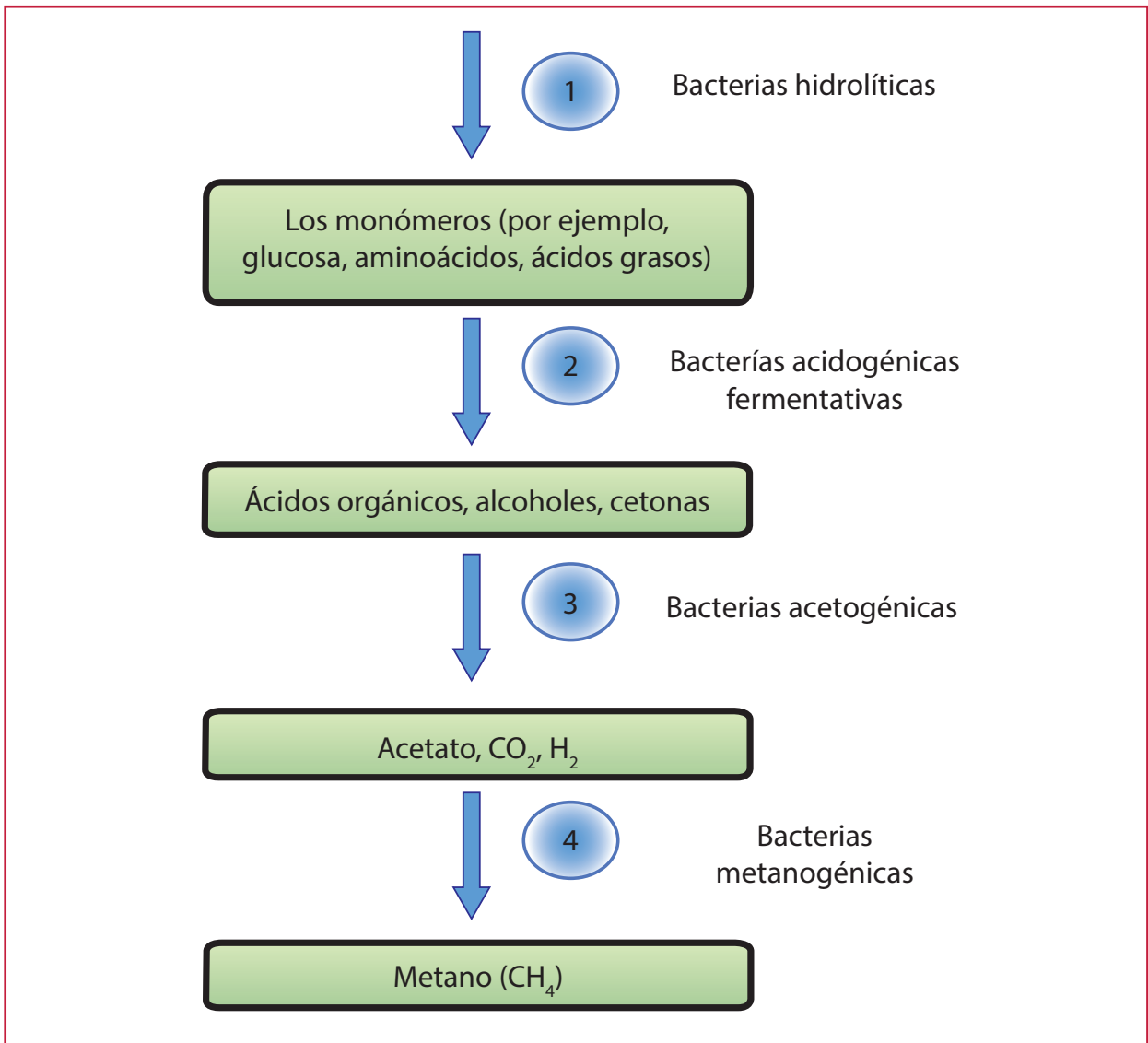
Bacterias hidrolíticas

Los consorcios de bacterias anaerobias descomponen las moléculas orgánicas complejas (proteínas, celulosa, lignina, lípidos) en moléculas monómeras solubles semejantes a aminoácidos, glucosa, ácidos grasos y glicerol. Los monómeros son directamente aprovechados por el siguiente grupo de bacterias. La hidrólisis de las moléculas complejas es catalizada por enzimas extracelulares semejantes, como celulasas, proteasas y lipasas. Sin embargo, la base hidrolítica es relativamente baja y puede ser limitante en la digestión anaerobia de desechos semejantes a desechos crudos celulíticos que contienen lignina.

Bacterias fermentativas acidogénicas

Las bacterias acidogénicas, como *Clostridium*, transforman los azúcares, aminoácidos, ácidos grasos a ácidos orgánicos (por ejemplo: ácido

Ilustración 1.5 Grupo de bacterias involucradas en la digestión anaerobia de residuos. Fuente: (Bitton, 2005)



acético, propiónico, fórmico, láctico, butírico o succínico), alcoholes y cetonas (por ejemplo: etanol, metanol, glicerol, acetona), acetato, CO₂ e hidrógeno. El acetato es el principal producto de fermentación de los carbohidratos. Los productos formados varían con el tipo de bacteria, así también como con las condiciones de cultivo (temperatura, pH, potencial redox).

Bacterias acetogénicas

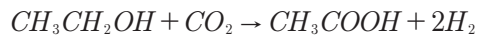
Las bacterias acetogénicas (bacterias productoras de acetato y H₂), como *Syntrobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei*, convierten los ácidos grasos (por ejemplo: ácido propiónico, ácido butírico) y alcoholes en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, que son utilizados por los microorganismos

mos metanogénicos. Este grupo requiere tensiones bajas de hidrógeno para la conversión de ácidos grasos, por lo que se necesita un seguimiento frecuente de la concentración de hidrógeno.

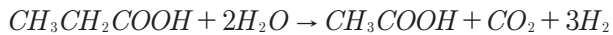
Bajo una alta presión parcial de H_2 , la formación de acetato disminuye y el sustrato es convertido en ácido propiónico, ácido butírico y etanol, en lugar de metano.

Hay una relación simbiótica entre las bacterias acetogénicas y las metanogénicas. Las metanogénicas coadyuvan a la baja tensión de hidrógeno requerida por las bacterias acetogénicas.

El etanol, el ácido propiónico y el ácido butírico son convertidos en ácido acético por bacterias acetogénicas, de acuerdo con las siguientes ecuaciones:



Ecuación 1.1



Ecuación 1.2



Ecuación 1.3

Las bacterias acetogénicas crecen mucho más rápido que las bacterias metanogénicas. El primer grupo tiene una $\mu_{m\acute{a}x}$ de aproximadamente $1h^{-1}$, mientras que la $\mu_{m\acute{a}x}$ es de alrededor de $0.04 h^{-1}$ para el segundo grupo.

Bacterias metanogénicas

El grupo de microorganismos metanógenos está compuesto de bacterias gram-positivas y gram-negativas, con una amplia variedad de formas. Los microorganismos crecen lentamente en aguas residuales; su tiempo de generación va de 3 días, a $35^\circ C$, a 50 días, a 10 grados centígrados.



El hidrógeno utilizado por los metanógenos ayuda a mantener los muy bajos niveles de presiones parciales necesarios para la conversión de ácidos volátiles y alcoholes en acetato (Bitton, 2005). Metanógenos acetotróficos, también llamadas bacterias acetoclásticas o bacterias divisoras de acetato. Convierten acetato en metano y CO_2 . Estas bacterias crecen mucho más lentamente (tiempo de generación = pocos días) que las bacterias formadoras de ácido (tiempo de generación = pocas horas).

Este grupo comprende dos géneros principales: metanosarcina y methanothrix. Cerca de dos terceras partes de metano se deriva de la conversión de acetato por metanógenos acetotróficos. La otra tercera parte es el resultado de la reducción de dióxido por hidrógeno.



2

FACTORES QUE AFECTAN EL PROCESO

El buen funcionamiento del proceso anaerobio puede ser afectado por características del agua residual, como el contenido de compuestos tóxicos, la concentración de materia orgánica, la temperatura, el pH, los nutrientes, entre otros. En los filtros anaerobios de flujo ascendente se ha observado que al impedir que las bacterias retenidas en el medio filtrante escapen por el efluente, se presenta un tiempo de residencia celular (edad del lodo) cercano a los 100 días. Este largo tiempo de permanencia celular se logra con tiempos cortos de residencia hidráulica.

Se recomienda el seguimiento de los parámetros presentados en la Tabla 2.1 para el control de la operación de los procesos anaerobios. Una mayor descripción de estos parámetros se presenta en el capítulo dos del libro *Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Reactores anaerobios de flujo ascendente* del MAPAS.

2.1 TEMPERATURA

En plantas de tratamiento de aguas residuales, el proceso anaerobio se lleva a cabo en el intervalo mesofílico de temperaturas de 25 a 40 °C con una temperatura óptima de aproximadamente 35 grados centígrados. El proceso termofílico opera en un intervalo de 50 a 65 °C (Bitton, 2005).

La actividad metabólica de la población de los microorganismos, la tasa de transferencia de gases y las características de sedimentación de los sólidos biológicos varían con respecto a la temperatura de operación del proceso.

En reactores anaerobios de crecimiento suspendido y empacado, operando a bajas temperaturas (10 - 20 °C), las tasas de reacción son más lentas, por lo que a temperaturas bajas se requiere mayor tiempo de retención de sólidos y aplicación de cargas orgánicas más bajas.

Tabla 2.1 Parámetros que influyen en el control del proceso anaerobio

Parámetros	
Físicos	Temperatura, mezclado, pH, sólidos totales y volátiles
Químicos	Alcalinidad total, producción de gas, nitrógeno orgánico y total, fosfatos, sulfuros, AGV, (ácidos grasos volátiles), DBO, DQO, Ni, Co, Cu, Na, y Fe
Biológicos	Huevos de helmintos, coliformes fecales y totales

2.2 POTENCIAL DE HIDRÓGENO

De acuerdo con Rittmann (2011), el pH deseado en el tratamiento anaerobio oscila entre 6.6 y 7.6; valores fuera de este intervalo pueden afectar el proceso. Generalmente, el mayor problema es mantener el pH encima de 6.6, porque los ácidos producidos durante el arranque, sobrecarga u otro desequilibrio pueden causar una rápida caída del pH, lo cual inhibe la producción de metano.

A pH menor a 6, es posible que por el efecto de una cantidad elevada de ácidos grasos volátiles acumulados en el reactor, las bacterias formadoras de metano se inhiben. A valores de pH por encima de 8, se generan iones tóxicos para el proceso (Rittmann, 2011).

Las sustancias que pueden emplearse para realizar el ajuste de pH son: cal, bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o hidróxido de sodio (NaOH). Se debe tener cuidado en la dosificación de estas sustancias para evitar la precipitación excesiva de los carbonatos de calcio que se forman.

2.3 NUTRIENTES

En el proceso anaerobio, los requerimientos de nitrógeno y fósforo para el crecimiento de microorganismos son bajos debido a la baja producción de lodos. Si el agua residual carece de nutrientes como nitrógeno y fósforo, el tratamiento puede llevarse a cabo si se le adiciona al sistema los nutrientes en las proporciones adecuadas ($\text{DQO/N} < 70$ y $\text{DQO/P} < 350$).

El fósforo en sus diversas formas es un nutriente necesario para satisfacer los requerimien-

tos metabólicos de las bacterias encargadas de la degradación del desecho. Las relaciones de DBO/N y DBO/P son de 20:1 y de 100:1, en el orden señalado (Sundsrom, 1979).

2.4 ALCALINIDAD TOTAL

La alcalinidad es una medida para determinar la capacidad de amortiguamiento de un proceso; la alcalinidad está presente en forma de bicarbonatos. Los dos principales factores que afectan el pH en los procesos anaerobios son los ácidos carbónicos y los ácidos volátiles.

La alcalinidad total debe estar presente en suficiente cantidad (2 000 a 5 000 mg/L de CaCO_3) para que se logre reducir el efecto de la producción de acidez en el reactor, provocada por la concentración de ácidos grasos volátiles o por el contenido de dióxido de carbono. El principal consumidor de alcalinidad es el CO_2 (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). El dióxido de carbono es producido en las fases de fermentación y metanogénesis. Para incrementar la alcalinidad en el proceso se puede añadir bicarbonato de sodio, cal o carbonato de sodio. Un intervalo aceptable de alcalinidad se encuentra entre 1 500 y 5 000 mg/Litro.

2.5 SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES

Un alto contenido de sólidos en el afluente de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) puede ocasionar taponamiento en el filtro y el incremento en la operación por la remoción de sólidos acumulados en el empaque del filtro. El filtro anaerobio ha sido utilizado para tratar sustratos solubles con una DQO de 375 a 12 000 mg/L y tiempos de residencia hidráulica de 4 a 36 horas.

2.6 ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

En la descomposición bioquímica de la materia orgánica por procesos anaerobios, una gran variedad de bacterias anaerobias hidrolizan y convierten los compuestos complejos a compuestos de bajo peso molecular, entre los cuales destacan los ácidos grasos de cadena corta: acético, propiónico, butírico y, en menor proporción, el isobutírico, valérico, isovalérico y caproico.

La acumulación de los ácidos volátiles puede tener un efecto negativo en el tratamiento anaerobio si se excede la capacidad de amortiguamiento del sistema y si el pH decae. Cuando los ácidos grasos volátiles no se acumulan más allá de la capacidad neutralizante de las sustancias amortiguadoras presentes en el proceso anaerobio, y el pH permanece en el intervalo favorable para las bacterias formadoras de metano, entonces el contenido de ácidos volátiles en el proceso oscila entre 50 y 300 mg/L, expresado como ácido acético.

2.7 SULFUROS

El ácido sulfhídrico es corrosivo para los metales; es altamente soluble en agua, con una solubilidad de 2 650 mg/L a 35 grados centígrados. La cantidad de DQO usada para reducción de sulfato es de 0.89 g de DQO/g sulfato, que es cercana al valor de 0.67 g de DQO/g de sulfato reportada por Arceivala en Metcalf y Eddy, Inc. (2003).

Los sulfuros están presentes como H_2S y sulfuro precipitado. Metcalf & Eddy, Inc. (2003) han reportado concentraciones de sulfuros de entre 50 y 100mg/L como toleradas por el proceso anaerobio, pero concentraciones superiores

a 200 mg/L han sido reportadas como tóxicas para este proceso. En este caso, el pH es determinante.

Compuestos semejantes a sulfato, sulfito y tiosulfato pueden estar presentes en algún grado en las aguas residuales municipales. Estos compuestos pueden servir como aceptadores de electrones para las bacterias sulfatoredutoras, que consumen compuestos orgánicos en el reactor anaerobio y producen sulfuro de hidrógeno (Cervantes, 2007).

