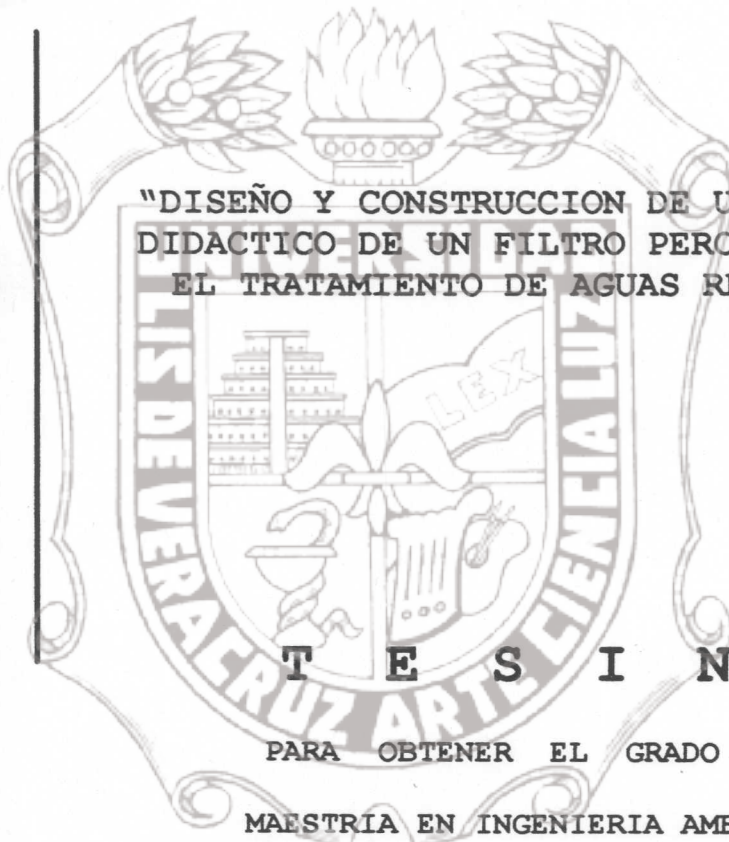


Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



# UNIVERSIDAD VERACRUZANA

INSTITUTO DE INGENIERIA



"DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UN PROTOTIPO  
DIDACTICO DE UN FILTRO PERCOLADOR PARA  
EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES"

T E S I S A

PARA OBTENER EL GRADO DE :

MAESTRIA EN INGENIERIA AMBIENTAL.

P R E S E N T A :

ING. FTAL. SOTERO MEDINA CASTRO

H. VERACRUZ, VER.

1996

# Tesis de Maestría



UNIVERSIDAD VERACRUZANA  
INSTITUTO DE INGENIERIA

H. Veracruz, Ver., Febrero 22 de 1996.  
SI061/96.

Al candidato al Grado:  
ING. SOTERO MEDINA CASTRO  
P R E S E N T E:

En atención a su solicitud relativa, me es grato transcribir a Usted a continuación el tema que aprobado por esta Dirección propuso la M.C. Mónica María Vásquez Fentanes, para que lo desarrolle como tesina, para obtener el Grado de Maestro en Ingeniería en el área de Ingeniería Ambiental:

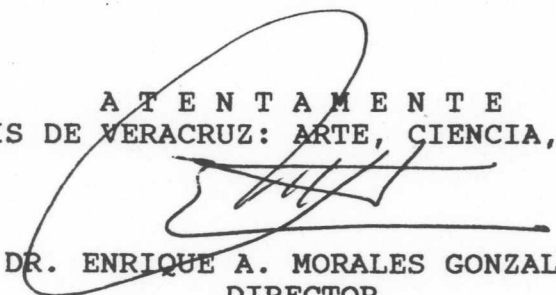
T E M A:

"DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UN PROTOTIPO DIDACTICO DE UN FILTRO PERCOLADOR PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES"

- I.- Introducción
- II.- Planteamiento del Problema
- III.- Marco Teórico y Conceptual
- IV.- Objetivos
- V.- Hipótesis
- VI.- Metodología
- VII.- Resultados y Discusión
- VIII.- Conclusiones
- IX.- Recomendaciones
- Bibliografía

Sin otro particular, me es grato reiterarle la seguridad de mi más atenta y distinguida consideración.

A T E N T A M E N T E  
"LIS DE VERACRUZ: ARTE, CIENCIA, LUZ"

  
DR. ENRIQUE A. MORALES GONZALEZ  
DIRECTOR

ccp. minutarario.  
ccp. archivo.  
EMG/lrl.

Proyecto de Digitalización de Tesis  
Responsable M.B. Alberto Pedro Lorandi Medina  
Colaboradores: Estanislao Ferman García  
M.B. Enrique Rodríguez Magaña

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



Medina Castro, S. "Design and Construction of a Didactic Proptotype of a Trickling Filter for a Waste Water Treatment". Environmental Engineering Department, Engineering Institute. Veracruz University. Thesis Supervisors: Hernandez Castillo, D.B. and Vazquez Fentanez, M.M. Veracruz, Mexico, 1995.

The biologic static film system for domestic waste water treatment has been under estimated in Mexico, although the system presents some advantages compared with others such as the ones which require mechanical aeration. Those advantages are the ones related with minimun maintenance and low operational cost. Another reason for the minimun use in the country of the trickling filter system in waste water treatment plants has been their low performance and the main reason of this are the problems involved in the selection of the design parameters which are based upon other working conditions.

The purpose of the present project was to design and construct a didactic prototype of a trickling filter for waste water treatment, wich will be employed as a part of waste water treatment pilot plant in different research projects and as a complement of the master degree studies in Environmental Engineering. Bearing this in mind a deeply analysis of the most common equations involved in the design parameters for pilot scale reactors for waste water treatment plants was conducted; and as a result of this different hypothesis were established and for prove them a trickling prototype filter was built which its main components and dimensions were: a column of polyvinyl (PVC) of 0.25 m of diameter and 2.0 m height with 5 points of sampling at every 0.30 m from its base. This column was full fill with pieces (PVC) of 0.025 m of diameter and 0.10 m length. The main collected data was the time of waste removal which was around 10 hours with 80% of removal efficiency. Those results confirm the established hypothesis.

This experimental work was conducted in the Environmental Engineering Laboratory of the Engineering Institute of the Veracruz University.

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

Medina Castro, S. "Diseño y Construcción de un Prototipo Didáctico de un Filtro Percolador para el Tratamiento de Aguas Residuales". M. en Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería. Universidad Veracruzana. Asesores: Candidato a M.C. Hernández Castillo, D.B. y M.C. Vasquez Fentanez, M.M. Veracruz, México, 1995.

En México, el uso de unidades de sistemas de tratamiento biológico de película fija para diseñar plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas, ha sido subestimado pese a sus relativamente costos bajos de operación y mantenimiento comparado con otros procesos biológicos de tratamiento que requieren aireación mecánica. Además del hecho que de la totalidad de plantas existentes que tienen dentro de sus procesos filtros percoladores, no operan eficientemente debido principalmente a que tienen problemas por el diseño puesto que normalmente se usan parámetros de diseño adecuados a otras condiciones diferentes a las de trabajo.

El propósito de este trabajo fue diseñar y construir un prototipo didáctico de un filtro percolador para el tratamiento de aguas residuales, el cual nos servirá para llevar a cabo estudios de planta piloto para diferentes tipos de aguas residuales a nivel experimental, que complementé la enseñanza de Ingeniería Ambiental y otros tipos de investigaciones específicas. Con este fin se realizó una investigación bibliográfica sobre las ecuaciones de diseño más ampliamente utilizadas y las dimensiones básicas de los reactores a escala piloto; para confirmar la hipótesis planteada fue necesario probar el prototipo construido, el cual es una columna de cloruro de polivinilo (PVC) de 2 m de alto con 5 puntos de muestreo cada 0.30 m partiendo de la base, con un diámetro de 0.25 m y empacada con tubos de PVC de 0.025 m de diámetro y 0.10 m de alto, analizando básicamente el tiempo de recuperación de la remoción encontrándose que para un tiempo de alrededor de 10 horas, un porcentaje de remoción del 80%, por lo que, la hipótesis no fue rechazada.

Este trabajo fué realizado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la Universidad Veracruzana.



## DEDICATORIA

DEDICO ESTA TESINA A:

Mis padres, Sotero y Nina.

Por inculcarme siempre el respeto, trabajo, responsabilidad y perseverancia hacia las metas que se emprenden.

Mis hermanos: Nelia, Ines, Angela, Casta, Dania, Flor, Pury y Fidel.

Por todo el apoyo y comprensión que me han brindado para lograr mis propósitos.

Mis sobrinos:

Con todo amor porque son el nuevo porvenir de la familia.

Mis amigos: Estela, Cory, Ana, Ninive, Nadia, Rosario, Gustavo, Jeremias, Mauricio, José, Luis Alberto, Domingo, Nicolas y Alfredo.

Por su amistad sincera a lo largo de mi convivencia como estudiante y el recuerdo de todos los momentos que compartimos.