Las bacterias sulfato reductoras compiten con las bacterias metanogénicas por la DQO, y pueden hacer decrecer la cantidad de metano en el gas producido. A bajas concentraciones de sulfuro (menos de 20 mg/L), son necesarias para la actividad metanogénica óptima. Se ha reportado una reducción de 50 por ciento en la actividad metanogénica a concentraciones de H_2S de entre 50 y 250 mg/Litro.

2.8 NITRÓGENO AMONIACAL

A bajas concentraciones, el nitrógeno amoniacal es un nutriente requerido y estimulante del crecimiento bacteriano en el proceso anaerobio; la concentración de amoniaco de entre 50 y 200 mg/Litro. Está dentro del intervalo de estimulación del proceso. Por el contrario, el amoniaco en grandes concentraciones ha resultado ser inhibitorio y tóxico. El amoniaco libre ha sido reportado como compuesto inhibitorio en el proceso anaerobio en concentraciones cercanas a 100 mg/L como N. Sin embargo, otros estudios han reportado que en el tratamiento de aguas con concentraciones del ion amonio (NH_4^+) tan altas como 7 000 a 9 000 mg/L como N, no hubo una respuesta tóxica en un cultivo accli-

matado, aunque a concentraciones bajas, como 1 500 mg/L como N, sí se ha reportado como tóxico.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003) mencionan que cuando la concentración de nitrógeno amoniacal se encuentra entre 1 000 y 3 000 mg/L, se puede considerar moderadamente inhibitoria para el proceso anaerobio, y que con concentraciones mayores de 3 000 mg/L se presenta una inhibición muy alta.

2.9 PRESENCIA DE METALES

En el proceso anaerobio algunos elementos se necesitan en cantidades traza (micronutrientes) para el metabolismo celular; muchos son

importantes para la función enzimática o para otras funciones fisiológicas. Los microorganismos metanógenos necesitan sulfuro y metales traza, como el hierro, cobalto, níquel y zinc, que han sido frecuentemente reportados como estimulantes.

Los requerimientos recomendados de hierro, cobalto, níquel y zinc son 0.02, 0.004, 0.003, y 0.02 mg/g de acetato producido, respectivamente (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Las necesidades de nutrientes traza pueden variar para diferentes aguas residuales. Metcalf & Eddy, Inc. (2003) señalan como dosis recomendadas de metales traza por litro de volumen del reactor las siguientes: 1.0 mg de FeCl_2 ; 0.1 mg de CoCl_2 ; 0.1 mg de NiCl_2 , y 0.1 de cloruro de zinc.

Tabla 2.2 Compuestos inorgánicos tóxicos e inhibitorios para los procesos anaerobios (Metcalf & Eddy, 2003)

Substancia	Concentración moderadamente inhibitoria, mg/L	Concentración fuertemente inhibitoria, mg/L
Na^+	3 000 – 5 000	8 000
K^+	2 000 – 4 000	12 000
Ca^{2+}	2 000 – 4 000	8 000
Mg^{2+}	1 000 – 1 000	3 000
$\text{N} - \text{NH}_4^+$	1 000 - 3 000	3 000
Sulfuro, S^{2-}	200	200
Cobre, Cu^{2+}		0.5 (soluble) 50-70 (total)
Cromo, Cr(VI)		3.0 (soluble) 200-250 (total)
Cromo, Cr (III)		180-420 (total) 2.0 (soluble)
Nickel, Ni^{2+}		30 (total)
Zinc, Zn^{2+}		1.0 (soluble)

3

CRITERIOS DE DISEÑO

Los filtros anaerobios de flujo ascendente en plantas de tratamiento de aguas residuales se han construido en forma de tanques cilíndricos o rectangulares, con una anchura y diámetros que van de 2 a 8 metros y una altura de 3 a 13 metros (Metcalf y Eddy, Inc., 2003). El material de empaque ha sido colocado desde el fondo del reactor o solo ocupando del 50 al 70 por ciento del volumen del reactor (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Los materiales de empaque que más se han utilizado en los FAFA son los plásticos corrugados transversales al flujo, los módulos tubulares, similares a los que se describen para procesos empacados aerobios, y los anillos plásticos marca Pall. El promedio del área superficial específica del empaque ha sido aproximadamente de 100 m²/metro cúbico.

Para el tratamiento de aguas residuales domésticas se han utilizado empaques tubulares, operando a una temperatura de 37 °C y cargas orgánicas volumétricas (COV) de entre 0.2 – 0.7 kg de DQO/m³·d, con tiempos de residencia hidráulica (TRH) de entre 25 y 37 días, sin recirculación y con una remoción de 90 a 96 por ciento de DQO (Metcalf y Eddy, Inc., 2003).

En la operación de los filtros anaerobios se han utilizado velocidades bajas en el flujo ascendente para prevenir el lavado de la biomasa. Se ha observado que con el tiempo de operación del fil-

tro, los sólidos y la biomasa acumulada en el empaque y en los espacios vacíos entre empaques pueden causar taponamiento y corto circuito; en ese caso, los sólidos deberán ser removidos por lavado y drenado del material empacado.

A continuación se describen las principales consideraciones de diseño de un filtro anaerobio.

3.1 TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA

El tiempo de residencia hidráulica (TRH) se refiere al promedio del tiempo de residencia del líquido dentro del filtro, calculado por la siguiente ecuación:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Ecuación 3.1}$$

donde:

TRH = tiempo de residencia hidráulica (días)

V = volumen del filtro anaerobio (m³)

Q = gasto en el afluente (m³/d)

Los filtros anaerobios de flujo ascendente para el tratamiento de aguas residuales domésticas han sido utilizados para el pulimento de efluentes de tanques sépticos y de reactores anaerobios de flu-

jo ascendente (RAFA), operando con un TRH de 4 a 10 horas (Chernicharo de Lemos, 2007).

3.2 CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA

Chernicharo de Lemos (2007) menciona que, para un filtro anaerobio, la carga orgánica volumétrica (COV) se refiere a la carga de la materia orgánica aplicada por unidad de volumen del filtro o medio empacado. Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$COV = \frac{Q * S_o}{V} \quad \text{Ecuación 3.2}$$

donde:

- COV = carga orgánica volumétrica, en kg de DQO/(m³ d) o kg de DBO/(m³ d)
- Q = gasto, en m³/d
- S₀ = concentración total de DBO en el afluente, en mg/L
- V = volumen total del filtro o volumen ocupado por el medio empacado, en m³

El volumen del reactor (V) se puede determinar despejándolo de la Ecuación 3.2, quedando como se expresa en la siguiente ecuación:

$$V = \frac{Q * S_o}{COV} \quad \text{Ecuación 3.3}$$

Chernicharo de Lemos (2007) menciona que:

- En estudios realizados en filtros anaerobios se han obtenido buenos resultados aplicando una COV de 0.15 a 0.50 kg de DBO/m³d, (tomando en cuenta el volu-

men total del filtro) y de 0.25 a 0.75 kg de DBO/m³d (tomando en cuenta el volumen del filtro empacado)

- Para el tratamiento de aguas residuales domésticas, el diseño del filtro es regido por el tiempo de residencia hidráulica (TRH)

Malina y Pohland (1992) mencionan que en procesos anaerobios empacados se han utilizado COV mayores a 16 kg de DQO/m³d, operando con un TRH de entre 12 y 96 horas.

3.3 CARGA HIDRÁULICA SUPERFICIAL

La carga hidráulica superficial se refiere al volumen del agua residual aplicada diariamente por unidad de superficie (área) del medio empacado del filtro. Para su determinación se utiliza la siguiente ecuación:

Carga hidráulica superficial

$$CHS = \frac{Q}{A} \quad \text{Ecuación 3.4}$$

donde:

- CHS = carga hidráulica superficial, en m³/(m² d)
- Q = gasto, en m³/d
- A = área superficial del medio empacado, en m²

Chernicharo de Lemos (2007) menciona que en estudios realizados en filtros anaerobios empacados con piedras, para el pulimento de efluentes de tanques sépticos y de reactores anaerobios de flujo ascendente, las cargas hidráulicas utilizadas fueron de entre 6 y 15 m³/(m² d).

3.4 REMOCIÓN

Chernicharo de Lemos (2007) menciona que van Haandel y Lettinga (1984), a partir de datos experimentales, desarrollaron la Ecuación 3.5 para calcular la eficiencia de remoción en un filtro anaerobio, a pesar de las siguientes limitaciones:

- Ausencia de reportes sobre el uso de filtros anaerobios a escala real de tratamiento de aguas residuales domésticas
- Número limitado de los datos utilizados para la determinación de las constantes empíricas de la Ecuación 3.5, que mostraban grandes desviaciones entre sí

$$E = 100(1 - 0.87 TRH^{-0.5}) \quad \text{Ecuación 3.5}$$

donde:

- E = eficiencia de un filtro anaerobio, en %
- TRH = tiempo de residencia hidráulica, en horas
- 0.87 = coeficiente empírico del sistema
- 0.50 = coeficiente empírico del medio filtrante

3.5 CONCENTRACIÓN DE DBO ESPERADA EN EL AFLUENTE

La concentración estimada de DBO en el efluente se puede calcular utilizando la siguiente ecuación.

$$DBO_{ef} = S_0 - \frac{E S_0}{100} \quad \text{Ecuación 3.6}$$

donde:

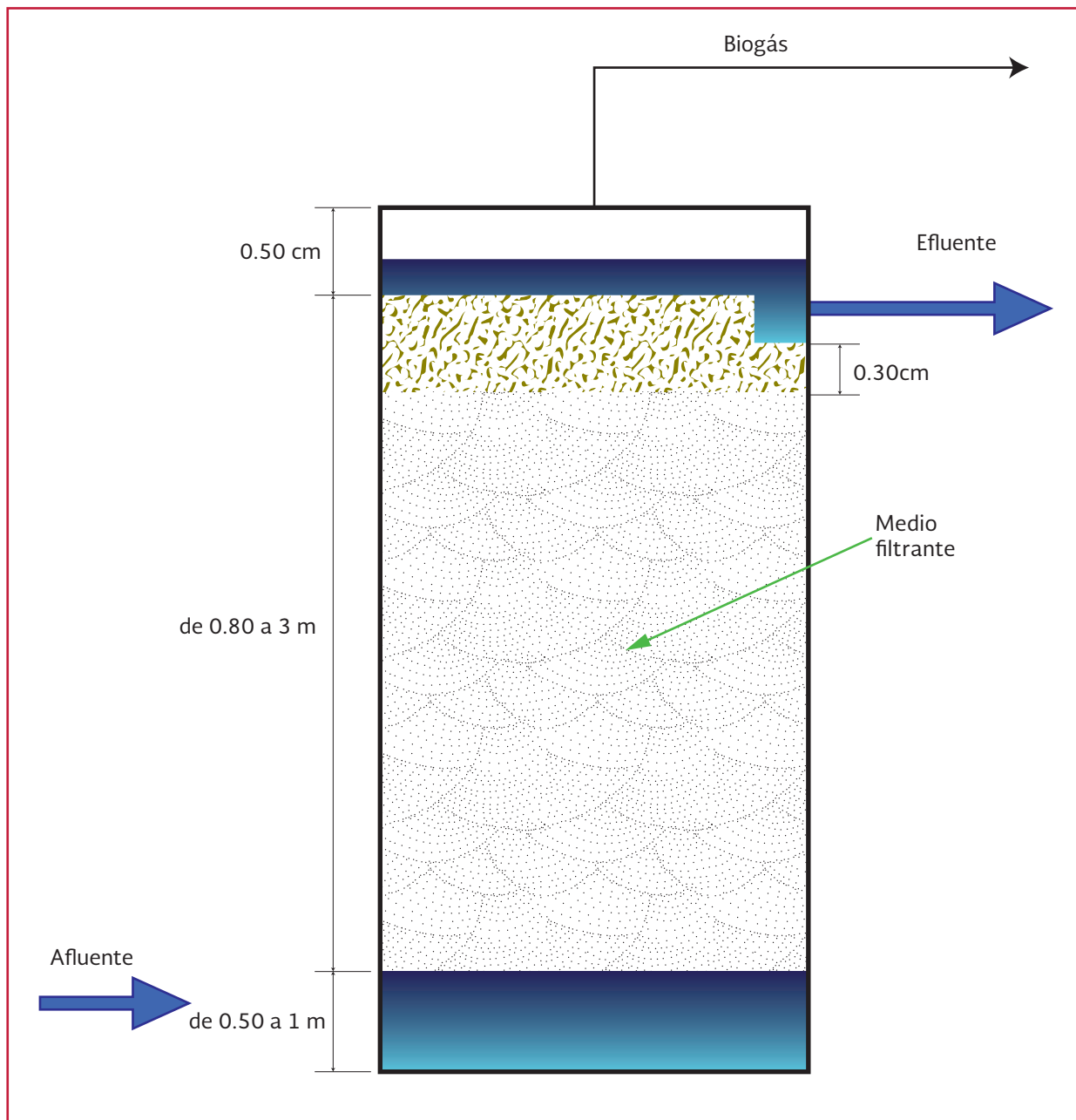
- DBO_{ef} = concentración total de DBO en el efluente, en mg/L
- S_0 = concentración total de DBO en el afluente, en mg/L
- E = remoción, en por ciento

3.6 ALTURA DEL MEDIO DE EMPAQUE

Para filtros empacados con piedra para pulir efluentes de tanques sépticos y de RAFA, la altura del empaque recomendado por Chernicharo de Lemos (2007) debería estar entre 0.8 y 3 metros. Para reactores con menor riesgo de obstrucción del empaque se ha utilizado el límite superior (3 m), ya que dependen mayormente de la dirección del flujo, y no tanto del tipo de material de empaque ni de la concentración del afluente. El valor más usado es aproximadamente 1.5 metros.

En la Ilustración 3.1 se presenta el corte esquemático de un FAFA en donde se muestra: las dimensiones del bordo libre (0.50 m), su medio filtrante o medio de empaque (intervalo de 0.80 a 3 m) y su bajo dren (de 0.5 a 1 m). Actualmente, se dispone de una gran cantidad de materiales para utilizarlos como medio de empaque. Incluso se pueden utilizar materiales orgánicos como: trozos de bambú, pedacería de madera, etcétera. Sin embargo, por durabilidad, se considera más recomendable utilizar un medio de empaque inerte, como roca basáltica, trozos de PVC o de polietileno de alta densidad.