## AGRADECIMIENTOS

A la Candidato a M.C. Diana Bertha Hernández Castillo por haber sido mi asesor y maestra que con su comprensión y experiencia fue posible la realización de mi tesina.

A la M.C. Mónica María Vásquez Fentanes por su valiosa asesoría y acertados comentarios que lograron la conjunción de ideas.

A mis profesores del Instituto de Ingeniería por la experiencia académica que me transmitieron a lo largo de toda mi estancia en la institución.

Al Dr. Riestra y Vargas por aportar sus valiosas ideas formativas.

Agradesco a todas las personas que me brindaron su ayuda, mientras realice mis estudios en el Instituto de Ingeniería de la U.V.

A CRAS del puerto de Veracruz, por proporcionar el agua y el lodo para los estudios de eficiencia de remoción.



**RECONOCIMIENTO ESPECIAL**

A la Secretaría de Relaciones Exteriores del Gobierno de México, por haberme otorgado la beca que me permitió realizar los estudios de Maestría.



## NOMENCLATURA

- DQO = Demanda química de oxígeno.
- DQO<sub>S</sub> = Demanda química de oxígenos soluble.
- DQO<sub>T</sub> = Demanda química de oxígeno total.
- DBO<sub>5</sub> = Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días.
- SST = Sólidos sedimentales totales.
- ATV = Normas federales alemanas para el tratamiento de aguas residuales.
- DFA = Doble filtración alternada.
- PVC = Cloruro de polivinilo.



## I N D I C E

### RESUMEN.

I. Introducción. ....	1
II. Planteamiento del problema .....	2
III. Marco Teórico y conceptual .....	3
3.1. Evolución del uso de filtros percoladores ...	3
3.2. El uso de filtros percoladores como parte del proceso de tratamiento de aguas residuales en México .....	5
3.3. Proceso de filtros percoladores .....	9
3.3.1. Partes que conforman un filtro percolador .....	9
3.3.1.1. Cercado .....	9
3.3.1.2. Sistema de drene .....	10
3.3.1.3. Medio de soporte .....	10
3.3.1.4. Sistema de distribución del líquido .	14
3.3.1.5. Sistema recolector .....	17
3.3.2. Clasificación de los filtros percoladores .....	17
3.3.2.1. Filtros percoladores que usan medio de roca.....	17
3.3.2.2. Filtros percoladores que usan medio plástico.....	20
3.3.2.2.1. Medio plástico de empaque .....	20
3.3.2.2.2. Configuración de los medios fabricados de soporte.....	23
3.3.2.2.3. Funcionamiento de los empaques plásticos.....	25
3.3.3. Uso del filtro percolador .....	26
3.3.4. Consideraciones sobre el medio filtrante .....	27
3.3.5. Especificaciones para el diseño y el buen funcionamiento de filtros percoladores .....	29
3.4. Conformación microbiológica de la película en un filtro percolador .....	30
3.4.1. Microorganismos característicos que conforman la biopelícula .....	30
3.4.2. Desarrollo de la película .....	37
3.4.3. Ciclo de crecimiento .....	42

# Tesis de Maestría

3.4.4.	Requerimientos nutricionales .....	44
3.5.	Tipos de filtros percoladores .....	45
3.5.1.	Clasificación de filtros .....	45
3.5.2.	Sistemas de filtración por percolación ..	49
3.6.	Diseño de los filtros percoladores .....	66
3.6.1.	Ecuaciones de diseño de filtros percoladores.....	67
3.6.1.1.	Ecuaciones del manual de disposición de aguas residuales, GTZ.....	68
3.6.1.2.	Ecuación NRC .....	77
3.6.1.3.	Ecuación de Velz .....	83
3.6.1.4.	Ecuación K.L. Schulse modificada ....	84
3.6.2.	Procedimiento para el empleo de estas ecuaciones y algunos comentarios a considerar .....	93
3.6.2.1.	Procedimiento de diseño de filtros percoladores cuando se dispone de datos piloto o semipiloto.....	93
3.6.2.1.1.	Modelo de filtro percolador semipiloto (escala de laboratorio).....	94
3.6.2.1.2.	Tratamiento de los datos obtenidos con objeto de determinar las constantes $n$ y $k'$ .....	95
3.6.3.	Aplicación de los resultados al diseño de un filtro percolador a escala real .....	97
3.6.4.	Procedimiento de diseño cuando no se dispone de datos experimentales .....	99
3.6.5.	Diseño de unidades de filtro en varias etapas .....	100
3.6.6.	Consideraciones finales .....	102
3.7.	Operación del filtro percolador .....	104
3.7.1.	Parámetros de operación de los percoladores .....	104
3.7.1.1.	Carga de nutrimentos .....	104
3.7.1.2.	Carga hidráulica .....	105
3.7.1.3.	Tiempo de residencia de la lama .....	109
3.7.2.	Rango de operación .....	111
3.7.2.1.	Tratamiento a baja tasa .....	112
3.7.2.2.	Recirculación .....	113
3.7.2.3.	Doble filtración .....	116
3.7.2.4.	Doble filtración alternativa .....	116



# Tesis de Maestría

3.7.2.5. Tratamiento a alta tasa .....	118
3.7.2.6. Producción de lodos .....	120
3.7.2.7. Efectos de la temperatura .....	120
IV. Objetivos .....	122
Objetivo general .....	122
Objetivo específico .....	122
V. Hipótesis .....	123
VI. Metodología .....	124
6.1. Bases para el diseño y construcción del filtro percolador .....	124
6.1.1. Escalamiento de cada una de las partes que lo conforman .....	124
6.1.1.1. Cercado .....	124
6.1.1.2. Sistema de drene .....	124
6.1.1.3. Medio de soporte .....	125
6.1.1.4. Sistema de distribución del líquido y tanque de alimentación.....	126
6.1.1.5. Sistema recolector .....	126
6.2. Adecuación de inóculo .....	126
6.3. Fijación de la biopelícula en el filtro percolador .....	127
6.4. Cálculo del tiempo de retención real para el análisis del agua residual en el filtro percolador .....	128
6.5. Análisis químicos para determinar el porcentaje de remoción .....	130
VII. Resultados y discusión .....	132
VIII. Conclusiones .....	141
IX. Recomendaciones .....	143
Bibliografía .....	144



## L I S T A   D E   F I G U R A S

No.		Pág.
1.	Localización de plantas que operan con filtros percoladores en la República Mexicana .....	6
2.	Medio vaciado usado en filtro percolador .....	22
3.	Medio modular usado en filtro percolador .....	22
4.	Clasificación de los cinco reinos de Witaker .....	32
5.	Organismos asociados con el tratamiento biológico de las aguas residuales .....	33
6.	Conformación de la biopelícula en un filtro percolador .....	39
7.	Etapas del crecimiento de los microorganismos y consumo de oxígeno .....	43
8.	Lechos biológicos bajos .....	47
9.	Lechos biológicos altos .....	47
10.	Modelos comunes de recirculación .....	52
11.	Modelos de filtros percoladores de alta carga .....	54
12.	Sistemas de filtración por percolación .....	55
13.	Modelos de recirculación en filtros percoladores ..	57
14.	Modelos de recirculación .....	62
15.	Diagrama de la eficiencia de los filtros percoladores .....	69
16.	Curva de optimización para filtros percoladores de dos etapas con un volumen total fijo .....	81
17.	Modelos semipiloto de un filtro percolador .....	95
18.	Filtro percolador sin recirculación .....	97
19.	Filtro percolador con recirculación .....	98
20.	Diagrama de un sistema de dos filtros percoladores en serie .....	100
21.	Diagrama de flujo de un percolador (con recirculación) .....	114
22.	Doble filtración alternada (DFA) .....	117
23.	Determinación de porcentaje de remoción del agua residual sintética a dos diferentes tiempos de recuperación de la remoción (7 hrs-27 min-59 seg. y 10 hrs, respectivamente) .....	140

**Instituto de Ingeniería  
 Universidad Veracruzana**

## L I S T A D E T A B L A S

No		Pág.
1.	Características principales de las plantas de tratamiento de aguas residuales mediante filtros percoladores .....	7
2.	Características de diseño de los filtros percoladores de las plantas de tratamiento de aguas residuales .....	8
3.	Niveles de eficiencia de remoción de $DBO_5$ , DQO y SST en las plantas de tratamiento de operan actualmente .....	8
4.	Propiedades físicas de varios tipos de medios de filtro percolador .....	12
5.	Características hidráulicas de medios de filtros seleccionados .....	13
6.	Comparación entre filtros percoladores de alta y baja carga .....	46
7.	Parámetros de dimensionamiento para la carga volumétrica de $DBO_5$ ( $Q_m$ ) según el nivel de clarificación que se debe alcanzar .....	70
8.	Cantidades de lodo general en el tratamientos de aguas residuales según normas ATV .....	75
9.	Carga volumétrica orgánica admisible en el afluente de las torres de filtración por percolación .....	77
10.	Carga volumétrica orgánica de las torres de filtración biológica .....	77
11.	Características hidráulicas de medios filtrantes seleccionados .....	87
12.	Factores de tratabilidad de $DBO_5$ de asentamiento del agua de desecho doméstica en filtros percoladores con varios medios .....	90
13.	Factores de tratabilidad para aguas de desecho a $20^\circ C$ .....	91
14.	Tasa de carga del proceso DFA recomendada para varios tipos de aguas residuales .....	118
15.	Características del filtro percolador, carga hidráulica y tiempo de recirculación para fijar la biopelícula en el medio .....	128
16.	Ecuaciones usadas para determinar el tiempo de recuperación teórico para un filtro percolador ....	131
17.	Características y dimensiones del filtro percolador a nivel laboratorio .....	132
18.	Determinación de la DQO a diferentes puntos de muestreo del filtro percolador, así como el influente y efluente para determinar el porcentaje de remoción del inóculo .....	134