Ilustración 3.1 Criterios de dimensionamiento en un FAFA



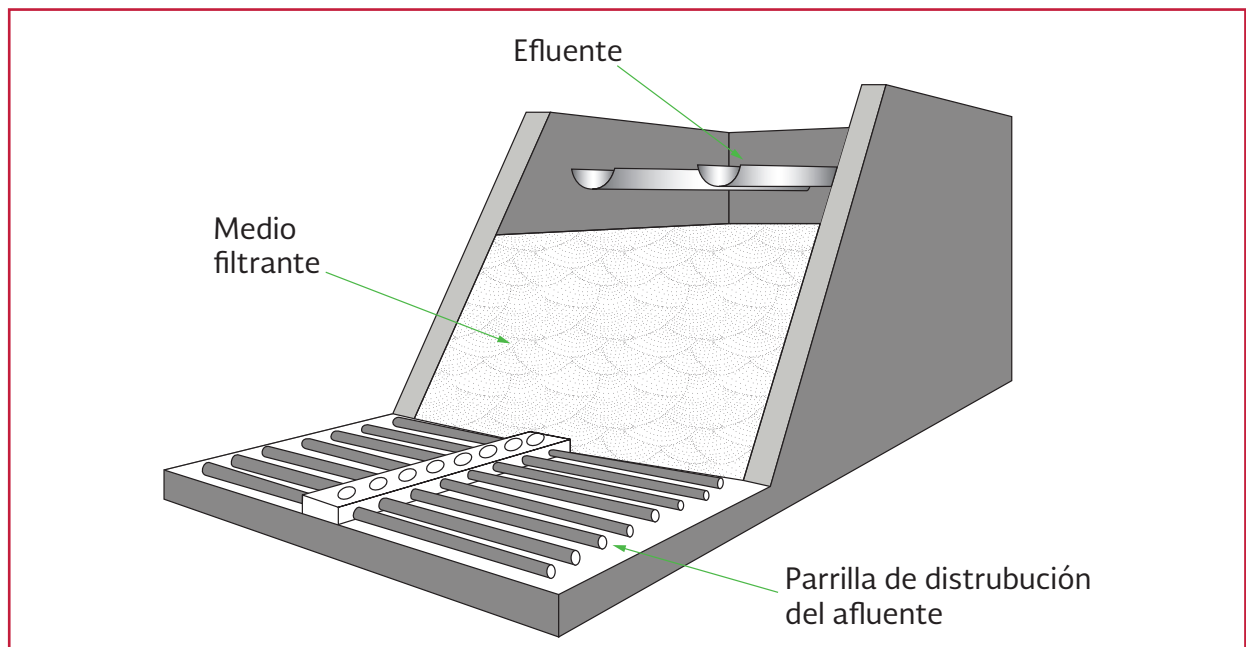
3.7 DISPOSITIVOS DE ENTRADA

Para distribuir el agua de una manera uniforme en todo el medio filtrante, se acostumbra distribuir el caudal mediante un emparrillado formado por tuberías perforadas. La eficiencia de un filtro anaerobio depende de una buena distribución del flujo sobre el lecho filtrante y esta

distribución está sujeta al cálculo correcto de los dispositivos de entrada y salida. En el caso de filtros anaerobios de flujo ascendente, se ha usado un tubo de distribución del flujo por cada 2 a 4 metros del área del fondo del filtro (Chernicharo de Lemos, 2007).

En la Ilustración 3.2 se presenta un filtro anaerobio de flujo ascendente donde se muestra:

Ilustración 3.2 Componentes principales de un FAFA



a) la entrada del afluente por medio de un emparrillado, b) el medio filtrante y c) las canaletas de salida del agua tratada.

3.8 SALIDA DEL EFLUENTE TRATADO

En los FAFA conviene ubicar la estructura de salida a una distancia mínima de 30 cm del medio empacado, de tal manera que se garantice un trabajo uniforme en todo el material empacado. Para lograr esto es necesaria una distribución uniforme del medio filtrante, tomando en cuenta que puede llegar a operar en condiciones de saturación.

En filtros circulares, la descarga suele hacerse mediante un canal circular, periférico a las paredes del filtro; mientras que en filtros rectangulares o cuadrados, se acostumbra un canal recolector de salida.

3.9 MUESTREO Y RECOLECCIÓN DEL LODO PRODUCIDO

Estos dispositivos son destinados principalmente al monitoreo del crecimiento y calidad de la biomasa en el reactor, permitiendo más acciones de control sobre los sólidos en el sistema. Por ello el diseño del filtro anaeróbico debería permitir fácil medio para el muestreo y remoción periódica de lodos, lo que implica incluir, al menos, dos puntos de muestreo de lodos, uno al final del fondo y otro inmediatamente debajo de la cama empacada; ello permitiría monitorear la concentración y altura de la cama de lodo. Adicionalmente, puede considerarse otro punto de muestreo de lodo sobre la altura de la cama empacada (cada 0.5 o 1 m). Estos puntos de muestreo ayudan considerablemente a planear la descarga del exceso de lodo antes de una manifestación negativa, como el bloqueo o taponamiento del medio empacado (Chernicharo de Lemos, 2007).

Para lograr una salida libre de obstrucciones, el lecho filtrante se acomoda sobre un fondo perforado, con un bajo dren, de espesor mínimo de 50 cm para recibir los lodos y extraerlos mediante carga hidráulica. En la Ilustración 3.3 se presenta el esquema de un FAFA con un falso fondo donde se realiza el muestreo de lodos.

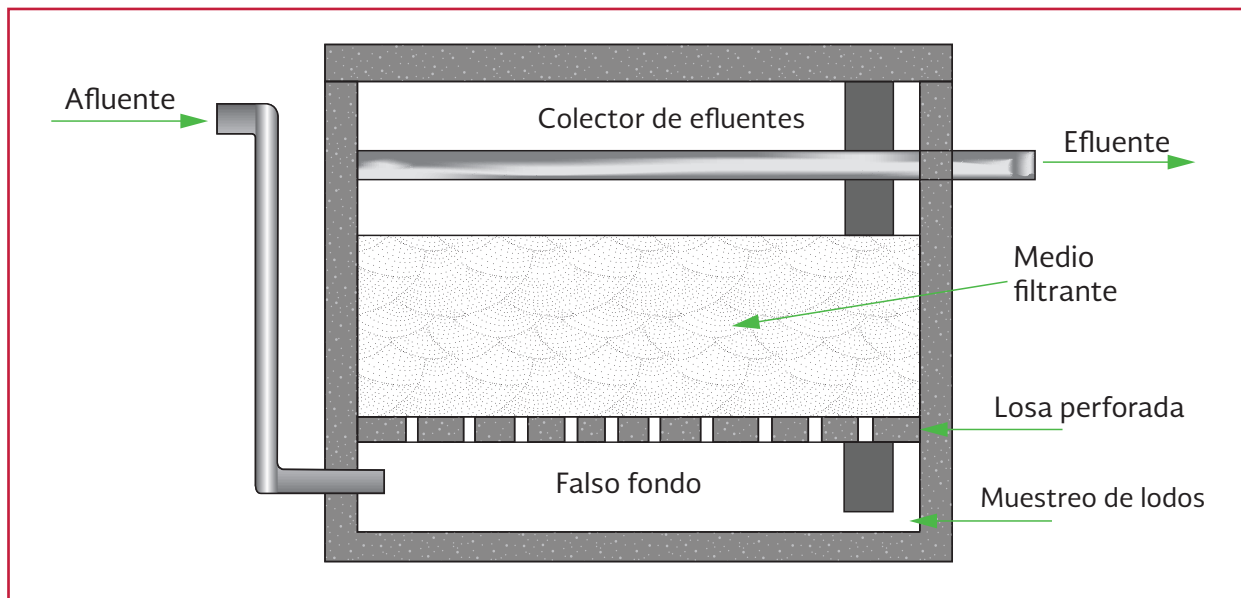
La Tabla 3.1 presenta un resumen de criterios de diseño para filtros anaerobios cuando estos se

han aplicado como postratamiento de efluentes anaerobios. La selección de los límites inferiores de TRH en el diseño de filtros anaerobios requiere especial atención en cuanto al tipo de medio de empaque, la presencia de SST en el efluente y la altura del lecho de empaque. Además de que la rutina operativa exigirá una frecuencia de descarga de lodos más alta para evitar problemas de obstrucción (Chernicharo de Lemos, 2007).

Tabla 3.1 Criterios de diseño para filtros anaerobios aplicables para el post tratamiento de efluentes de reactores anaerobios Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)

Parámetro de diseño	Rango de valores como una función del gasto		
	Q promedio	Q máximo diario	Q máximo horario
Medio de empaque	Piedra	Piedra	Piedra
Altura del medio filtrante (m)	0.8 a 3.0	0.8 a 3.0	0.8 a 3.0
Tiempo de residencia hidráulica (horas)	5 a 10	4 a 8	3 a 6
Carga hidráulica superficial ($m^3/m^2 d$)	6 a 10	8 a 12	10 a 15
Carga orgánica volumétrica ($kg BDO/m^3 d$)	0.15 a 0.50	0.15 a 0.50	0.15 a 0.50
Carga orgánica en el medio filtrante ($kg BDO/m^3 d$)	0.25 a 0.75	0.25 a 0.75	0.25 a 0.75

Ilustración 3.3 Corte transversal de un FAFA con falso fondo



4

DIMENSIONAMIENTO

El dimensionamiento de los filtros anaerobios de flujo ascendente se basa fundamentalmente en experiencias observadas por diferentes investigadores, quienes han fijado los intervalos de operación para cargas hidráulicas y cargas volumétricas en función del gasto y la carga orgánica.

4.1 PASOS A SEGUIR

En el dimensionamiento de un FAFA se distinguen los siguientes casos:

1. Diseñar el FAFA como unidad única para la oxidación de la materia orgánica
2. Diseñar el FAFA como un postratamiento del efluente de un reactor anaerobio, en función de las variaciones del gasto

4.1.1 DIMENSIONAMIENTO DE UN FAFA COMO ÚNICO TRATAMIENTO BIOLÓGICO

En la Tabla 4.1 se presentan los pasos a seguir en el dimensionamiento de un filtro anaerobio de flujo ascendente.

Tabla 4.1 Guía para el dimensionamiento de un FAFA

Concepto	Observaciones
Cálculo del área superficial del filtro, en m ²	$A = \frac{Q}{CHS}$
	donde:
	CHS = La carga hidráulica, en m ³ /(m ² d)
	Q = Caudal, en m ³ /d
Obtener el lado del filtro si es cuadrado o su diámetro si es circular, en m	$L = A^{1/2}$
	$D = \left(\frac{4A}{\pi}\right)^{1/2}$
Cálculo del volumen del lecho filtrante, en m ³	$V = \frac{Q S_0}{COV}$
	donde:
	S ₀ = DBO en el afluente, en kg de DBO/m ³ COV = Carga orgánica volumétrica, en kg de DBO/m ³ d
Cálculo de la altura del lecho filtrante, en m	$hm = \frac{V}{A}$
Cálculo de la altura total del filtro, en m	$H = hm + b + d$
Cálculo del volumen total del filtro, en m ³	$Vt = A H$
Revisión de la carga orgánica volumétrica, en kg de DBO/(m ³ d)	Este valor deberá estar comprendido entre 0.15 y 0.50 kg de DBO/(m ³ d)
	$COV_t = \frac{Q S_0}{Vt}$

Tabla 4.1 Guía para el dimensionamiento de un FAFA (continuación)

Concepto	Observaciones
Cálculo del tiempo de residencia hidráulica, en d	$TRH = \frac{V}{Q}$
Cálculo de la eficiencia de remoción del filtro anaerobio, en %	$E = 100[1 - 0.87(TRH^{-0.5})]$
Concentración de DBO esperada en el efluente	$DBO_{ef} = S_0 - \frac{E S_0}{100}$

Ejemplo 1

Considerando las características mostradas en la Tabla 4.2, diseñar un FAFA para tratar agua residual municipal de una población.

$$A = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d}}{10.5 \frac{m^3}{m^2 d}} = 416.66 m^2$$

$$L = \sqrt{A} = \sqrt{416.66} = 20.41 m$$

1. Cálculo del área superficial del filtro

De acuerdo con los criterios de diseño (Tabla 3.1), la carga hidráulica deberá estar comprendida entre 6 y 15 m³/m² día.

Sea: $CHS = 10.5 m^3/(m^2 d)$

$$A = \frac{Q}{CHS} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

donde:

- A = área superficial del medio filtrante, en m²
- Q = gasto promedio en el afluente, en m³/d
- CHS = carga hidráulica superficial, en m³/(m² d)

Sea un filtro cuadrado de 20.5 metros de lado

Estudios indican que los filtros anaerobios producen una buena calidad de efluente cuando trabajan con cargas orgánicas volumétricas de 0.25 a 0.75 kg de DBO m³/d (volumen de la cama de empaque) (Ver Tabla 3.1).

Se considera una carga orgánica volumétrica (COV) de 0.50 kg de DBO m³/d en el lecho filtrante.

2. Cálculo del volumen del lecho filtrante

$$V = \frac{Q * S_0}{COV} \quad \text{Ecuación 4.2}$$

donde:

- V = volumen del lecho filtrante, en m³

Tabla 4.2 Parámetros para el diseño del FAFA (Ejemplo 1)

Parámetros	Valor	Unidad	Valor	Unidad
Gasto de diseño	4375	m ³ /d	50.64	L/s
DBO máxima	136.00	mg/L	0.136	kg/m ³
DBO media	131.25	mg/L	0.131	kg/m ³
DBO mínima	122.00	mg/L	0.122	kg/m ³
T máxima:	32	°C		
T media:	28	°C		
T mínima:	8	°C		

S_0 = DBO en el afluente, en kg de DBO/
 m^3
 COV = carga orgánica volumétrica en el
 lecho filtrante, en kg de DBO m^3/d
 Q = gasto promedio en el afluente, en
 m^3/d

a) a DBO máxima

$$V = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.136 \frac{kg\ DBO}{m^3} \right)}{0.5 \frac{kg\ DBO}{m^3\ d}} = 1\,190\ m^3$$

b) a DBO media

$$V = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.13125 \frac{kg\ DBO}{m^3} \right)}{0.5 \frac{kg\ DBO}{m^3\ d}} = 1\,148\ m^3$$

c) a DBO mínima

$$V = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.122 \frac{kg\ DBO}{m^3} \right)}{0.5 \frac{kg\ DBO}{m^3\ d}} = 1\,065.5\ m^3$$

Por razones de seguridad del proceso, se selecciona el máximo valor del volumen del filtro.

Sea: $V = 1\,190\ m^3$

4) Cálculo de la altura del lecho filtrante

$$hm = \frac{V}{A} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

donde:

hm = altura del lecho filtrante, en m
 V = volumen del empaque, en m^3
 A = área superficial del medio filtrante, en m^2

$$hm = \frac{1\,190\ m^3}{416.66\ m^2} = 2.85\ m$$

5) Cálculo de la altura total del filtro

La altura total del filtro ésta dada por:

$$H = hm + b + d \quad \text{Ecuación 4.4}$$

donde:

H = altura total del filtro, en m
 b = altura del bordo libre, en m
 d = altura del bajo dren, en m

Sea $b = 0.75\ m$ y $d = 1\ m$

$$H = 2.85 + 0.75 + 1 = 4.60\ m$$

6) Cálculo del volumen total del filtro:

$$V_t = A H = 416.66\ m^2 (4.60\ m) = 1\,916.64\ m^3$$

7) Revisión de la carga orgánica volumétrica al volumen total del filtro

$$COV_t = \frac{Q S_0}{V_t} \quad \text{Ecuación 4.5}$$

$$COV_t = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.136 \frac{kg\ DBO}{m^3} \right)}{1\,916.64\ m^3} = 0.31 \frac{kg\ DBO}{m^3\ d}$$

De acuerdo con la Tabla 3.1, la carga volumétrica a volumen total del filtro deberá estar comprendida entre 0.15 y 0.50 kg de DBO/($m^3\ d$), por lo que se observa que la $COV_t = 0.31$ kg de DBO m^3/d cumple con este criterio.