# Tesis de Maestría

19. Aspectos generales del filtro percolador, medio de empaque y obtención de los diferentes tiempos de recuperación teóricos ..... 136
20. Determinación de la DQO a diferentes tiempos de recuperación teóricos ..... 137
21. Determinación de la eficiencia de remoción a diferentes tiempos de recuperación teóricos ..... 138



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



## I. INTRODUCCION

El agua ha sido y seguirá siendo un líquido vital para satisfacer las necesidades humanas. La problemática de la contaminación de dicho recurso data desde los orígenes del hombre sobre la tierra, ya que las primeras comunidades se ubicaron a orillas de los ríos, lagos y corrientes donde podían hacer uso de este vital líquido y considerando el avance que ha tenido el hombre a través de las diferentes etapas en el desarrollo de la humanidad, se han ido adicionando más contaminantes de diferentes tipos al recurso hídrico, ya que hemos considerado a los ríos, lagos, mares u otros cuerpos de agua como receptores de aguas residuales sin un tratamiento previo antes de su vertido final.

Mucho tiempo atrás se pensó que el desarrollo humano e industrial no tuviera relación con el medio ambiente pero en la actualidad nos hemos dado cuenta el precio que nuestra generación está pagando por ese descuido. Como es sabido de todos, la década de los sesenta fue conocida universalmente como la década del medio ambiente, era una década donde este concepto ocupó un lugar preponderante en el concierto mundial por el deterioro que estaba sufriendo, debido al avance industrial.

Ahora, en esta década adquiere relevancia la contaminación industrial en el mundo y especialmente en los países latinoamericanos, dado a que a la población se debe beneficiar con una mejor calidad de vida debido a que la salud se ha considerado como un área donde se debe poner mayor énfasis en cualquier programa de desarrollo.

Los países latinoamericanos debemos de ser o convertirnos en países generadores de nuestra propia tecnología adecuada a las exigencias y posibilidades de las mayorías. Debido a lo expuesto anteriormente se deben buscar opciones tecnológicas que permitan desde el punto de vista académico, diseñar y construir dispositivos como son los filtros percoladores para el tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio.

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

## II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Del volumen total de agua residual que se genera en el país, no toda pasa por un tratamiento, según lo establecido en la legislación ambiental, antes de ser vertida en los cuerpos receptores. Por lo que la problemática ambiental cada día se hace mas compleja de resolver.

En este concepto las universidades, como entes formadores de profesionales al servicio de la sociedad y del país en general, debe redoblar esfuerzos en generar investigación acorde a las necesidades de los países latinoamericanos ya que en su mayoría de los países no se dispone de recursos suficientes para desarrollar investigación que ayude a mejorar en gran medida las condiciones de vida de la población.

Además en las escuelas de nivel superior donde se enseña la Ingeniería Ambiental se requieren prototipos didácticos en los cuales los estudiantes adquieran los conocimientos y la práctica necesaria, así, en este trabajo se da pie al desarrollo de un prototipo didáctico de un filtro percolador para el tratamiento de aguas residuales a escala laboratorio, que nos sirva para fortalecer y realizar la investigación en el área de Ingeniería Ambiental.



## III. MARCO TEORICO Y CONCEPTUAL

## 3.1. Evolucion del uso de filtros percoladores

Los problemas de contaminación del agua han existido desde siempre, se han acentuado con el desarrollo y evolución de la humanidad y la industrialización, muchos han sido los sistemas de tratamiento utilizados para reducir su efecto en los cuerpos receptores, pero cada día nuevas investigaciones van perfeccionando los sistemas para hacerlos más eficientes y económicos en términos de costos de mantenimiento y operación.

La idea fundamental se obtuvo a partir de la observación de que ciertos microorganismos son los que posibilitan la autopurificación de las aguas naturales. Los lechos biológicos o percoladores son una versión más compleja de los filtros de tierra que se utilizaban en Inglaterra durante 1893 a 1894 (GTZ, 1991).

El primer filtro percolador se puso en funcionamiento en Inglaterra en 1893. El concepto de filtro percolador nació del uso de los filtros de contacto, que eran estanques impermeables rellenos con piedra machacada. En su funcionamiento, el lecho de contacto se llenaba con el agua residual desde la parte superior y se dejaba en contacto con el medio durante un corto período de tiempo. El lecho se vaciaba a continuación y se le permitía que reposase antes de que se repitiese el ciclo. Un ciclo típico exigía doce horas de las cuales había seis horas de reposo. Las limitaciones del filtro de contacto incluían una posibilidad relativamente alta de obturaciones, el prolongado período de tiempo de reposo necesario y la carga relativamente baja que podía utilizarse (Metcalf-Eddy, 1981).

En el continente americano la primera vez que se utilizaron los filtros percoladores fue en una instalación municipal en Reading, Pensilvania. (Estados Unidos, 1935), equipada con distribuidores rotatorios operados a cargas relativamente altas y sirviendo a comunidades de tamaño medio y pequeño. Desde 1950, los filtros percoladores se han incorporado a plantas paquete que dan servicio a casas particulares o a pequeñas comunidades (Fair-Geyer y Okun, 1989, Metcalf-Eddy, 1981).



Durante mucho tiempo la depuración biológica de las aguas residuales que presentaban una fuerte demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), se han realizado por otros procedimientos. Los lechos bacterianos con relleno tradicional apenas se empezaban a usar, por los riesgos de atascamiento, por el uso de empaques inadecuados y proliferaciones excesivas de películas biológicas filamentosas (Degremont, 1979). Es así, que por más de 30 años se ha estado investigando para encontrar un mejor material de soporte con respecto al volumen de espacios vacíos o al área superficial de contacto o ambos, tal vez acompañado de una reducción en el peso. Por ejemplo, se han realizado estudios con anillos de barro calcinado, anillos rasching, bloques huecos, cilindros huecos de material de espuma, llantas usadas, latas, pedazos de madera de pino, tarimas, rejillas de madera, malla de alambre y asbesto corrugado. Se obtuvo un mejor tiempo de contacto en los experimentos con placas corrugadas casi horizontales con ranuras serpenteantes (GTZ, 1991).

Teniendo en cuenta estas consideraciones, la atención se ha dirigido hacia materiales de relleno nuevos, mediante los cuales es posible reducir los riesgos de obstrucción. Así fue como a comienzos de la década de los cincuenta, expertos estadounidenses desarrollaron materiales de soporte para lechos biológicos, que consistían en placas de plástico verticales (de materiales tales como el poliestireno, PVC, poliuretano, polietileno). Las placas son compactas y fáciles de transportar, y se ensamblan fácilmente según la marca (GTZ, 1991).

A raíz de lo expuesto fue como aparecieron en los años sesenta, los lechos con relleno de material plástico, que hoy en día se nombran como filtros percoladores (Degremont, 1979). Se observó en ese entonces que la eficiencia de estabilización de las aguas residuales aumentaba proporcionalmente a la altura del lecho.

Por otra parte, un lecho alto con un volumen de contacto proporcionalmente menor, resultaba atractivo para aquellos establecimientos industriales cuya área de construcción era reducida.

Sin embargo, estos filtros percoladores se han utilizado poco en el tratamiento de aguas residuales domésticas, ya que se necesitarían torres de 5 a 20 m de alto para tratar grandes cantidades de agua residual; una

estructura tan elevada no resulta recomendable en términos de diseño arquitectónico. Además, se consume una mayor energía en el bombeo, lo cual es más costoso que el probable ahorro en los costos de construcción de tales unidades en comparación con los filtros percoladores tradicionales (GTZ,1991)

Estos filtros con relleno de material plástico tienen un campo de utilización muy diferente al de los filtros de relleno tradicional por dos razones fundamentales:

- Al ser poco sensibles al atascamiento, pueden trabajar a cargas volumétricas elevadas, comprendidas entre 1 y 5 kg de demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) por m<sup>3</sup> de material al día.
- El precio del costo del material es más elevado que el de rellenos tradicionales, por lo que tratará de conseguirse el valor óptimo de la relación: DBO5 eliminada diariamente/volumen de relleno (Degremont,1979).

Hoy en día, los filtros percoladores con relleno plástico se utilizan específicamente para tratar aguas residuales con un alto grado de contaminación orgánica y, se pueden emplear en zonas industriales debido a su área superficial reducida (GTZ,1991).

### **3.2. El uso de filtros percoladores como parte del proceso de tratamiento de aguas residuales en México.**

Existen dentro del campo del tratamiento de las aguas residuales un proceso con casi 100 años de antigüedad denominado filtros biológicos o filtro rociadores cuya utilización en México ha sido subestimada, pese a sus relativamente menores costos de operación y mantenimiento, comparado con otros procesos biológicos de tratamiento que requieren aireación mecánica.

En la República Mexicana no ha sido posible hasta ahora obtener información de primera mano respecto a la situación actual en que se encuentran los filtros rociadores que se han construido para el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, en un estudio realizado por Ramírez (1992), indica que existen actualmente 389 plantas



de tratamiento de aguas residuales y 16 más se encuentran en construcción, lo que da un total de 405 sistemas, estando en operación únicamente 204 plantas de tratamiento.

Se han detectado 22 plantas que utilizan el proceso de filtros percoladores; de ellas, 16 fueron construidas para tratar aguas residuales municipales y 6 para la depuración de residuos líquidos industriales o combinados. En la Figura 1 se presenta la localización geográfica de estas plantas.

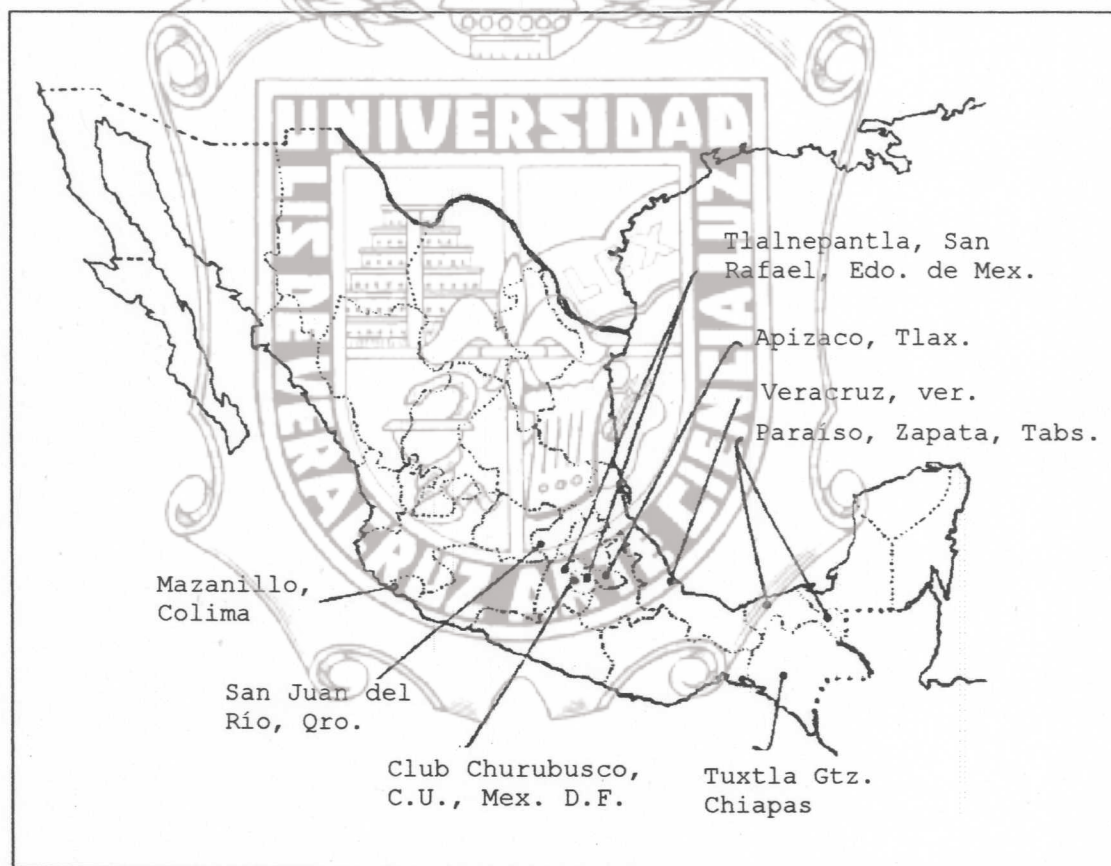


Figura 1. Localización de plantas que operan con filtros percoladores en la República Mexicana



En la Tabla 1 se presentan las características principales de las plantas seleccionadas. Se puede observar que el caudal de diseño actualmente instalado es de 2268 l.p.s. siendo el caudal de operación únicamente de 896 l.p.s. (40% de la capacidad instalada). De las 11 plantas que actualmente existen, 9 fueron diseñadas para tratar aguas residuales municipales y solamente dos para la depuración de residuos líquidos industriales o combinados.

**Tabla 1 Características principales de las plantas de tratamiento de aguas residuales mediante filtros percoladores**

No.	Ubicación	Año de construcción	Tipo de agua residual	Caudal instalado l.p.s.	Caudal de operación l.p.s.	Estado actual
1	C.U. D.F.	1982	Municipal	10	7.7	Opera
2	Tuxtla Gtz. Chis.	1984	Municipal	353		No opera
3	Manzanillo Col.	1988	Municipal	260	*	Opera
4	Veracruz, Ver.	1987	Municipal	1000	653	Opera
5	San Rafael, Edo de Mex.	1965	Industrial	210		No opera
6	Zapata, Tab.	1988	Municipal	50		No opera
7	Paraiso, Tab.	1988	Municipal	75		No opera
8	Ind. IEM, Edo de Mex.	1948	Combinada	*	13.5	Opera
9	San Juan del Río, Qro.	1988	Municipal	125	77	Opera
10	Apizaco, Tlax.	1987	Municipal	180	113	Opera
11	Club Mex. D.F.	1963	Municipal	*	32	Opera

\* Valores desconocidos

En la Tabla 2 se presentan otras características de diseño, como el tipo de empaque filtrante y la carga hidráulica superficial. Se observa que la mayoría de plantas incluídas en el estudio han sido diseñadas con valores de carga hidráulica superficial de alto gasto utilizando como medio filtrante empaques pétreos con diámetros promedio de 5 a 12.5 cm (2 a 6 pulgadas) y solamente una planta esta utilizando empaque plástico. Finalmente, en la Tabla 3 se presentan algunos datos de eficiencia de remoción de contaminantes en las 7 plantas de tratamiento que se encuentran actualmente en operación. Los valores promedio de remoción en términos de DBO<sub>5</sub> y DQO han sido de 77 y 72%, respectivamente. Estos valores se ubican

dentro del ámbito registrado en la literatura internacional para filtros percoladores de alta tasa que establece eficiencias de remoción de DBO<sub>5</sub> del 65 al 85 %

**Tabla 2 Características de diseño de los filtros percoladores de las plantas de tratamiento de aguas residuales**

No.	Ubicación	Clasificación del filtro por su carga hidráulica superficial	Tipo de empaque filtrante (diámetro promedio)
1	C.U., D.F.	Super tasa	Plástico (Bio-Dek B)
2	Tuxtla Gtz. Chi.	Alta tasa	Piedra (5 a 10 cm)
3	Manzanillo Col.	Alta tasa (doble etapa)	Piedra (12.5 cm)
4	Veracruz, Ver.	Alta tasa	Piedra (10 cm.)
5	San Rafael, Edo de Mex	Alta tasa ** (doble etapa)	Piedra (15 cm)
6	Zapata, Tab.	Alta tasa	Piedra (10 cm)
7	Paraiso, Tab.	Alta tasa	Piedra (10 cm)
8	Ind. IEM, Edo de Mex	Baja tasa **	Piedra (10 cm)
9	San Juan del Río, Qro.	Alta tasa	Piedra (10 a 12.5 cm)
10	Apizaco, Tlax.	Intermedia	Piedra (7.5 cm)
11	Club Mex. D.F.	Alta tasa ** (doble etapa)	Piedra (6.3 cm)

\*\* Datos no confirmados

**Tabla 3 Niveles de eficiencia de remoción de DBO<sub>5</sub>, DQO y SST en las plantas de tratamiento que operan actualmente**

No.	Ubicación	DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	Eficiencia de remoción según literatura.
1	C.U. D.F.	78	58	60	65 - 85 *
2	Manzanillo, Col.	77	78		65 - 80 **
3	Veracruz, Ver.	75	68	63	65 - 80 **
4	Ind. IEM, Edo de Mex	68	70		80 - 85 ***
5	San Juan del Río, Qro.	54	58		65 - 80 **
6	Apizaco, Tlax.	77	74	73	50 - 70 ****
7	Club México, D.F.	86	83		65 - 80 **
Promedio		77	72		



- \* Eficiencia de remoción para filtros de super tasa
- \*\* Eficiencia de remoción para filtros de alta tasa
- \*\*\* Eficiencia de remoción para filtros de baja tasa.
- \*\*\*\* Eficiencia de remoción para filtros de tasa intermedia

Es importante mencionar que las eficiencias de remoción reportadas en la planta de tratamiento de San Juan del Río, no fueron tomadas en cuenta en la determinación de los valores promedios ya que, el monitoreo fue realizado en el período de arranque de esa instalación.