8) Cálculo del tiempo de residencia hidráulica

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Ecuación 4.6}$$

donde:

TRH = tiempo de residencia hidráulica, en días
 V = volumen del medio filtrante, en m^3

Q = gasto promedio en el afluente, en m^3/d

$$TRH = \frac{1\,190\,m^3}{4\,375\,\frac{m^3}{d}} = 0.272\,d = 6.53\,h$$

9) Estimación de la remoción del filtro anaerobio

$$E = 100[1 - 0.87(TRH)^{-0.5}]$$

Ecuación 4.7

donde:

E = eficiencia de un filtro anaerobio, en por ciento

TRH = tiempo de residencia hidráulica, en horas

0.87 = coeficiente empírico del sistema

0.50 = coeficiente empírico del medio filtrante

$$E = 100[1 - 0.87(6.53)^{-0.5}] = 65.95\%$$

10) Concentración de DBO esperada en el efluente

$$DBO_{ef} = S_0 - \frac{E \cdot S_0}{100} \quad \text{Ecuación 4.8}$$

donde:

DBO_{ef} = concentración total de DBO en el efluente, en mg/L

S_0 = concentración total de DBO en el afluente, en mg/L

E = eficiencia de remoción, en por ciento

Sea: $DBO_{m\acute{a}x} = 136\,mg/L$

$$DBO_{ef} = 136 - \frac{65.95(136)}{100} = 46.30\,\frac{mg}{L}$$

Sea: $DBO_{med} = 131.25\,mg/L$

$$DBO_{ef} = 131.25 - \frac{65.95(131.25)}{100} = 44.69\,\frac{mg}{L}$$

Sea: $DBO_{m\acute{i}n} = 122\,mg/L$

$$DBO_{ef} = 122 - \frac{65.95(122)}{100} = 41.54\,\frac{mg}{L}$$

La Tabla 4.3 presenta un resumen del dimensionamiento del FAFA correspondiente al ejemplo.

Tabla 4.3 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 1

Conceptos	Resultados
Datos de entrada: Área superficial del filtro Se construirá un filtro cuadrado de 20.41 m de lado	416.66 m ²
Volumen del lecho filtrante: A DBO máxima A DBO media A DBO mínima Se construirá un filtro de 1190.00 m ³	1 190.00 m ³ 1 148.00 m ³ 1 067.50 m ³
Altura del filtro del lecho filtrante	2.85 m
Altura del bordo libre	0.75 m
Altura del bajo dren	1.00 m
Tiempo de residencia hidráulica	6.53 h
Remoción esperada en el filtro anaerobio	65.95 por ciento
Concentración de DBO esperada en el efluente DBO máxima DBO media DBO mínima	46.30 mg DBO/L 44.69 mg DBO/L 41.54 mg DBO/L

4.1.2 DIMENSIONAMIENTO DE UN FAFA COMO POSTRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE UN REACTOR ANAEROBIO

En el caso de diseño de un FAFA como unidad de postratamiento, se calcula la carga hidráulica

superficial para el gasto medio, el máximo diario y el máximo horario, verificando que los valores se encuentren en los intervalos de diseño presentados en la Tabla 3.1, al igual que las cargas volumétricas respectivas. Se utiliza la secuencia de cálculo de la Tabla 4.4 para el dimensionamiento del filtro anaerobio de flujo ascendente.

Tabla 4.4 Dimensionamiento de un FAFA en función de la variación de los gastos

Concepto	Observaciones
Cálculo del volumen del filtro, en m ³	Aplicar la ecuación:
	$V = Q (TRH)$
	donde:
	Q = caudal medio, en m ³ /d TRH = tiempo de residencia hidráulica, en d
Cálculo de la altura total del filtro, en m	$H = \text{altura del fondo} + \text{altura del empaque} + \text{bordo libre}$
Cálculo del área del filtro anaerobio, en m ²	$A = \frac{V}{H}$
	donde:
	V = volumen del filtro, en m ³ A = área del filtro, en m ² H = altura total del filtro, en m
Cálculo del volumen del medio filtrante, en m ³	$V_{mf} = A(\text{altura del empaque})$
Verificación de la carga hidráulica superficial. Se calcula para:	$CHS = \frac{Q}{A}$
Gasto medio, en m ³ /d	CHS medio, en m ³ /(m ² d)
Gasto máximo diario, en m ³ /d	CHS máximo diario, en m ³ /(m ² d)
Gasto máximo horario, en m ³ /d	CHS máximo horario, en m ³ /(m ² d)

Verificación de la carga orgánica volumétrica

$$COV = \frac{Q S_0}{V}$$

$$COV_{mf} = \frac{Q S_0}{V_{mf}}$$

Se calcula para:
Todo el filtro
Medio de empaque

donde:
 COV = carga orgánica volumétrica, en kg de DBO m³/d
 COV_{mf} = carga orgánica volumétrica para el medio filtrante, en kg de DBO m³/d
 Q = caudal medio, en m³/d
 S_0 = DBO del afluente, mg/L
 V = volumen del filtro, en m³
 V_{mf} = volumen del medio filtrante, en m³

NOTA: La carga hidráulica superficial y la carga orgánica volumétrica deben estar en los intervalos presentados en los apartados 3.2 y 3.3 (Ver Tabla 3.1)

Tabla 4.4 Dimensionamiento de un FAFA en función de la variación de los gastos (continuación)

Concepto	Observaciones
Cálculo de la remoción del filtro anaerobio	$E = 100[1 - 0.87(TRH)^{-0.5}]$
Concentración de DBO esperada en el efluente	$DBO_{ef} = S_0 - \frac{E S_0}{100}$

Ejemplo 2

De acuerdo con los datos de la Tabla 4.5, diseñar un FAFA para mejorar el efluente tratado en un RAFA.

Solución

1. Cálculo del volumen del filtro

$$V = Q (TRH) \quad \text{Ecuación 4.9}$$

$$Q = 4\,375 \frac{m^3}{d} = 182.29 \frac{m^3}{h}$$

$$V = 182.29 \frac{m^3}{h} (8h) = 1\,458.32 m^3$$

2. Altura total del filtro

Considerando una distancia libre en el fondo de 0.30 m, una altura del medio de empaque de 1.60 m y 0.60 m de bordo libre, se tiene una altura total de filtro H dada por:

$$H = 0.30m + 1.60m + 0.60m = 2.50 m$$

3. Cálculo del área del filtro anaerobio

$$A = \frac{V}{H} \quad \text{Ecuación 4.10}$$

$$A = \frac{1\,458.32m^3}{2.50 m} = 583.33 m^2$$

4. Cálculo del volumen del medio filtrante

$$V_{mf} = A(\text{altura del empaque}) \quad \text{Ecuación 4.11}$$

$$V_{mf} = 583.33m^2 (1.60m) = 933.33 m^3$$

5. Verificación de la carga hidráulica superficial

$$CHS = \frac{Q}{A} \quad \text{Ecuación 4.12}$$

Para gasto medio:

$$CHS_{Q_{med}} = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d}}{583.33m^2} = 7.50 \frac{m^3}{m^2 d}$$

Para gasto máximo diario:

$$CHS_{Q_{maxd}} = \frac{4\,820 \frac{m^3}{d}}{583.33m^2} = 8.26 \frac{m^3}{m^2 d}$$

Para gasto máximo horario:

Tabla 4.5 Parámetros para el diseño del FAFA. (Ejemplo 2)

Parámetros	Valor	Unidad	Valor	Unidad
Gasto promedio del afluente (Q):	4 375	m ³ /d	182.29	m ³ /h
Gasto máximo diario del afluente (Q _{máx-d}):	4 820	m ³ /d	200.83	m ³ /h
Gasto máximo horario del afluente (Q _{máx-h}):	6 200	m ³ /d	258.33	m ³ /h
DBO media en el afluente del filtro (S ₀ filtro)	100	mg/L	0.10	kg DBO/m ³
Tiempo de residencia hidráulica en el filtro (TRH)	8	horas		

$$CHS_{Q_{maxh}} = \frac{6\,200 \frac{m^3}{d}}{583.33 m^2} = 10.63 \frac{m^3}{m^2 d}$$

De acuerdo con la Tabla 3.1, se verifica que la carga hidráulica esté dentro de los intervalos recomendados para los gastos aplicados.

6. Verificación de la carga orgánica volumétrica

$$COV = \frac{Q S_0}{V} \quad \text{Ecuación 4.13}$$

$$COV_{mf} = \frac{Q S_0}{V_{mf}} \quad \text{Ecuación 4.14}$$

$$COV_1 = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.1 \frac{kg\ DBO}{m^3}\right)}{1\,458.33 m^3} = 0.30 \frac{kg\ DBO}{m^3 d}$$

$$COV_2 = \frac{4\,375 \frac{m^3}{d} \left(0.1 \frac{kg\ DBO}{m^3}\right)}{933.33 m^3} = 0.47 \frac{kg\ DBO}{m^3 d}$$

Las cargas orgánicas volumétricas calculadas (COV_1 y COV_2) cumplen con los requerimientos de la Tabla 3.1. En la práctica se observa que una gran parte de la carga orgánica del afluente

se retira en la parte inferior (compartimento inferior) del filtro anaerobio, lo que hace que las cargas orgánicas volumétricas aplicadas al lecho de relleno sean más bajas.

7. Determinación de las dimensiones del filtro

Se establece un filtro cuadrado de 24.15 m de lado (Área = 583.22 m²)

8. Estimación de la eficiencia del filtro anaerobio

$$E = 100[1 - 0.87(TRH^{-0.5})] \quad \text{Ecuación 4.15}$$

$$E = 100[1 - 0.87(8)^{-0.5}] = 69\%$$

9. Estimación de la DBO en el efluente

$$DBO_{ef} = S_0 - \frac{E S_0}{100} \quad \text{Ecuación 4.16}$$

$$DBO_{ef} = 100 - \frac{69(100)}{100} = 31 \frac{mg\ DBO}{L}$$

La Tabla 4.6 presenta un resumen del dimensionamiento del FAFA correspondiente al ejemplo 2.

Tabla 4.6 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 2

Conceptos	Resultados
Datos de entrada	
Población	25 000 hab
Gasto promedio del afluente	4 375 m ³ /d
Gasto máximo diario del afluente	4 820 m ³ /d
Gasto máximo horario del afluente	6 200 m ³ /d
DBO media en el afluente del filtro	100 mg/L
Tiempo de residencia hidráulica en el filtro	8 h
Volumen del filtro	1 458.32 m ³
Altura total del filtro	
• Distancia libre en el fondo 0.30 m	2.50 m
• Altura del medio de empaque 1.60 m	
• Bordo libre 0.60 m	
Área del filtro anaerobio	583.33 m ²
Volumen del medio filtrante	933.33 m ³

Tabla 4.6 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 2 (continuación)

Conceptos	Resultados
Verificación de la carga hidráulica superficial	
A caudal medio	7.50 m ³ /m ² d
A caudal máximo diario	8.26 m ³ /m ² d
A caudal máximo horario	10.63 m ³ /m ² d
Verificación de la carga orgánica	
Carga orgánica de todo el filtro	0.30 kg de DBO m ³ /d
Carga orgánica del medio filtrante	0.47 kg de DBO m ³ /d
Dimensiones del filtro	
Se establece un filtro cuadrado de 24.15 m de lado (Área = 583.22 m ²)	Cuadrado de 24.15 m de lado
Estimación de la eficiencia del filtro	69 por ciento
Estimación de la DBO del efluente	31 mg/L

4.1.3 EVALUACIÓN DE UN FAFA

Ejemplo 3

La Tabla 4.7 presenta una guía para la revisión de un FAFA.

En un lugar tropical donde la temperatura mínima del mes más frío es de 20 °C, se pretende

Tabla 4.7 Guía para la revisión de un FAFA

Concepto	Observaciones
Cálculo de la altura del medio filtrante; en m	Aplicar la ecuación: $hm = H - b - d$
	Dónde:
	hm = la altura del medio filtrante; en m
	H = la altura total del filtro; en m
	b = la longitud del bordo libre; en m
	d = la longitud del bajo dren; en m
Cálculo del volumen del medio filtrante; en m ³	$V = hm(A)$
	Dónde:
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³
	hm = la altura del medio filtrante; en m
	A = el área superficial del filtro; en m ²
Cálculo del gasto al que debe trabajar el filtro	$Q = \frac{V(COV)}{S_0}$
	Dónde:
	Q = el gasto al que debe trabajar el filtro; en m ³ /d
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³

Tabla 4.7 Guía para la revisión de un FAFA (continuación)

Concepto	Observaciones
	COV = la carga orgánica volumétrica, en kg de DBO/(m ³ d) S_0 = la DBO del afluente; en kg m ⁻³
	La carga orgánica volumétrica deberá estar comprendida entre 0.25 y 0.75 kg de DBO m ³ /d (Ver Tabla 3.1)
Cálculo del caudal máximo al que debe trabajar el filtro	$Q_{max} = \frac{0.75(V)}{S_0}$
	Dónde:
	Q_{max} = gasto máximo al que debe trabajar el filtro; en m ³ /d
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³
	S_0 = la DBO del afluente; en kg/m ³
Cálculo del caudal mínimo al que debe trabajar el filtro	$Q_{min} = \frac{0.25(V)}{S_0}$
	Dónde:
	Q_{min} = gasto mínimo al que debe trabajar el filtro; en m ³ d
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³
	S_0 = la DBO del afluente; en kg m ⁻³
Cálculo del tiempo de residencia hidráulico máximo; en días	$TRH_{max} = \frac{V}{Q_{min}}$
	TRH_{max} = el tiempo de residencia hidráulico máximo; en d
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³
	Q_{min} = caudal mínimo al que debe trabajar el filtro; en m ³ /d
Cálculo del tiempo de residencia hidráulico mínimo; en días	$TRH_{min} = \frac{V}{Q_{max}}$
	TRH_{min} = el tiempo de residencia hidráulico mínimo; en d
	V = el volumen del medio filtrante; en m ³
	Q_{max} = caudal máximo al que debe trabajar el filtro; en m ³ /d
Cálculo de la eficiencia esperada; en %	$E = 100[1 - 0.87(TRH)^{-0.5}]$
	Dónde:
	E = la eficiencia de remoción esperada; en %
	TRH = el tiempo de residencia hidráulico; en h
Concentración máxima de DBO esperada en el efluente	$DBO_{max\ ef} = S_0 - \frac{E_{min}(S_0)}{100}$
Concentración mínima de DBO esperada en el efluente	$DBO_{min\ ef} = S_0 - \frac{E_{max}(S_0)}{100}$

utilizar un tanque cilíndrico de concreto de 15 m de diámetro libre entre paño de paredes y 8 m de altura, como filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) sin recirculación, para bajar

la carga orgánica de un agua residual doméstica de 450 mg/L de DBO, utilizando plástico corrugado como medio filtrante, con un tamaño uniforme de 5 centímetros. Se desea saber:

1. ¿Cuál es la altura de medio filtrante?
2. ¿Cuál es el intervalo de caudales en el que debe trabajar el filtro?
3. ¿Cuál es el intervalo de remoción esperadas en el afluente?
4. ¿Cuál es el intervalo de concentraciones esperadas en el efluente?

Solución:

Datos	Valor	Unidad
Temperatura del mes más frío (t):	20	°C
Diámetro del tanque (D):	15	m
Altura del tanque (H):	8	m
Longitud del bordo libre (b)	1	m
Longitud del bajo dren (d)	1	m
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):	450	mg/L

Cálculo de volumen del medio filtrante

1. Altura del medio filtrante (hm)

Considerando un bordo libre (b) y un bajo dren (d) de 1.00 m, se tiene:

$$hm = H - b - d$$

$$hm = 8 \text{ m} - 1 \text{ m} - 1 \text{ m} = 6 \text{ m}$$

Área superficial del fitro (A).

Sea:

$$A = \frac{\pi D^2}{4} = \frac{3.1416(15)^2}{4} = 176.71 \text{ m}^2$$

Volumen del medio filtrante

$$V = hm(A) \quad \text{Ecuación 4.17}$$

$$V = 6m(176.71 \text{ m}^2) = 1060.26 \text{ m}^3$$

2. Cálculo del intervalo de caudales en que debe trabajar el filtro

La carga orgánica volumétrica deberá estar comprendida entre 0.25 y 0.75 kg de DBO m³/d. Ver Tabla 3.1.

Sea:

Caudal máximo:

$$COV = 0.75 \text{ kg de DBO m}^3/\text{d}$$

Caudal mínimo:

$$COV = 0.25 \text{ kg de DBO m}^3/\text{d}$$

$$S_0 = 450 \text{ mgDBO/L} = 0.45 \text{ kgDBO/m}^3$$

se tiene:

$$Q_{\max} = \frac{0.75(V)}{S_0} \quad \text{Ecuación 4.18}$$

$$Q_{\max} = \frac{1060.26 \text{ m}^3 \left(0.75 \frac{\text{kgDBO}}{\text{m}^3 \text{ d}} \right)}{0.45 \frac{\text{kgDBO}}{\text{m}^3}} = 1767 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 20.45 \frac{\text{L}}{\text{s}}$$

$$Q_{\min} = \frac{0.25(V)}{S_0} \quad \text{Ecuación 4.19}$$

$$Q_{\min} = \frac{1060.26 \text{ m}^3 \left(0.25 \frac{\text{kgDBO}}{\text{m}^3 \text{ d}} \right)}{0.45 \frac{\text{kgDBO}}{\text{m}^3}} = 589.03 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 6.82 \frac{\text{L}}{\text{s}}$$

3. Cálculo de los tiempos de residencia hidráulica

$$TRH_{\max} = \frac{V}{Q_{\min}} \quad \text{Ecuación 4.20}$$

$$TRH_{\min} = \frac{1060.26 \text{ m}^3}{1767.10 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 0.6 \text{ d} = 14.4 \text{ h}$$

$$TRH_{\min} = \frac{V}{Q_{\max}} \quad \text{Ecuación 4.21}$$

$$TRH_{\max} = \frac{1\,060.26\text{m}^3}{589.03\frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 1.8\text{d} = 43.2\text{h}$$

4. Cálculo del intervalo de eficiencias esperadas

$$E_{\max} = 100[1 - 0.87(TRH_{\max})^{-0.5}] \quad \text{Ecuación 4.22}$$

$$E_{\max} = 100[1 - 0.87(43.2)^{-0.5}] = 86.76\%$$

$$E_{\min} = 100[1 - 0.87(TRH_{\min})^{-0.5}] \quad \text{Ecuación 4.23}$$

$$E_{\min} = 100[1 - 0.87(14.4)^{-0.5}] = 77.07\%$$

5. Cálculo del rango de concentraciones esperadas en el efluente

$$DBO_{\max\text{ef}} = S_0 - \frac{E_{\min}(S_0)}{100} \quad \text{Ecuación 4.24}$$

$$DBO_{\max\text{ef}} = 450 - \frac{77.07(450)}{100} = 103.18 \frac{\text{mg DBO}}{\text{L}}$$

$$DBO_{\min\text{ef}} = S_0 - \frac{E_{\max}(S_0)}{100} \quad \text{Ecuación 4.25}$$

$$DBO_{\min\text{ef}} = 450 - \frac{86.76(450)}{100} = 59.58 \frac{\text{mg DBO}}{\text{L}}$$

Tabla 4.8 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 3

Conceptos	Resultados
Datos:	
Temperatura del mes más frío	20 °C
Tanque circular	
Diámetro del tanque	15 m
Altura del tanque	8 m
Bordo libre	1 m
Bajo dren	1 m
DBO	450 mg/L = 0.45 kg/m ³
Resultados:	
Altura del medio filtrante	6 m
Área superficial del filtro	176.71 m ²
volumen del tanque	1 060.29 m ³
Gasto de operación:	
Gasto máximo al que debe trabajar el filtro	1767.10 m ³ /d = 20.45 L/s
Gasto mínimo al que debe trabajar el filtro	589.03 m ³ /d = 6.82 L/s
Intervalo de caudales de trabajo	de 6.82 a 20.45 L/s
Tiempos de residencia hidráulica:	43.2 h
	14.40 h
Tiempo máximo de residencia hidráulica	
Tiempo mínimo de residencia hidráulica	
Remoción de DBO:	
Cálculo de la eficiencia máxima esperada	86.76 %
	77.07 %
Cálculo de la eficiencia mínima esperada	
Características del efluente:	
Concentración máxima de DBO esperada en el efluente	103.18 mg/L
Concentración mínima de DBO esperada en el efluente	59.58 mg/L



5

CARACTERÍSTICAS Y USO DEL BIOGÁS

El biogás es un gas generado en la degradación de la materia orgánica por procesos anaerobios; contiene principalmente metano, dióxido de carbono e impurezas. La Tabla 5.1 presenta características generales del biogás. Es un combustible menos denso que el aire y cuya composición es variable de acuerdo con su origen (CH_4 : 55 a 70 por ciento; CO_2 : 30 a 45 por ciento; H_2S : 1 por ciento; H_2 : 2 por ciento).

La concentración de metano en el biogás es menor cuando se genera a partir de aguas residuales diluidas y en condiciones de operación de bajas temperaturas. Entre sus propiedades físicas más notorias se encuentra su capacidad de

quemarse casi sin olores, con llama azul y un calor de combustión equivalente a 21.5 MJ/m^3 ($573 \text{ BTU por pie cúbico}$ o 5135 kcal/m^3), valor que puede variar entre 19.7 y $23 \text{ MJ/ metros cúbicos}$. Su temperatura de auto-ignición es similar a la del metano puro y varía de 923 °K hasta 1023 °K ($650\text{-}750 \text{ °C}$).

En la purificación del biogás se lleva a cabo la remoción del dióxido de carbono o el sulfuro de hidrógeno o ambos. El dióxido de carbono debe ser removido para aumentar el valor combustible del biogás. El sulfuro de hidrógeno se debe eliminar para disminuir el efecto de corrosión sobre los metales que están en contacto con el biogás.

Tabla 5.1 Características generales del biogás (Deublein Dieter and Steinhauser Angelika, 2011)

Característica	Referencia
Composición	55 - 70 por ciento metano (CH_4) 30 - 45 por ciento dióxido de carbono (CO_2) Trazas de otros gases
Contenido de energía	$6.0 - 6.5 \text{ kWh/m}^3$
Equivalente de combustible	$0.6 - 0.651 \text{ aceite /m}^3 \text{ biogás}$
Límites de explosión	6 - 12 % biogás en el aire
Temperatura de ignición	$650 - 750^\circ\text{C}$ (con el contenido de metano anteriormente mencionado)
Presión crítica	75 - 89 bar
Temperatura crítica	-82.5 °C
Densidad normal	1.2 kg/m^3
Olor	huevo podrido (el olor de biogás desulfurado es apenas perceptible)
Masa molar	16.043 kg k/mol

Para la remoción del dióxido de carbono se utiliza agua de cal para su absorción, teniendo cuidado de cambiar la cal cuando esta se agota. El dióxido de carbono es bastante soluble, incluso en agua neutra bajo presión atmosférica, siendo este método el más sencillo de eliminación de impurezas. En la Tabla 5.2 se presentan algunas alternativas para la descontaminación del biogás.

El biogás se puede utilizar en estufas y calentadores, si se agranda el paso de gas en los quemadores. Se ha reportado que el uso de biogás en lámparas a gas tiene muy baja eficiencia y el ambiente donde se las utilice debe estar ade-

cuadamente ventilado para disipar el calor que generan. Otros posibles usos del biogás son: heladeras domésticas o motores de combustión interna tanto a gasolina como diésel.

Cabe subrayar la importancia de recolectar el biogás y utilizarlo para evitar su emisión al medio ambiente, dado su impacto en el efecto invernadero.

Para mayor información del manejo del biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales, puede consultar los libros sobre el tema, contenidos en el MAPAS.

Tabla 5.2 Algunas tecnologías para la descontaminación del biogás. Fuente: Deublein Dieter y Steinhauser Angelika, 2011

Tecnología	Costos		Remoción del contaminante	Temperatura, °C	Presión, bar	Comentarios
	Inversión	Operacional				
En agua	+	+	Polvo, CO ₂ , H ₂ S, NH ₃	3-30	<7	Aplicado a menudo
K ₂ CO ₃ (100 por ciento en agua)	+	++	CO ₂	< 40	20-30	Depuración con potasio frío
K ₂ CO ₃ (15-30 por ciento en agua)	+	++	CO ₂ , H ₂ S	< 40	20-30	Depuración con potasio caliente
NaOH (8 por ciento en agua)	+	++	CO ₂ , H ₂ S	< 40	20-30	Depuración con lejía fría
Adsorción con presión o cambio de vacío						
Carbón	++	Polvo, CO ₂ , H ₂ S, NH ₃	CO ₂ , H ₂ S, H ₂ O, O ₂ , NH ₃ , Hg	< 40	10-12 o 1	Aplicado a menudo

++=Muy adecuado

+ =Adecuado

- =Menos adecuado

6

POSTRATAMIENTO DEL EFLUENTE

El efluente de un filtro anaerobio de flujo ascendente puede contener materia orgánica soluble, patógenos, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo. La conversión de nitrógeno y fósforo en un filtro anaerobio de flujo ascendente es particularmente de cero debido a la transformación de nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal. Si se requiere, se puede aplicar un proceso de desnitrificación al efluente.

Como postratamiento de efluentes de procesos anaerobios se han utilizado: lagunas aireadas, lagunas facultativas, lagunas de maduración, lodos activados, filtros percoladores, entre otros. La eliminación de patógenos en estos procesos no es eficiente, por lo que es necesario aplicar sistemas de desinfección, como: cloración, radiación ultravioleta, ozonización, filtros de arena, lagunas de maduración, entre otros.

6.1 EJEMPLOS DE POSTRATAMIENTO DE EFLUENTES DE REACTORES ANAEROBIOS

La Tabla 6.1 presenta el desempeño de procesos de tratamiento y sus eficiencias en la remoción de sólidos suspendidos totales, DQO y demanda bioquímica de oxígeno.

6.2 ALTERNATIVAS PARA EL POSTRATAMIENTO DE EFLUENTES DE UN FAFA

Los efluentes de filtros anaerobios requieren un postratamiento para la remoción de sólidos, materia orgánica remanente, nutrientes y microorganismos patógenos. Los procesos aplicados pueden ser: lagunas de estabilización, humedales artificiales, biofiltros, entre otros, dependiendo del destino del efluente tratado y de la normatividad aplicable. Los filtros anaerobios se han utilizado para pequeñas poblaciones, generalmente para tratar efluentes de tanques sépticos. En un filtro anaerobio de flujo ascendente una alternativa a emplear como medio filtrante son materiales propios del lugar. Camargo y Nour (2001) mencionan que se ha empleado el bambú con diámetros de entre 3 y 5 cm, cortado en forma de anillos enteros y en mitades. Así, las remociones reportadas son del 60-80 por ciento de DQO total y entre 40-80 por ciento de DQO filtrada. Los filtros anaerobios se han utilizado como postratamiento de efluentes, de reactores anaerobios de flujo ascendente sin ningún inconveniente. Chernicharo de Lemos (2007) reporta que un sistema conformado por filtros anaerobios después de reactores anaerobios de flujo ascendente puede producir

Tabla 6.1 Desempeño de los diferentes sistemas que tratan aguas residuales domésticas

Proceso	SST			DQO (mg/L)			DBO (mg/L)		
	E	S	% R	E	S	% R	E	S	% R
Lagunas con lentejas	-	-	-	-	-	-	-	-	90
Humedal artificial	92	19	79	176	38	78	72	36	50
Lodos activados y filtro percolador	-	-	83	-	-	89	-	-	92
Filtración con arena	-	35	-	-	166	-	-	40	-
Coagulación con aluminio	-	-	-	791	287	64	205	23	89
Reactor biológico de contacto	-	-	-	100-430	-	-	150	4	97
Reactor de lecho fluidizado	-	-	-	113-633	-	-	185	4	98
Bioreactor con membrana	-	-	-	493	24	95	-	-	-
Bioreactor con membrana	-	-	-	109	15	86	59	4	93
Humedales construidos	158	3	98	839	157	81	466	0.7	100

E = Entrada
S = Salida
R = Remoción

un efluente final con DBO inferior a 60 mg/L, incluso en ciudades con población superior a 50 000 habitantes, y que la remoción de materia orgánica complementaria alcanzada en el segundo reactor anaerobio (filtro anaerobio) se produce por:

- La retención de sólidos en los filtros anaerobios, que se refleja en la remoción de materia orgánica. En este caso, el mecanismo de remoción física ocurre por el efecto combinado de filtración en el medio empacado y sedimentación en la columna
- La formación de la biopelícula en el medio de empaque y remoción de la materia orgánica soluble. En este caso, la formación de la biopelícula y eliminación bioquímica de la materia carbonácea depende de la cantidad de materia orgánica presente en el efluente del RAFA

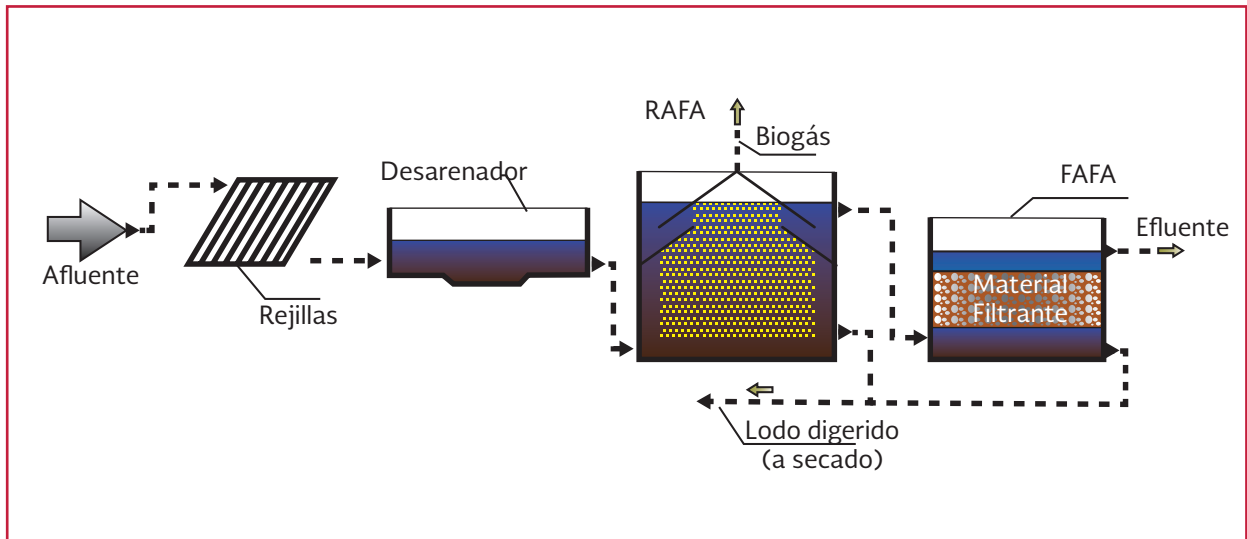
6.3 ALTERNATIVA RAFA – FAFA

La Ilustración 6.1 presenta una configuración de una planta de tratamiento de aguas residuales conformada por tratamiento primario (rejillas y desarenador) – RAFA – filtros anaerobios, como en todos los procesos de tratamiento, es relevante el dimensionamiento adecuado del pretratamiento. Además, se requiere una vigilancia adecuada del funcionamiento del RAFA que evite el arrastre de sólidos y que sea un factor de colmatación del filtro anaerobio de flujo ascendente.