Por otra parte de las 11 plantas en la actualidad, solamente operan 7 unidades y de las 4 que se encuentran fuera de operación, una se encuentra abandonada y en las tres restantes se tiene problema de indefinición administrativa y falta de voluntad política para llevar a cabo su operación (Ramírez, 1992).

### 3.3. Proceso de filtros percoladores

#### 3.3.1. Partes que conforman un filtro percolador

##### 3.3.1.1. Cercado

Como el filtro percolador es una estructura rellena de empaque, el cuerpo de éste debe ser muy resistente. Cuando se construyen filtros percoladores tradicionales (relleno de roca), éstos tienen una altura que fluctúa entre 2 y 4 metros; y como su medio de empaque es roca, se debe contar con suficiente espacio en la planta para dimensionarlo, debido a su gran tamaño (hasta 60 m de diámetro). En la mayoría de los casos, el cerco se compone de una pared cilíndrica vertical de concreto armado por el peso que éste tiene que soportar.

En regiones de clima templado las paredes externas de los lechos biológicos deben ser aproximadamente 0.70 m más altas que la superficie del material de soporte, para así reducir el riesgo del congelamiento; en regiones de clima tropical esta consideración no es aplicable cuando se construyen los filtros percoladores.

En cambio, cuando se construyen filtros percoladores que su medio de empaque es plástico, la altura de estos es



mayor (6 a 20 m), por lo que el cercado debe ser lo suficiente resistente para contener todo el medio.

El tipo de material a usar en ambos casos dependerá de los costos del material y la disponibilidad en el mercado, pero para el caso de los filtros percoladores de 6 a 20 m de alto conviene usar un cerco de plástico bien cimentado para evitar que el viento o su propio peso pueda derribarlo (GTZ, 1991).

### 3.3.1.2. Sistema de drene

Se encuentra ubicado en la parte inferior del filtro percolador cuyo propósito es sostener los empaques y dejar pasar el agua residual tratada. Los drenes pueden estar abiertos en ambos extremos, de modo que puedan inspeccionarse fácilmente y evitar que haya obstrucciones.

Este debe tener suficientes espacios libres apropiados en la base, a fin de permitir el drenaje del líquido, los drenes inferiores también ventilan el filtro, proporcionando aire para los microorganismos que viven en la película biológica de este. Los espacios deben tener un área total de cerca del 2% del área superficial del lecho empacado (Metcalf-eddy, 1981, Winkler, 1986).

La ventilación normal se lleva a cabo por gravedad dentro del filtro. Como generalmente existe una diferencia de temperatura entre el agua residual y el aire ambiente habrá un proceso de intercambio de calor dentro del lecho del filtro. El cambio de la temperatura del aire dentro del filtro causa un cambio de densidad y de esta manera se establece una corriente de convección. La dirección del flujo dependerá de las temperaturas relativas del aire y del agua residual. El flujo de aire a través de un filtro es descendente si la temperatura del aire es mayor que la del agua residual. En tiempo frío, cuando las temperaturas son bajas, el flujo de aire será ascendente (Metcalf-Eddy, 1981).

### 3.3.1.3. Medio de soporte

El medio filtrante provee la superficie sobre la cual los microorganismos crecen. La selección del medio depende generalmente del material de que se disponga en la localidad, o del costo del material. El medio filtrante ideal tiene las siguientes características:

- Es un material que posea una elevada área superficial por unidad de volumen para el crecimiento de la película microbiana.
- Debe tener suficientes espacios de vacío para el libre flujo de aire.
- Debe ser biológicamente inerte (que no experimente biodegradación ni inhiba crecimiento de los microorganismos).
- Debe ser químicamente estable.
- Debe ser mecánicamente estable (duradero y que no se obstruya fácilmente).

Cualquiera que sea el producto que se emplee, usualmente se especifica que debe ser homogéneo, duro, limpio y sin polvo e insoluble en los constituyentes de las aguas residuales. La uniformidad del tamaño es un modo de asegurar el espacio adecuado de los poros (Departamento de sanidad del estado de New York, 1990, Grady-Lim, 1980, y Metcalf-Eddy, 1981).

El medio filtrante sirve para el doble propósito de proporcionar un soporte sólido y estable para la formación de lodo y la película gelatinosa (lama) que producen las bacterias, así como exponer la máxima área superficial al flujo del líquido bajo tratamiento y de la superficie mojada al contacto del aire. La Tabla 4, muestra las propiedades físicas de varios tipos de medios y la Tabla 5, muestra las características hidráulicas de medios de filtros seleccionados.

La opción para elegir el medio dependerá básicamente de los costos y esto establece condiciones diferentes a nivel de construcción de obra civil en sistemas de drenaje y cercado.

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



Tabla 4. Propiedades físicas de varios tipos de medios de filtro percolador

Tipos de medio	Tamaño nominal (Pulgadas)	Pie <sup>3</sup> por unidad	Peso por unidad lbpie <sup>-3</sup>	Area superficial específica pie <sup>2</sup> pie <sup>-3</sup>	Espacio vacío (%)
Granito	1-3	-	90	19	49
	4	-	-	13	60
Escoria de horno de descarga	2-3	51	68	20	49
Aeroblock (Loza vitrificada)	6*41*12	2	70.	20-22	53
Anillo Rasching (cerámica)	1½*1½	340	40.8	35	682
Dowpac 10	21*37½	2	3.6-3.8	25	94
Dowpac 20	21½*38½	2	6	25	94

Fuente: Benefield, 1980.



Tabla 5. Características hidráulicas de medios de filtros seleccionados

MEDIO	Superficie específica, $\text{pie}^2/\text{pie}^3$
Poligryd	30
Esferas de vidrio, 0.5 pulg. (1.3 cm) de diámetro.	85
Esferas de vidrio, 0.75 pulg. (1.9 cm) de diámetro.	60.3
Esferas de vidrio, 1.0 pulg. (2.5 cm) de diámetro.	41.6
Esferas de porcelana, 3.0 pulg. (7.6 cm) de diámetro.	12.6
Roca, 2.5 - 4.0 pulg. (6.3 - 10.2 cm) de diámetro.	-
Dowpac	25.
Asbesto	25.
Mead-Cor	30.
Asbestos	50.
Asbestos	85.

Fuente: Benefield, 1980.

Actualmente, está en uso el medio de soporte plástico ya que éste es inerte a las sustancias en contacto con él, de manera que no inhibe el crecimiento de la capa microbiana ni es atacado por sustancias presentes en las aguas residuales bajo tratamiento. Debe ser suficientemente fuerte físicamente para soportar su propio peso y el de la lama asociado y que no se desintegre durante un cierto periodo de tiempo (Winkler, 1986).

La configuración del empaque debe permitir suficientes espacios entre las superficies adyacentes para que pueda crecer la película de lama microbiana, sin que los intersticios queden bloqueados y permitir así, el flujo del líquido a través del aire y del lecho. Los tipos de empaque en uso común se pueden clasificar convenientemente en dos grupos: medios minerales o "convencionales", y los medios especialmente fabricados, de reciente desarrollo, construidos generalmente con materiales plásticos. Los empaques plásticos se denominan a menudo "medios a alta tasa". Y los percoladores que contengan empaques plásticos como "biofiltros a alta tasa". El término "alta tasa" se refiere a la carga del sistema, y aunque los medios de soporte plástico, especialmente fabricados están particularmente bien adaptados a las cargas a alta tasa, ciertos tipos de medios minerales "convencionales" se utilizan a tratamientos a alta tasa.

En términos generales, los medios con altos valores específicos superficiales tienen la tendencia a tener espacios intersticiales angostos, y son apropiados para tratamientos a baja tasa, mientras que aquellos con bajos valores específicos superficiales tienen la tendencia a tener amplios espacios intersticiales, apropiados para tratamientos a alta tasa (Winkler, 1986)

#### 3.3.1.4. Sistema de distribución del líquido

Para dar abastecimiento a los organismos saprófitos que colonizan los filtros de rocío de nutrimentos y oxígeno en una corriente continua, las aguas residuales que sirven de transporte se deben airear bien y llegar a las superficies activas del medio filtrante en cantidades substancialmente iguales. Para este propósito, los efluentes de las unidades primarias de tratamiento se distribuyen sobre el lecho en forma de gotas, láminas delgadas, o chorros asperjados emitidos desde boquillas fijas o móviles (Fair-Geyer y Okun, 1989).

En general, existe la tendencia a que las unidades pequeñas tengan sistemas fijos de distribución del líquido, y que las unidades grandes tengan distribuidores móviles. Los dos tipos de distribución originan diferentes regímenes hidráulicos dentro del empaque, lo que puede tener un efecto significativo en el funcionamiento de la unidad (Winkler, 1986).



Los distribuidores rotatorios de salidas múltiples se componen de dos o más tubos o brazos horizontales, balanceados estructuralmente y sujetos a una columna central de abastecimiento y soporte (Fair-Geyer y Okun, 1989).

Las aguas residuales sujetas a tratamiento brotan horizontalmente desde bocas circulares situadas en uno de los lados de los brazos rotatorios. Las bocas pueden ser orificios o boquillas desechables, y sus chorros se pueden abrir en forma de abanico mediante placas aspersoras ajustables para cubrir todas las partes del lecho y evitar que el agua choque directamente con el medio (Fair-Geyer y Okun, 1989).