6.4 ALTERNATIVA FAFA– LAGUNA DE MADURACIÓN

Las lagunas de maduración, también llamadas de pulimento, son estanques con menor profundidad (1 a 1.5 m) y en ellas deben predo-

Ilustración 6.1 Configuración de un reactor RAFA seguido de un FAFA



minar las condiciones aerobias. Su objetivo es la remoción de microorganismos patógenos ya que lo que logran remover de carga orgánica no es significativo. Su principal desventaja es la alta concentración de algas en el efluente final, lo cual provoca restricciones para algunos usos.

Cuando se utiliza un proceso anaerobio eficiente antes de una laguna de estabilización, se reducen en gran medida los sólidos suspendidos y la concentración de materia orgánica en el afluente a la laguna, por lo cual es necesario remover estos dos parámetros solo de manera complementaria y los tiempos de retención hidráulica en las lagunas son más cortos. El número de lagunas de maduración o pulimento y su tiempo de retención hidráulica para la remoción de patógenos dependerá de la concentración inicial en el agua residual a tratar.

La Ilustración 6.1 presenta una configuración tratamiento primario (rejillas y desarenador) –

filtro anaerobio de flujo ascendente – lagunas de maduración, para una planta de tratamiento de aguas residuales.

6.5 ALTERNATIVA FAFA- HUMEDALES ARTIFICIALES

El sistema de tratamiento formado por un FAFA y un humedal artificial de flujo superficial para tratar aguas residuales domésticas de pequeños municipios ha sido estudiado en la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Zulia, en Maracaibo, Venezuela. Se evaluó el empleo de medios de soporte de grava en FAFA con tiempos de residencia hidráulica inferiores a 8 horas para tratar el efluente de un tanque séptico. En el estudio se reportaron remociones de 49.6 ± 2.6 por ciento de DQO, 56.6 ± 2.1 por ciento de DBO y 64.2 ± 2.3 por ciento de sólidos suspendidos totales. La Ilustración 6.3 muestra una configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente-humedal artificial.

Ilustración 6.2 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguido de lagunas de maduración

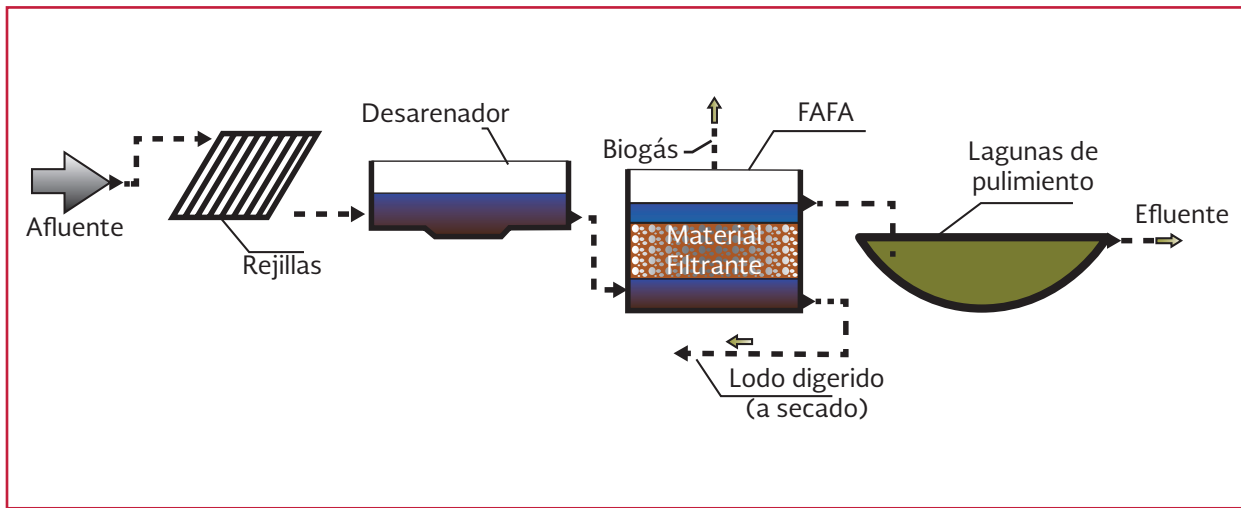
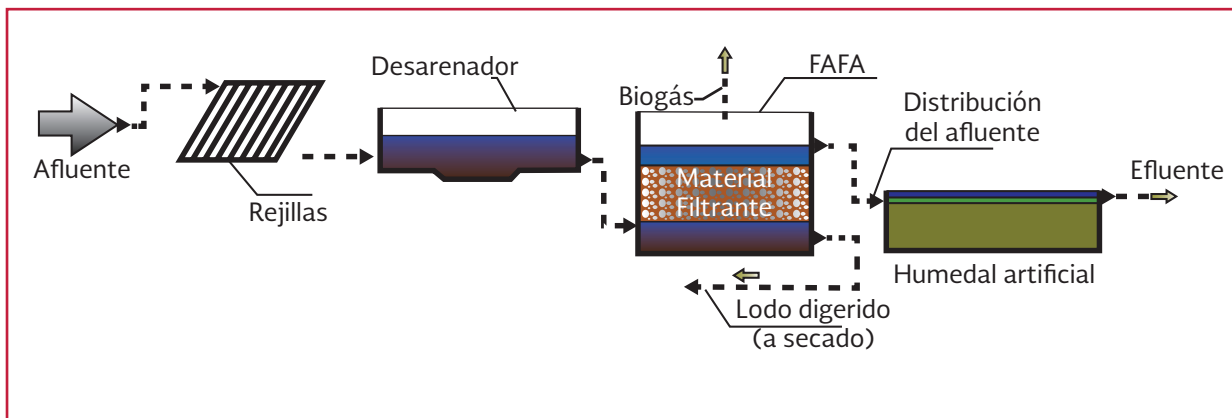


Ilustración 6.3 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguido de un humedal



6.6 ALTERNATIVA FAFA- Lodos Activados

En esencia, el proceso convencional de lodos activados consiste en la integración de un tanque de aireación (reactor biológico) y un sedimentador secundario con una línea de recirculación de lodos. Estos tres componentes pueden ser utilizados como postratamiento de reactores anaerobios. En la Ilustración 6.4 se presenta una configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente con planta de lodos activados.

6.7 ALTERNATIVA FAFA- Filtros Rociadores

Las plantas de tratamiento de aguas residuales que usan reactores anaerobios seguidos de filtros rociadores presentan un tren de tratamiento sencillo. Básicamente, además de las unidades de pretratamiento, el diagrama de flujo se conforma de un tratamiento anaerobio seguido de un filtro rociador y un sedimentador secundario. En esta configuración, el exceso de lodo aerobio removido es retornado

desde el sedimentador secundario al filtro rociador. La Ilustración 6.5 presenta la combi-

nación de filtro anaerobio de flujo ascendente con filtro rociador.

Ilustración 6.4 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguida de un sistema convencional de lodos activados

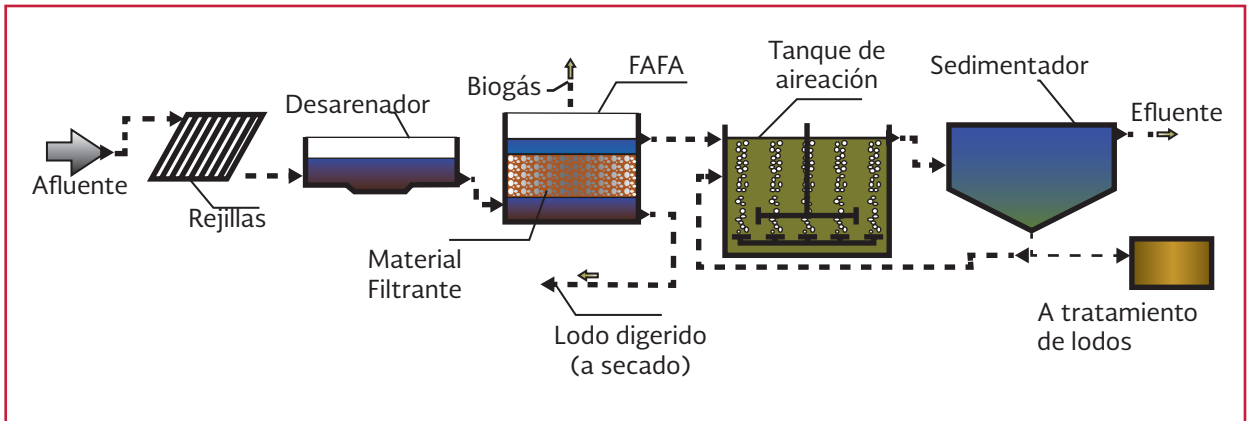
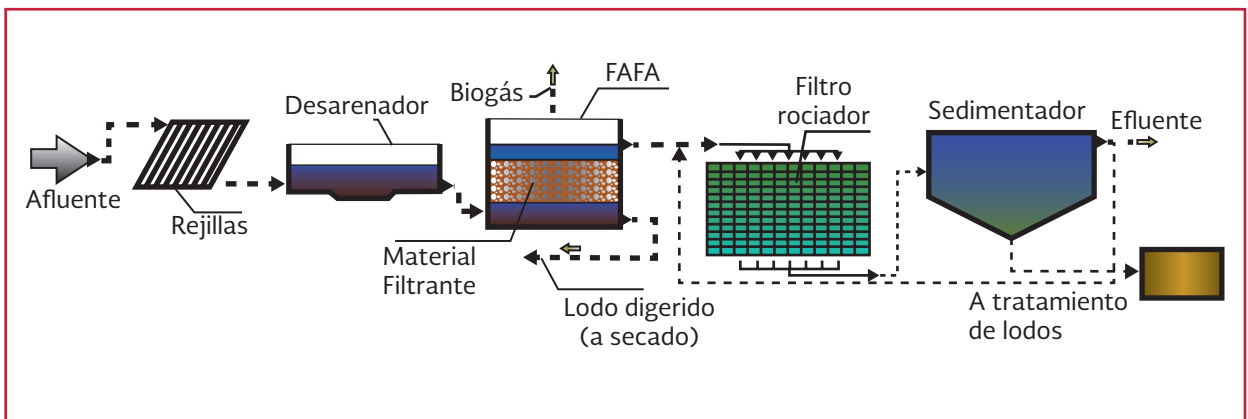


Ilustración 6.5 Configuración de un filtro anaerobio seguida de un filtro rociador





CONCLUSIONES

Aunque son poco utilizados en México, los FAFA representan una alternativa de tratamiento anaerobio de las aguas residuales, con la peculiaridad de que el mecanismo de oxidación se lleva a cabo a partir de una biopelícula adherida a un soporte sólido. La principal diferencia respecto del filtro rociador es hidráulica, ya que en el FAFA el medio de soporte se encuentra inundado.

Como todos los procesos biológicos, es importante el diseño, la operación y el mantenimiento, pues se debe minimizar los riesgos de taponamiento del medio de empaque. Aunque es más frecuente la recirculación del efluente en aguas residuales de tipo industrial, su consideración es importante, ya que un retrolavado permitiría la remoción de material colmatante (aspecto que depende del medio de empaque).

Al ser un proceso anaerobio, los aspectos bioquímicos para la degradación de la materia orgánica, así como los factores que afectan el desempeño del sistema, son similares al reactor anaerobio de flujo ascendente. En el presente libro se aborda, de una manera general, los aspectos comunes, dando mayor énfasis a las características que distinguen a la biopelícula adherida de la biomasa en suspensión.

El modelado del sistema es complicado y ha sido poco estudiado, por tanto, el diseño responde a un mecanismo empírico, que considera valores recomendados que en la práctica han demostrado su eficiencia.

El FAFA puede ser utilizado como postratamiento, mas si se le utiliza como tratamiento biológico único, es necesario que este tenga un tratamiento posterior, utilizando las alternativas planteadas en este libro.. Los criterios de diseño, así como la operación y mantenimiento, aún son incipientes; sin embargo, representa una alternativa atractiva por sus requerimientos mínimos de energía, comparados con las remociones que se puede obtener.



BIBLIOGRAFÍA

- Abraham, A. A. (2011). *Evaluación de materiales de desecho como medio filtrante en filtros anaerobios de flujo ascendente*. San José de Costa Rica: Instituto Tecnológico de Costa Rica, Facultad de Química.
- Akunna, J., Bizeau, C., Moletta, R., Bernet, N. y Héduit, A. (1994). Combined organic carbon and complete nitrogen removal using anaerobic and aerobic upflow filters. *Water Science and Technology*, 30(12): 297-306.
- Alvarado Arce, A. (2011). *Evaluación de materiales de desecho como medio filtrante en filtros anaerobios de flujo ascendente*. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Ambiental. San José de Costa Rica: Instituto Tecnológico de Costa Rica, Facultad de Química.
- Barbosa, R. y Sant'Anna, G. (1989). Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. *Water Research*, 23(12): 1483-1490.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology*. 3ª edición. Gainesville: Department of Environmental Engineering Science. Universidad de Florida, Wiley-Liss.
- Bodík, I., Kratochvíl, K., Herdová, B., Tapia, G. y Gaspariková, E. (2002). Municipal wastewater treatment in the anaerobic-aerobic baffled filter reactor at ambient temperature. *Water Science and Technology*, 46(8): 127- 135.
- Caisedo Bejarano, J. R. (2002). *RAFA y lagunas con lenteja de agua como parte de un sistema integrado del tratamiento de aguas residuales*. Seminario internacional sobre tratamiento de aguas residuales y biosólidos. Ediciones Uniboyacá.
- Camargo, S. A. y Nour, E. A. (2001). Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. *Water Science and Technology*, 44(4): 63-70.
- Cavalcanti, P.F.F. (2003). *Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions*. Tesis doctoral, Universidad de Wageningen, Países Bajos.
- Chernicharo de Lemos, C. A. (2007). *Anaerobic Reactors en Biological Wastewater Treatment Series*, vol. 4. Londres: IWA Publishing.
- Crites, R., y Tchbanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Ciudad de México: McGraw-Hill.
- De Man, A., Grin, P., Roesma, R., Grolle, K. y Lettinga, G. (1986). Anaerobic treatment of municipal wastewater at low temperatures. En: *Proc. Anaerobic Treatment: A Grown-up Technology*. Amsterdam, pp. 451-466.

- Barraque, Ch. (1973). *Manual técnico del agua*. Degrémont.
- Eckenfelder, W. (1989). *Industrial Water Pollution Control*. 2ª edición. McGraw-Hill.
- Elmitwalli, T., Zeenan, G. y Lettinga, G. (2001). Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature. *Water Science and Technology*, 44(4): 33-40.
- Elmitwalli, T., y Otterpohl, R. (2011). Grey water treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor at different temperatures. *Water Science & Technology*, 64(3): 610-617.
- EPA. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers*. Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory. EPA/600/R-11/088.
- Florencio, L., Kato, M., y De Moraes, J. (2001). Domestic sewage treatment in full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco. *Water Science and Technology*, 44 (4): 71-77.
- Gonçalves, R. F., de Lemos Chernicharo, C. A., de Andrade Neto, C. O., Alem Sobrinho, P., Takayuki Kato, M., Ribeiro da Costa, R. H., Mansur Aisse, M. y Zaiat, M. (2001). Pós-tratamiento de efluentes de retores anaeróbios por retores com biofilme. Cap. 4. En: de Lemos Chernicharo, C. A. (Coord.) *Pós-tratamiento de efluentes de retores anaeróbios*. Belo Horizonte: FINEP, PROSAB. 554 p.
- Group, T. P. (1990). *Manuals of practice for water pollution control*. Alexandria, Va.
- Gujer, W. y Zehnder, A. (1983). Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*. Vol. 15 (8-9): 127-167.
- Halalsheh, M. (2002). *Anaerobic Pre-treatment of Strong Sewage: A Proper Solution for Jordan*. Tesis doctoral, Universidad de Wageningen, Países Bajos.
- Henze, M., Van Loosdrecht, M., Ekama, G. y Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA publishing.
- Hills, S., Birks, R., Diaper, C. y Jeffrey, P. (2003). An evaluation of single-house greywater recycling systems. *En Proceedings of the IWA 4th International Symposium on Wastewater Reclamation & Reuse*. Ciudad de México.
- Hutñan, M., Mrafková Pol, L. W., Drtil, M. y Derco, J. (1999). Methanogenic and non-methanogenic activity of granulated sludge in anaerobic baffled reactor. *Chemical Papers*, 53(6): 374-378.
- Ledbetter, j. O. (1989). *Air pollution from aerobic waste treatment*.
- Leitao, R. (2004). *Robustness of UASB Reactors Treating Sewage under Tropical Conditions*. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Leslie Grady, C. P., Daigger, G., Love, N. y Filipe, C. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. 3ª edición. Nueva York: CRC Press.
- Lettinga, G., Roersma, R. y Grin, P. (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 25(7): 1701-1723.
- Lloyd, B., Andreas, R. L., Kandiah, G. R. (2006). *Surveillance for Improvement of Waste Stabilisation Ponds: An Investigation and Evaluation Manual*. Cambridge: Mott MacDonald.
- Malina, J. y Pohland, F. (1992). *Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Indus-*

- trial and Municipal Wastes*. Water Quality Management Library Vol. 7. CRC Press. 214 p.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4ª edición. Nueva York: McGraw-Hill.
- Seghezzo, L. (2004). *Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater in Subtropical Regions*. Tesis doctoral, Universidad de Wageningen. Países Bajos.
- Speece, R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Vanderbilt University. Archae Press.
- Tang, N., Torrea, C. y Speece, R. (1995). Treatment of low strength domestic wastewater by using upflow anaerobic sludge blanket process. En: *Proc. 50th Purdue Industrial Waste Conf.* Purdue University, Indiana, pp. 437-448.
- Von Sperling, M. (1996). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ª ed., Belo Horizonte: DESA-UFMG, 243 pp.
- Von Sperling, M. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*, Volume 1, Biological Wastewater Treatment Series. IWA, DESA.
- Water Pollution Control Federation. (1991). *Operation of municipal wastewater treatment plants*. Alejandria, Virginia.
- Water Environment Federation. (2009). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: WEF Manual of Practice No. 8*. 5ª ed. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76.



TABLA DE CONVERSIONES DE UNIDADES DE MEDIDA

Sigla	Significado	Sigla	Significado
mg	miligramo	kg/m ³	kilogramo por metro cúbico
g	gramo	l/s	litros por segundo
kg	kilogramo	m ³ /d	metros cúbicos por día
mm	milímetro	Sm ³ /h	condiciones estándar de metro cúbico por hora
cm	centímetro	Scfm	condiciones estándar de pies cúbicos por minuto
m	metro	°C	grados Celsius
ml	mililitro	psia	libra-fuerza por pulgada cuadrada absoluta
l	litro	cm/s	centímetro por segundo
m ³	metro cúbico	m/s	metro por segundo
s	segundo	HP	caballo de fuerza (medida de energía)
h	hora	kW	kilowatt
d	día	UNT	unidades nefelométricas de turbiedad
mg/l	miligramo por litro		

Longitud

Sistema métrico	Sistema Inglés	Siglas
1 milímetro (mm)	0.03	in
1 centímetro (cm) = 10 mm	0.39	in
1 metro (m) = 100 cm	1.09	yd
1 kilómetro (km) = 1 000 m	0.62	mi
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 pulgada (in)	2.54	cm
1 pie (ft) = 12 pulgadas	0.30	m
1 yarda (yd) = 3 pies	0.91	m
1 milla (mi) = 1 760 yardas	1.60	km
1 milla náutica (nmi) = 2 025.4 yardas	1.85	km

Superficie

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ² = 100 mm ²	0.15	in ²
1 m ² = 10 000 cm ²	1.19	yd ²
1 hectárea (ha) = 10 000 m ²	2.47	acres
1 km ² = 100 ha	0.38	mi ²
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ²	6.45	cm ²
1 ft ² = 144 in ²	0.09	m ²
1 yd ² = 9 ft ²	0.83	m ²
1 acre = 4 840 yd ²	4 046.90	m ²
1 milla ² = 640 acres	2.59	km ²

Volumen/capacidad

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ³	0.06	in ³
1 dm ³ = 1 000 cm ³	0.03	ft ³
1 m ³ = 1 000 dm ³	1.30	yd ³
1 litro (L) = 1 dm ³	1.76	pintas
1 hectolitro (hL) = 100 L	21.99	galones
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ³	16.38	cm ³
1 ft ³ = 1 728 in ³	0.02	m ³
1 onza fluida EUA = 1.0408 onzas fluidas RU	29.57	mL
1 pinta (16 onzas fluidas) = 0.8327 pintas RU	0.47	L
1 galón EUA = 0.8327 galones RU	3.78	L

Masa/peso

Sistema métrico	Sistema inglés	
1 miligramo (mg)	0.0154	grano
1 gramo (g) = 1 000 mg	0.0353	onza
1 kilogramo (kg) = 1 000 g	2.2046	libras
1 tonelada (t) = 1000 kg	0.9842	toneladas larga
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 onza (oz) = 437.5 granos	28.35	g
1 libra (lb) = 16 oz	0.4536	kg
1 stone = 14 lb	6.3503	kg
1 hundredweight (cwt) = 112 lb	50.802	kg
1 tonelada larga = 20 cwt	1.016	t

Temperatura

$$^{\circ}C = \frac{5}{9}(^{\circ}F - 32)$$

$$^{\circ}F = \frac{9}{5}(^{\circ}C) + 32$$

Otros sistemas de unidades		Multiplicado por	Sistema Internacional de Unidades (SI)	
Unidad	Símbolo	Factor de conversión	Se convierte a	
Longitud				
Pie	pie, ft.,'	0.30	metro	m
Pulgada	plg, in,"	25.40	milímetro	mm
Presión/esfuerzo				
Kilogramo fuerza/cm ²	kg _f /cm ²	98 066.50	pascal	Pa
Libra/pulgada ²	lb/ plg ² , PSI	6 894.76	pascal	Pa
atmósfera técnica	at	98 066.50	pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9 806.65	pascal	Pa
mm de mercurio	mm Hg	133.32	pascal	Pa
bar	bar	100 000.00	pascal	Pa
Fuerza/ peso				
kilogramo fuerza	kg _f	9.80	newton	N
Masa				
libra	lb	0.45	kilogramo	kg
onza	oz	28.30	gramo	g
Peso volumétrico				
kilogramo fuerza/m ³	kg _f /m ³	9.80	N/m ³	N/m ³
libra /ft ³	lb/ft ³	157.08	N/m ³	N/m ³
Potencia				
caballo de potencia	CP, HP	745.69	watt	W
caballo de vapor	CV	735.00	watt	W
Viscosidad dinámica				
poise	μ	0.01	pascal segundo	Pa s
Viscosidad cinemática				
viscosidad cinemática	v	1	stoke	m ² /s (St)
Energía/ Cantidad de calor				
caloría	cal	4.18	joule	J
unidad térmica británica	BTU	1 055.06	joule	J
Temperatura				
grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²

Longitud								
de / a	mm	cm	m	km	mi	milla náutica (nmi)	ft	in
mm	1.000	0.100	0.001					
cm	10000	1.000	0.010				0.033	0.394
m	1 000.000	100.000	1.000	0.001			3.281	39.370
km			0.001	1.000	0.621	0.540	3 280.83	0.039
mi			1 609.347	1.609	1.000	0.869	5 280.000	
nmi			1 852.000	1.852	1.151	1.000	6 076.115	
ft		30.480	0.305				1.000	12.000
in	25.400	2.540	0.025				0.083	1.000

Superficie								
de / a	cm ²	m ²	km ²	ha	mi ²	acre	ft ²	in ²
cm ²	1.00						0.001	0.155
m ²	10 000.00	1.00					10.764	1 550.003
km ²			1.000	100.000	0.386	247.097		
ha		10 000.00	0.010	1.000	0.004	2.471		
mi ²			2.590	259.000	1.000	640.000		
acre		4 047.00	0.004	0.405	0.002	1.000		
ft ²	929.03	0.09					1.000	0.007
in ²	6.45						144.000	1.000

Volumen								
de / a	cm ³	m ³	L	ft ³	gal. EUA	acre-ft	in ³	yd ³
cm ³	1.000		0.001				0.061	
m ³		1.000	1 000.000	35.314	264.200			1.307
L	1 000.000	0.001	1.000	0.035	0.264		61.023	
ft ³		0.028	28.317	1.000	7.481			0.037
gal. EUA		0.004	3.785	0.134	1.000		230.974	
acre-ft		1 233.490				1.000		
in ³	16.387		0.016		0.004		1.000	
Yd ³		0.765		27.000				1.000

Gasto								
de / a	l/s	cm ³ /s	gal/día	gal/min	l/min	m ³ /día	m ³ /h	ft ³ /s
l/s	1.000	1 000.000		15.851	60.000	86.400	3.600	0.035
cm ³ /s	0.001	1.000	22.825	0.016	0.060	0.083		
gal/día		0.044	1.000			0.004		
gal/min	0.063	63.089	1 440.000	1.000	0.000	5.451	0.227	0.002
l/min	0.017	16.667	0.000	0.264	1.000	1.440	0.060	
m ³ /día	0.012	11.570	264.550	0.183	0.694	1.000	0.042	
m ³ /h	0.278		6 340.152	4.403	16.667	24.000	1.000	0.010
ft ³ /s	28.316			448.831	1 698.960	2 446.590	101.941	1.000

Eficiencia de pozo			
de	a	gal/min/pie	l/s/m
gal/min/pie		1.000	0.206
l/s/m		4.840	1.000

Permeabilidad							
de	a	cm/s	gal/día/Pie ²	millones gal/día/acre	m/día	pie/s	Darcy
cm/s		1.000	21 204.78		864.000	0.033	
gal/día/pie ²			1.000		0.041		0.055
millón gal/día/acre				1.000	0.935		
m/día		0.001	24.543	1.069	1.000		1.351
pie/s		30.480			26 334.72	1.000	
Darcy			18.200		0.740		1.000

Peso									
de	a	grano	gramo	kilogramo	libra	onza	tonelada corta	tonelada larga	tonelada métrica
Grano (gr)		1.000	0.065						
Gramo (g)		15.432	1.000	0.001	0.002				
Kilogramo (kg)			1 000.000	1.000	2.205	35.273			0.001
Libra (lb)			453.592	0.454	1.000	16.000			
Onza (oz)		437.500	28.350			1.000			
t corta				907.180	2 000.000		1.000		0.907
t larga				1 016.000	2 240.000		1.119	1.000	1.016
t métrica				1 000.000	2 205.000		1.101	0.986	1.000

Potencia									
de	a	CV	HP	kW	W	ft lb/s	kg m/s	BTU/s	kcal/s
CV		1.000	0.986	0.736	735.500	542.500	75.000	0.697	0.176
HP		1.014	1.000	0.746	745.700	550.000	76.040	0.706	0.178
kW		1.360	1.341	1.000	1 000.000	737.600	101.980	0.948	0.239
W				0.001	1.000	0.738	0.102		
ft lb/s					1.356	1.000	0.138	0.001	
kg m/s		0.013	0.013	0.009	9.806	7.233	1.000	0.009	0.002
BTU/s		1.434	1.415	1.055	1 055.000	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal/s		5.692	5.614	4.186	4 186.000	3 088.000	426.900	3.968	1.000