Los brazos del distribuidor pueden ser de sección transversal constante en las unidades pequeñas, o de sección decreciente a fin de mantener una velocidad mínima de transporte. Las boquillas están esparcidas irregularmente de forma que se consiga más flujo por unidad de longitud cerca de la periferia que en el centro. Para obtener una distribución uniforme sobre toda la superficie del filtro, el flujo por unidad de longitud deberá ser proporcional a la distancia del centro del filtro. La pérdida de carga a través del distribuidor es del orden de 0.6 a 1.5 m (Metcalf-Eddy, 1981).

Los tubos se encuentran colocados a una altura suficiente sobre la superficie del lecho para dejar un claro mínimo de 3 pulgadas (7.62 cm) con un margen adecuado para las acumulaciones esperables de hielo en los climas fríos. Los brazos son accionados, ya sea por la reacción, es decir, la acción de chorro de la aspersión, o bien, por un motor eléctrico incluido que hace girar a la columna central. Los distribuidores pequeños giran aproximadamente a 2 r.p.m., y los grandes a una velocidad aproximada de 0.5 r.p.m.

Los distribuidores autoimpulsados se construyen generalmente para cubrir lechos desde 20 a 200 pies de diámetro (6.1 a 61m). La columna piezométrica sobre la línea de centro de sus tubos por lo general es, de 12 a 24 pulgadas (30.5 a 51 mm) para la propulsión a flujos mínimos. Las velocidades de flujo son generalmente menores que  $4 \text{ pie s}^{-1}$ . (1.22 m.p.s.). La columna central revolvente se puede dotar de un sello de mercurio.



Algunos distribuidores se encuentran equipados con dispositivos de derrame, a través de los cuales los flujos elevados se desvían hacia los brazos o a las secciones de los brazos que se mantienen inactivos a flujos bajos. Una muestra de las capacidades y dimensiones de los distribuidores es la magnitud de 0.16 a 1.25 y hasta 3.30 millones de galones al día (4.72 a 6.05 y hasta 12.2 millones de litros al día) para filtros desde 40 a 100 y hasta 150 pies de diámetro, siendo las líneas de alimentación de 6 a 10 y hasta 14 pulgadas (15.24 a 25.4 y hasta 35.5 cm), mientras que los brazos distribuidores son de 2.5 a 4 y hasta 8 pulgadas (6.4 a 10.04 hasta 20.4 cm) de diámetro.

Cuando los flujos son menores que la velocidad requerida para hacer girar al distribuidor, la alimentación se suspende hasta que el tanque se llena y puede abastecer a las velocidades necesarias.

La operación mediante la rueda hidráulica generalmente se limita a los distribuidores que cubren lechos de 5 a 25 pies (1.52 a 7.6m) de diámetro, y que operan bajo una carga mínima aproximadamente de 2 pies (60.96 cm). Los distribuidores accionados por motor rocían generalmente a lechos de 25 a 150 pies (7.6 a 45.5 m) de diámetro; requieren una columna pequeña. Los discos accionados en forma hidráulica y mediante motores de 12 a 30 pulgadas (31 a 76.2 cm) de diámetro y girando a 300 r.p.m., con una altura de 20 pulgadas (50.8 cm) sobre la superficie del lecho bajo una columna de 10 a 20 pulgadas (25.4 a 50.8 cm) pueden cubrir lechos de 13 a 34 pies (3.95 a 10.30 m) de diámetro con aspersores (Fair-Geyer y Okun, 1989).

Las características más importantes que hay que tener en cuenta al elegir un distribuidor, son la robustez de construcción, facilidad de limpieza, capacidad de manejar grandes variaciones de caudal manteniendo la adecuada velocidad de giro, resistencia a la corrosión del material y su sistema de recubrimiento. Los distribuidores se fabrican para lechos con diámetros de hasta 60 metros (Metcalf-Eddy, 1981).

Los sistemas de distribución de boquilla fija consisten en una serie de boquillas pulverizadas situadas en los vértices de un conjunto de triángulos equiláteros que cubren el lecho del filtro. Un sistema de tuberías distribuye uniformemente el agua residual a las boquillas.

Se emplean unas boquillas especiales, que efectúan un rociado plano, variándose la carga sistemáticamente, de modo que el rociado caiga primero a una distancia máxima de la boquilla y, a continuación, a una distancia decreciente cuando la carga descienda lentamente. De esta forma, se aplica una alimentación uniforme sobre toda la superficie del lecho. También se utilizan boquillas de media pulverización a lo largo de los lados del filtro (Metcalf-Eddy, 1981). Los campos de boquillas fija requieren cargas de 5 pies (1.52 m) o mayores (Fair-Geyer y Okun, 1989).

### **3.3.1.5. Sistema recolector**

Los colectores satisfacen el propósito de retirar las aguas residuales que han pasado a través del filtro para aplicarles el tratamiento subsecuente y la disposición de las mismas.

### **3.3.2. Clasificación de los filtros percoladores**

#### **3.3.2.1. Filtros percoladores que usan medio de roca**

El medio filtrante consiste generalmente en piedras cuyo tamaño oscila de 2.5 a 10 cm de diámetro. La profundidad de piedras varían con cada diseño particular, generalmente de 0.9 a 2.4 m con una profundidad media de 1.8 m El material más aconsejable suele ser grava o piedra triturada clasificada por tamaños uniformes. La roca volcánica es sumamente adecuada para este fin. También se utilizan otros materiales tales como escoria, cenizas o antracita. Las piedras con diámetro inferior a 2.5 cm no proporcionan suficientes espacios de poros entre las piedras que permitan el flujo libre del agua residual y de los sólidos arrastrados, obteniéndose como resultado, la obstrucción del medio y estancamiento del agua dentro del filtro o en la superficie. Las piedras de diámetro grande evitan el problema de la obstrucción, pero tienen un área superficial relativamente pequeña por unidad de volumen, por ello no pueden soportar una población biológica tan grande (Metcalf-Eddy, 1981).

Una característica importante del medio filtrante es su resistencia y durabilidad. Esta última puede determinarse mediante el ensayo del sulfato de sodio, que se utiliza para probar la consistencia de los agregados de



hormigón (Metcalf-Eddy, 1981). Las paredes externas de los lechos biológicos deben ser aproximadamente un 0.70 m más alta que la superficie del material de soporte para así reducir el riesgo de congelamiento en climas fríos (GTZ, 1991).

Se debe contar con una zona de protección de 300 m o más desde las viviendas vecinas, principalmente como medida de protección contra las moscas *Psychoda*. (GTZ, 1991).

En la mayoría de los casos, la estructura se compone de una pared cilíndrica vertical de concreto. En el cilindro central independiente se instalan las partes del sistema de distribución. Por lo general, la estructura está abierta en la parte superior e inferior, lo cual produce un efecto de una chimenea que proporciona aire suficiente, y en consecuencia, el oxígeno que requiere la flora bacteriológica. En algunos casos, se instalan cubiertas en los lechos biológicos para que los olores fuertes no causen molestias (GTZ, 1991).

El fondo de los lechos biológicos puede ser de forma circular o rectangular. Los lechos biológicos circulares se pueden regar con aspersores giratorios que distribuyen uniformemente el agua residual. Sin embargo, en los lechos rectangulares (cuadrados), el agua residual no logra alcanzar la zona de las esquinas, por lo que será necesario contar con un equipo adecuado de distribución (chorros, canales, tuberías de acero suspendidas en vehículos motorizados) (GTZ, 1991).

Las paredes del lecho biológico se construyen con ladrillo, concreto o concreto armado, comprende canales y sumideros que recolectan las aguas residuales tratadas. El espacio entre estos colectores varía de 1.50-4.0 m El canal del efluente debe poseer una pendiente de 0.5-1% o más. El canal central debe ser accesible desde ambos extremos. El piso de drenaje sirve para varios propósitos durante la operación (GTZ, 1991):

- Sosten del material de soporte.
- Recolección y descarga del agua residual tratada.
- Abastecimiento de aire suficiente en el lecho.

En la construcción del piso vacío se emplean elementos estructurales prefabricados, ladrillos o concretos. Estos elementos deben contar con aberturas que correspondan, por

lo menos, al 1% del espacio del piso del lecho biológico, y una cavidad de 0.15 m de alto, con el fin de asegurar un abastecimiento de aire adecuado (GTZ,1991).

El material de soporte debe cumplir con dos propósitos, se emplea para la adhesión de la película biológica y para formar los espacios que permitirán la aireación. El material se coloca en tres capas:

- La capa protectora en la parte superior de los drenes, de 80 a 150 mm de altura, con piedras de 60 a 100 mm de diámetro.
- La capa efectiva de 1.60 m de altura para los lechos biológicos de baja carga y piedras de 30 a 50 mm de diámetro. La altura de esta capa es de 3.50 a 4.0 m en los lechos percoladores, mientras que el tamaño de las gravas varía de 40 a 80 mm ó 40/63 mm y 63/80 mm.
- La capa de distribución, en la parte superior del lecho, tiene una altura de 0.20 m, con piedras de 20 y 30 mm de diámetro (GTZ,1991).

Sólo la altura de la capa efectiva varía en relación a las diferentes alturas de los lechos, mientras que la altura de la capa protectora y la de la capa de distribución tienen las dimensiones mencionadas anteriormente (GTZ,1991).

El equipo de distribución del agua residual debe repartir uniformemente el agua residual sobre toda la superficie del material de soporte. El agua residual puede distribuirse a través de dos métodos diferentes:

- Mediante chorros fijos con presiones elevadas (superiores a 1.5 m), ó canales que requieren de un tanque de dosificación para regular la interrupción del abastecimiento de agua residual. Estos sistemas de chorro se emplean en los sistemas pequeños de tratamiento.
- Mediante un equipo móvil como los distribuidores giratorios con guías laterales en forma de canales o artesas (GTZ,1991).



### 3.3.2.2. Filtros percoladores que usan medio plástico

#### 3.3.2.2.1. Medio plástico de empaque

Cierto número de medios de empaque de fabricación especial tienen un uso cada vez mayor a fin de que ofrezcan una superficie de soporte para las películas de lama microbiana; por lo general, estos medios son de material plástico, con varias configuraciones alternativas. Los medios tienen altas fracciones de espacios en general, mayores del 90%, con amplios espacios intersticiales en el empaque, y pesan aproximadamente la décima parte de lo que pesan los medios minerales en operación. Esta ligereza en el peso permite utilizar lechos mucho más profundos, donde las capas inferiores del empaque son capaces de resistir una profundidad de lecho de 7 a 10 m de profundidad junto con la lama asociada. Se debe observar que con estos medios de empaque de peso ligero, el peso de la película de lama sobre el empaque, puede tener un peso varias veces superior al del empaque seco. La alta fracción de espacios vacíos y los amplios espacios intersticiales permite aplicar al lecho grandes cargas de nutrimentos orgánicos, sin correr el riesgo de obstruir el lecho, debido al excesivo crecimiento de la lama.

Además, la configuración de ciertos tipos de medios de soporte fabricados está diseñada para aumentar el desprendimiento. Algunas configuraciones de medios plásticos de soporte son especialmente apropiados para operar con una alta tasa de carga orgánica, y se le conoce corrientemente como "medios a alta tasa". No obstante, se usan medios minerales gruesos con sistemas a alta tasa, de manera que se debe evitar el uso del término con dicho significado. Hablando estrictamente, cualquier percolador con una alta tasa de carga de nutrimentos es un sistema a alta tasa, no importa cuál sea la naturaleza del medio de soporte. Sin embargo, la convivencia de algunos de los empaques plásticos para operaciones "a alta tasa", ha llevado a su extendido uso con este fin, y los medios minerales han demostrado ser generalmente efectivos en procesos a baja tasa o de "pulimento". Por tanto, los medios de empaque plástico complementan, más bien que sustituyen los medios minerales convencionales, de manera que un sistema de empaque plásticos es utilizado frecuentemente como un proceso adicional para aumentar, ampliar o suplementar una planta convencional existente.

Los valores específicos de superficie de los medios de soporte especialmente fabricados, varían notablemente según la configuración que se usa, ver Tabla 4, pero se informa de valores dentro de un rango que varía desde un valor aproximadamente igual a los de los medios minerales convencionales, hasta más del doble de dichos valores. Como sucede con los percoladores convencionales, se debe tener en cuenta dejar un espacio en la base del lecho, para el acceso del aire; el área de las lumbreras debe ser en total del 1 al 2% del área de la superficie del lecho.

Se ha producido comercialmente diferentes diseños de medios de soportes, las propiedades buscadas en el desarrollo de un medio de soporte han sido resumidas como: la capacidad de operar con altas cargas de nutrimentos e hidráulicas, con una estructura suficientemente abierta para evitar el bloqueo debido a la acumulación de la lama y para permitir el fácil acceso del aire sin que sea necesario recurrir a la ventilación forzada. Es necesario que la estructura sea biológica y químicamente inerte, con la suficiente resistencia física para soportar una apropiada profundidad de empaque con su crecimiento asociado de lamas, pero de peso ligero a fin de reducir los costos estructurales. La configuración de los empaques debe promover la distribución uniforme del líquido, haciendo mínima la canalización, y presentar una superficie específica de alta capacidad de humectación y el conjunto de la unidad debe presentar un costo global atractivo, en términos de la eliminación de nutrimentos.

Es así, que los fabricantes diseñaron el medio plástico para obtener un medio con ambas características: una área superficial específica más grande, y un volumen más grande de vacío. En la Figuras 2 y 3 se muestran dos tipos comunes (vaciados y modulares) los mostrados en la Figura 2 tienen un área superficial específica entre  $30 \text{ pie}^2\text{pie}^{-3}$  ( $98\text{m}^2\text{m}^{-3}$ ) y  $104 \text{ pie}^2\text{pie}^{-3}$  ( $340\text{m}^2\text{m}^{-3}$ ) con relaciones de vacío de 93-95%. Los medios modulares de la Figura 3 tienen áreas superficiales específicas de 25 a  $60 \text{ pie}^2\text{pie}^{-3}$  ( $81 \text{ a } 195\text{m}^2\text{m}^{-3}$ ) con espacios de vacío alrededor de 93-95% (Grady-Lim, 1980, Winkler, 1986).



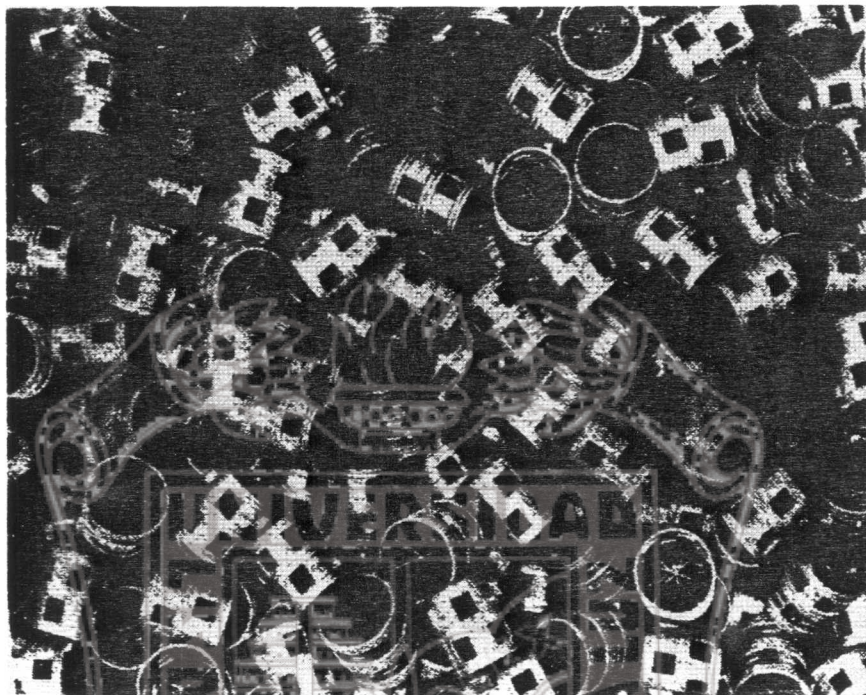


Figura 2. Medio vaciado usado en filtros percoladores

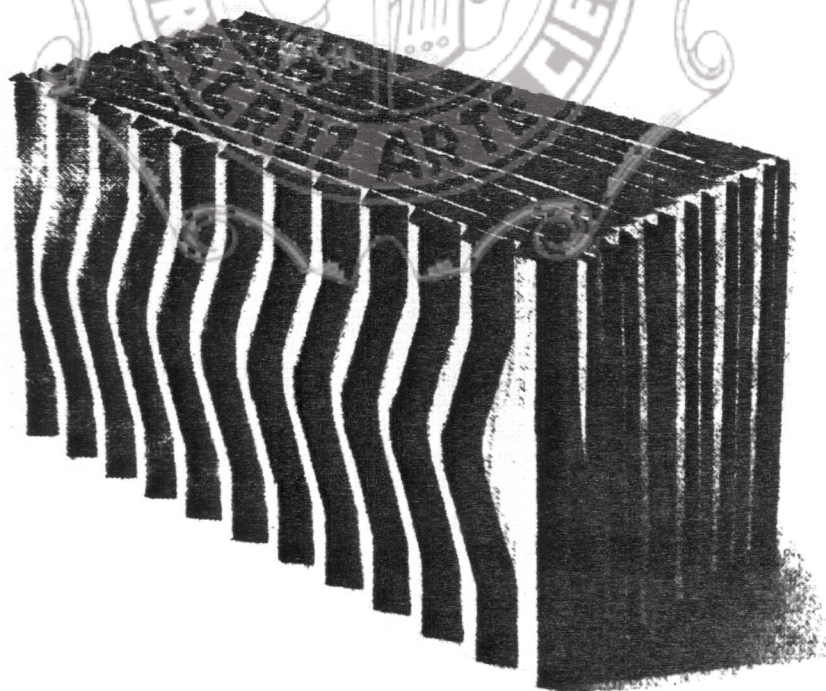


Figura 3. Medio modular usado en filtros percoladores

### 3.3.2.2.2. Configuración de los medios fabricados de soporte

El diseño de los medios fabricados de soporte que se pueden obtener comercialmente se pueden clasificar convenientemente en dos grupos: medios ordenados y medios al azar. Los medios ordenados se forman por la distribución de superficies sólidas de soporte, cuidadosamente orientadas, a fin de proporcionar una distribución óptima del líquido que fluye sobre las superficies. Están contruidos en la mayoría de los casos, con materiales plásticos y se ensamblan como "módulos" de tamaño conveniente, que se apilan cuidadosamente para formar la cama del percolador. Los medios ordenados se pueden clasificar según su configuración, como medios de láminas verticales, medios de tubos verticales y medios de redes geométricas.