Presión								
de	a	atmósfera	Kg/cm ²	lb/in ²	mm de Hg	in de Hg	m de H ₂ O	ft de H ₂ O
atmósfera		1.000	1.033	14.696	760.000	29.921	10.330	33.899
kg/cm ²		0.968	1.000	14.220	735.560	28.970	10.000	32.810
lb/in ²		0.068	0.070	1.000	51.816	2.036	0.710	2.307
mm de Hg		0.001	0.001	0.019	1.000	0.039	0.013	0.044
in de Hg		0.033	0.035	0.491	25.400	1.000	0.345	1.133
m de agua		0.096	0.100	1.422	73.560	2.896	1.000	3.281
ft de agua		0.029	0.030	0.433	22.430	0.883	0.304	1.000

Energía									
de	a	CV hora	HP hora	kW hora	J	ft.lb	kgm	BTU	kcal
CV hora		1.000	0.986	0.736				2 510.000	632.500
HP hora		1.014	1.000	0.746				2 545.000	641.200
kW hora		1.360	1.341	1.000				3 413.000	860.000
J					1.000	0.738	0.102		
ft.lb					1.356	1.000	0.138		
kgm					9.806	7.233	1.000		
BTU					1 054.900	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal					4 186.000	3 087.000	426.900	426.900	1.000

Transmisividad				
de	a	cm ² /s	gal/día/pie	m ² /día
cm ² /s		1.000	695.694	8.640
gal/día/ft		0.001	1.000	0.012
m ² /día		0.116	80.520	1.000

Conversión de pies y pulgadas, a metros												
ft, in/m	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0	0.000	0.025	0.051	0.076	0.102	0.127	0.152	0.178	0.203	0.229	0.254	0.279
1	0.305	0.330	0.356	0.381	0.406	0.432	0.457	0.483	0.508	0.533	0.559	0.584
2	0.610	0.635	0.660	0.686	0.711	0.737	0.762	0.787	0.813	0.838	0.864	0.889
3	0.914	0.940	0.965	0.991	1.016	1.041	1.067	1.092	1.117	1.143	1.168	1.194
4	1.219	1.245	1.270	1.295	1.321	1.346	1.372	1.397	1.422	1.448	1.473	1.499
5	1.524	1.549	1.575	1.600	1.626	1.651	1.676	1.702	1.727	1.753	1.778	1.803
6	1.829	1.854	1.880	1.905	1.930	1.956	1.981	2.007	2.032	2.057	2.083	2.108
7	2.134	2.159	2.184	2.210	2.235	2.261	2.286	2.311	2.337	2.362	2.388	2.413
8	2.438	2.464	2.489	2.515	2.540	2.565	2.591	2.616	2.642	2.667	2.692	2.718
9	2.743	2.769	2.794	2.819	2.845	2.870	2.896	2.921	2.946	2.972	2.997	3.023
10	3.048	3.073	3.099	3.124	3.150	3.175	3.200	3.226	3.251	3.277	3.302	3.327
11	3.353	3.378	3.404	3.429	3.454	3.480	3.505	3.531	3.556	3.581	3.607	3.632
12	3.658	3.683	3.708	3.734	3.759	3.785	3.810	3.835	3.861	3.886	3.912	3.937
13	3.962	3.988	4.013	4.039	4.064	4.089	4.115	4.140	4.166	4.191	4.216	4.242
14	4.267	4.293	4.318	4.343	4.369	4.394	4.420	4.445	4.470	4.496	4.521	4.547
15	4.572	4.597	4.623	4.648	4.674	4.699	4.724	4.750	4.775	4.801	4.826	4.851
16	4.877	4.902	4.928	4.953	4.978	5.004	5.029	5.055	5.080	5.105	5.131	5.156
17	5.182	5.207	5.232	5.258	5.283	5.309	5.334	5.359	5.385	5.410	5.436	5.461
18	5.486	5.512	5.537	5.563	5.588	5.613	5.639	5.664	5.690	5.715	5.740	5.766
19	5.791	5.817	5.842	5.867	5.893	5.918	5.944	5.969	5.994	6.020	6.045	6.071
20	6.096	6.121	6.147	6.172	6.198	6.223	6.248	6.274	6.299	6.325	6.350	6.375
21	6.401	6.426	6.452	6.477	6.502	6.528	6.553	6.579	6.604	6.629	6.655	6.680
22	6.706	6.731	6.756	6.782	6.807	6.833	6.858	6.883	6.909	6.934	6.960	6.985
23	7.010	7.036	7.061	7.087	7.112	7.137	7.163	7.188	7.214	7.239	7.264	7.290
24	7.315	7.341	7.366	7.391	7.417	7.442	7.468	7.493	7.518	7.544	7.569	7.595
25	7.620	7.645	7.671	7.696	7.722	7.747	7.772	7.798	7.823	7.849	7.874	7.899
26	7.925	7.950	7.976	8.001	8.026	8.052	8.077	8.103	8.128	8.153	8.179	8.204
27	8.230	8.255	8.280	8.306	8.331	8.357	8.382	8.407	8.433	8.458	8.484	8.509
28	8.534	8.560	8.585	8.611	8.636	8.661	8.687	8.712	8.738	8.763	8.788	8.814
29	8.839	8.865	8.890	8.915	8.941	8.966	8.992	9.017	9.042	9.068	9.093	9.119
30	9.144	9.169	9.195	9.220	9.246	9.271	9.296	9.322	9.347	9.373	9.398	9.423
31	9.449	9.474	9.500	9.525	9.550	9.576	9.601	9.627	9.652	9.677	9.703	9.728
32	9.754	9.779	9.804	9.830	9.855	9.881	9.906	9.931	9.957	9.982	10.008	10.033
33	10.058	10.084	10.109	10.135	10.160	10.185	10.211	10.236	10.262	10.287	10.312	10.338
34	10.363	10.389	10.414	10.439	10.465	10.490	10.516	10.541	10.566	10.592	10.617	10.643
35	10.668	10.693	10.719	10.744	10.770	10.795	10.820	10.846	10.871	10.897	10.922	10.947

La segunda columna es la conversión de pies a metros; las siguientes columnas son la conversión de pulgadas a metros que se suman a la anterior conversión.

Tabla de conversión de pulgadas a milímetros								
Pulgadas	0	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	7/8
0	0	3.175	6.35	9.525	12.7	15.875	19.05	22.225
1	25.4	28.575	31.75	34.925	38.1	41.275	44.45	47.625
2	50.8	53.975	57.15	60.325	63.5	66.675	69.85	73.025
3	76.2	79.375	82.55	85.725	88.9	92.075	95.25	98.425
4	101.6	104.775	107.95	111.125	114.3	117.475	120.65	123.825
5	127.0	130.175	133.35	136.525	139.7	142.875	146.05	149.225
6	152.4	155.575	158.75	161.925	165.1	168.275	171.45	174.625
7	177.8	180.975	184.15	187.325	190.5	193.675	196.85	200.025
8	203.2	206.375	209.55	212.725	215.9	219.075	222.25	225.425
9	228.6	231.775	234.95	238.125	241.3	244.475	247.65	250.825
10	254.0	257.175	260.35	263.525	266.7	269.875	273.05	276.225
11	279.4	282.575	285.75	288.925	292.1	295.275	298.45	301.625
12	304.8	307.975	311.15	314.325	317.5	320.675	323.85	327.025
13	330.2	333.375	336.55	339.725	342.9	346.075	349.25	352.425
14	355.6	358.775	361.95	365.125	368.3	371.475	374.65	377.825
15	381.0	384.175	387.35	390.525	393.7	396.875	400.05	403.225
16	406.4	409.575	412.75	415.925	419.1	422.275	425.45	428.625
17	431.8	434.975	438.15	441.325	444.5	447.675	450.85	454.025
18	457.2	460.375	463.55	466.725	469.9	473.075	476.25	479.425
19	482.6	485.775	488.95	492.125	495.3	498.475	501.65	504.825
20	508.0	511.175	514.35	517.525	520.7	523.875	527.05	530.225
21	533.4	536.575	539.75	542.925	546.1	549.275	552.45	555.625
22	558.8	561.975	565.15	568.325	571.5	574.675	577.85	581.025
23	584.2	587.375	590.55	593.725	596.9	600.075	603.25	606.425
24	609.6	612.775	615.95	619.125	622.3	625.475	628.65	631.825
25	635.0	638.175	641.35	644.525	647.7	650.875	654.05	657.225
26	660.4	663.575	666.75	669.925	673.1	676.275	679.45	682.625
27	685.8	688.975	692.15	695.325	698.5	701.675	704.85	708.025
28	711.2	714.375	717.55	720.725	723.9	727.075	730.25	733.425
29	736.6	739.775	742.95	746.125	749.3	752.475	755.65	758.825
30	762.0	765.175	768.35	771.525	774.7	777.875	781.05	784.225

Fórmulas generales para la conversión de los diferentes sistemas

Centígrados a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F} = 9/5^{\circ}\text{C} + 32$
Fahrenheit a Centígrados	$^{\circ}\text{C} = 5/9 (^{\circ}\text{F} - 32)$
Réaumur a Centígrados	$^{\circ}\text{C} = 5/4 ^{\circ}\text{R}$
Fahrenheit a Réaumur	$^{\circ}\text{R} = 4/9 (^{\circ}\text{F} - 32)$
Réaumur a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F} = (9/4^{\circ}\text{R}) + 32$
Celsius a Kelvin	$^{\circ}\text{K} = 273.15 + ^{\circ}\text{C}$
Fahrenheit a Rankine	$^{\circ}\text{Ra} = 459.67 + ^{\circ}\text{F}$
Rankine a Kelvin	$^{\circ}\text{K} = 5/9^{\circ}\text{Ra}$

Factores químicos de conversión					
	A	B	C	D	E
Constituyentes	eppm a ppm	ppm a epm	eppm a gpg	gpg a epm	ppm a ppm CaCO ₃
calcio Ca ⁺²	20.04	0.04991	1.1719	0.8533	2.4970
hierro Fe ⁺²	27.92	0.03582	1.6327	0.6125	1.7923
magnesio Mg ⁺²	12.16	0.08224	0.7111	1.4063	4.1151
potasio K ⁺¹	39.10	0.02558	2.2865	0.4373	1.2798
sodio Na ⁺¹	23.00	0.04348	1.3450	0.7435	2.1756
bicarbonato (HCO ₃) ⁻¹	61.01	0.01639	3.5678	0.2803	0.8202
carbonato (CO ₃) ⁻²	30.00	0.03333	1.7544	0.5700	1.6680
cloro (Cl) ⁻¹	35.46	0.02820	2.0737	0.4822	1.4112
hidróxido (OH) ⁻¹	17.07	0.05879	0.9947	1.0053	2.9263
nitrate (NO ₃) ⁻¹	62.01	0.01613	3.6263	0.2758	0.8070
fosfato (PO ₄) ⁻³	31.67	0.03158	1.8520	0.5400	1.5800
sulfato (SO ₄) ⁻²	48.04	0.02082	2.8094	0.3559	1.0416
bicarbonato de calcio Ca(HCO ₃) ₂	805.00	0.01234	4.7398	0.2120	0.6174
carbonato de calcio (CaCO ₃)	50.04	0.01998	2.9263	0.3417	1.0000
cloruro de calcio (CaCl ₂)	55.50	0.01802	3.2456	0.3081	0.9016
hidróxido de calcio Ca(OH) ₂	37.05	0.02699	2.1667	0.4615	1.3506
sulfato de calcio (CaSO ₄)	68.07	0.01469	3.9807	0.2512	0.7351
bicarbonato férrico Fe(HCO ₃) ₃	88.93	0.01124	5.2006	0.1923	0.5627
carbonato férrico Fe ₂ (CO ₃) ₃	57.92	0.01727	3.3871	0.2951	0.8640
sulfato férrico Fe ₂ (CO ₄) ₃	75.96	0.01316	4.4421	0.2251	0.6588
bicarbonato magnésico Mg(HCO ₃) ₂	73.17	0.01367	4.2789	0.2337	0.6839
carbonato magnésico (MgCO ₃)	42.16	1.02372	2.4655	0.4056	1.1869
cloruro de magnesio (MgCl ₂)	47.62	0.02100	2.7848	0.3591	1.0508
hidróxido de magnesio Mg(OH) ₂	29.17	0.03428	1.7058	0.5862	1.7155
sulfato de magnesio (MgSO ₄)	60.20	0.01661	3.5202	0.2841	0.6312

eppm = equivalentes por millón

ppm = partes por millón

gpg = granos por galón

p.p.m. CaCO₃ = partes por millón de carbonato de calcio



ILUSTRACIONES

Ilustración 1.1 Filtro anaerobio de flujo ascendente. Fuente: (Eckenfelder Jr, 1989)	2
Ilustración 1.2 Dibujo esquemático de un filtro anaerobio: a) flujo ascendente y b) flujo descendente.Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)	3
Ilustración 1.3 Tren de tratamiento que emplea un FAFA	3
Ilustración 1.4 Diferentes tipos de empaque para filtros. (Metcalf & Eddy, 2003)	5
Ilustración 1.5 Grupo de bacterias involucradas en la digestión anaerobia de residuos. Fuente: (Bitton, 2005)	7
Ilustración 3.1 Criterios de dimensionamiento en un FAFA	16
Ilustración 3.2 Componentes principales de un FAFA	17
Ilustración 3.3 Corte transversal de un FAFA con falso fondo	18
Ilustración 6.1 Configuración de un reactor RAFA seguido de un FAFA	35
Ilustración 6.2 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguido de lagunas de maduración	36
Ilustración 6.3 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguido de un humedal	36
Ilustración 6.4 Configuración de un filtro anaerobio de flujo ascendente seguida de un sistema convencional de lodos activados	37
Ilustración 6.5 Configuración de un filtro anaerobio seguida de un filtro rociador	37



TABLAS

Tabla 1.1 Requerimientos del medio filtrante de los filtros anaerobios Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)	5
Tabla 2.1 Parámetros que influyen en el control del proceso anaerobio	9
Tabla 2.2 Compuestos inorgánicos tóxicos e inhibitorios para los procesos anaerobios (Metcalf & Eddy, 2003)	12
Tabla 3.1 Criterios de diseño para filtros anaerobios aplicables para el post tratamiento de efluentes de reactores anaerobios Fuente: (Chernicharo de Lemos, 2007)	18
Tabla 4.1 Guía para el dimensionamiento de un FAFA	19
Tabla 4.2 Parámetros para el diseño del FAFA (Ejemplo 1)	20
Tabla 4.3 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 1	22
Tabla 4.4 Dimensionamiento de un FAFA en función de la variación de los gastos	23
Tabla 4.5 Parámetros para el diseño del FAFA. (Ejemplo 2)	24
Tabla 4.6 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 2	25
Tabla 4.7 Guía para la revisión de un FAFA	26
Tabla 4.8 Resumen del dimensionamiento del ejemplo 3	29
Tabla 5.1 Características generales del biogás (Deublein Dieter and Steinhauser Angelika, 2011)	31
Tabla 5.2 Algunas tecnologías para la descontaminación del biogás. Fuente: Deublein Dieter y Steinhauser Angelika, 2011	32
Tabla 6.1 Desempeño de los diferentes sistemas que tratan aguas residuales domésticas	34