"Los medios de láminas verticales" consisten en laminas de plástico corrugadas y acanaladas, por lo general de cloruro de polivinilo (PVC), ensambladas para formar un bloque o "modulo" que contiene numerosos canales abiertos en zig zag.

Los medios pueden ser transportados como láminas para ser conformados como módulos en el lugar, o como módulos preparados de antemano. Dichos módulos se apilan para formar el lecho del tamaño deseado, con los módulos dispuestos con sus láminas componentes en posición vertical, y con la dirección lateral de las láminas en ángulo recto con los de la capa inferior. El espaciamento de las láminas puede variar entre 40 y 60 mm, por ejemplo, con el mayor espaciamento para tener en cuenta la mayor acumulación de películas de lama que se experimenta con las altas tasas de nutrimentos. El lecho así formado tiene un espacio vacío de 95% y una superficie específica entre 85 y 239  $m^2m^{-3}$  de lecho, dependiendo del tipo de lámina y de su espaciamento.

La profundidad de los lechos así formados puede ser de 3 m sin apoyo intermedio con un máximo citado de 7.2 m para uno de los tipos. Este tipo de empaque se adapta particularmente bien a las operaciones de alta tasa de carga. El peso del empaque seco es aproximadamente de 40 kg  $m^{-3}$ , aumentando hasta tanto como 300 kg  $m^{-3}$ , en operación .



"Los medios de tubos verticales" consisten de un ensamblaje estrechamente empacado de tubos verticales, con un diámetro de 80mm, fabricados de PVC no plastificado y que se extienden a toda la profundidad del lecho. Cada tubo se divide interiormente para formar una estructura en forma de panal con tubos más pequeños teniendo cada uno de ellos alrededor de 15 mm por lado. Esto proporciona un espacio de vacíos de 94% y una superficie específica de  $220 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$  de lecho. El lecho utiliza una profundidad entre 4 y 6 m. La eficiencia de un medio tubular depende en gran manera de la uniformidad de la distribución del líquido en la parte superior del lecho, ya que una vez que el líquido entra en el tubo se quedará ahí hasta llegar al fondo del lecho, y un tubo que no reciba suministro se quedará ahí seco en toda su longitud.

"Los medios de redes geométricas" se fabrican con cilindros verticales formados por redes plásticas, ensamblados para formar módulos con estructura de malla geométrica, la cual proporciona fácil acceso del aire y facilita el desprendimiento de la película biológica. Un medio ordenado, consiste de láminas corrugadas de metal desplegado, ensambladas a fin de formar una estructura de panal.

"Los medios de empaque al azar", consisten de piezas plásticas de forma especial, apiladas sin una especial orientación, dentro de una apropiada estructura de retención. Las piezas plásticas son anillos o tubos cortos de PVC o Polipropileno; su área superficial se aumenta de diversas maneras, con perforaciones en las paredes y la inclusión de ondulaciones internas o externas o aletas, con dimensiones típicas de 5 a 90 mm. El espacio de vacíos en los lechos empacados con dichas piezas es aproximadamente el mismo que el de los empaques ordenados y, a pesar de que los valores de la superficie específica son también en general similares, se pretende obtener valores hasta de  $330 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$  para uno de los tipos. El lecho empacado se arma de una manera relativamente simple volcando la masa de piezas plásticas dentro de la estructura del recinto, utilizando un conductor neumático o una correa conductora, o vaciando los envases uno después del otro. A pesar de que los medios al azar se desarrollaron originalmente como una alternativa para los medios minerales, convencionales en el caso de los procesos a baja tasa o de "pulimento", sus altos valores de espacios vacíos y de superficies específicos, han permitido utilizar tasas relativamente

altas de cargas de nutrimentos con los medios plásticos, al mismo tiempo que obtener la calidad de efluente de un sistema convencional a baja tasa. El peso de un lecho de medio al azar es similar al de un lecho de medio ordenado, con un peso seco de 40 a 70 kg m<sup>-3</sup> y hasta 200 kg m<sup>-3</sup> en operación.

Los empaques plásticos están contenidos dentro de muros ligeros, que pueden ser de concreto, acero, plástico reforzado con vidrio, ladrillos o láminas de PVC colocadas sobre una armazón de acero dulce o madera. En los medios ordenados, las láminas de revestimiento sirven más bien para retener el líquido que para servir de apoyo al empaque. Se proveen espacios libres apropiados en la base, a fin de permitir el drenaje del líquido y el acceso del aire, con un área total de cerca del 2% del área superficial del lecho empacado. La manera más económica de contener los empaques aleatorios es dentro de estructuras de sección circular, y los sistemas modulares en estructuras rectangulares. La distribución del suministro de líquido sobre la superficie superior del lecho se efectúa con los mismos dispositivos que los medios minerales convencionales. Debido a que la ligereza de los medios plásticos ha fomentado el uso de lechos profundos con secciones transversales menores, es común utilizar rociadores fijos o canales de distribución provistos de placas contra salpicaduras. En el mundo están en uso cerca de 2000 plantas de percolación en gran escala y a alta tasa que utilizan medios de empaque plásticos, incluyendo tipos ordenados y al azar. Los medios de empaque plástico se utilizan en el tratamiento de aguas residuales procedentes de un amplio campo de industrias; que incluyen desechos petroquímicos y del petróleo, así como de los procesos alimentarios, de fermentación, productos farmacéuticos, así como desechos de las industrias del papel, químicas y textiles (Winkler, 1986).

### 3.3.2.2.3. Funcionamiento de los empaques plasticos

La eficiencia de la separación de nutrimentos para condiciones de carga dadas está determinada principalmente por la superficie específica del medio de empaque esto quiere decir que, para un área dada de película de lama contenida dentro de un empaque, el grado de separación de nutrimentos es casi igual para los diferentes tipos de medios de soporte. Al considerar los valores citados para la superficie específica, no se debe olvidar que ciertas



partes de la superficie dentro del empaque puede que nunca se mojen, o en todo caso, que se mojen de manera intermitente, por el flujo de líquido y que por tanto, no soporten el crecimiento de la película de lama. Es de esperar que la distribución del líquido sobre la superficie del empaque, tenga un efecto significativo en el funcionamiento de la unidad.

En estudios comparativos de diferentes empaques con una alta tasa de aguas residuales domésticas, se encontró que sobre la base de la misma área específica superficial, los medios de láminas onduladas eran comparables a un medio mineral grueso y convencional y más eficiente que los medios formados con láminas. El funcionamiento superior de los medios plásticos al azar se puede atribuir al patrón de flujo de la película de líquido dentro del empaque. En los empaques al azar, el líquido está sometido a frecuentes y sucesivos cambios de dirección por causa de los perfiles plásticos, lo que resulta en una mejor humectación de las superficies del empaque, mejor mezcla del líquido y transferencia mejorada del oxígeno comparados con los empaques ordenados, a pesar de que el desprendimiento de la película de lama podrá efectuarse con mejor facilidad (Winkler, 1986).

### 3.3.3. Usos del filtro percolador

Los filtros percoladores constituyen el método adecuado para el tratamiento de las aguas residuales municipales e industriales, siempre que no se quiera obtener un efluente de alta calidad. A continuación se indican algunos aspectos sobre sus características:

1. Tiene como objetivo el tratamiento secundario de las aguas residuales
2. La eficiencia de los filtros percoladores y las dificultades en la operación dependen de la calidad de las aguas residuales.
3. El proceso consiste en reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) percolando el líquido sobre microorganismos (bacterias) existentes en un medio compuesto por roca o plástico.

Constituyen la solución para el tratamiento de aguas residuales de:

- a. Localidades medianas y pequeñas.
- b. Instituciones (hospitales, escuelas y hoteles).
- c. Industria textil (algodón).
- d. Industrias para el procesamiento de pieles (curtidurías).
- e. Lavanderías (tintorerías).
- f. Enlatado de alimentos, fermentación y productos farmacéuticos.
- g. Industria láctea.
- h. Industria de cerveza.
- i. Empacado de carnes.
- j. Industria del café.
- k. Desechos petroquímicos y del petróleo.
- l. Industria del papel. (Izurrieta, 1991).

Los filtros percoladores pueden muchas veces ser aplicados económicamente a aguas de desecho con concentraciones bajo el rango de concentración de materia orgánica de 50 a 4000 mg l<sup>-1</sup> como T<sub>5</sub>OD. No obstante, debido a que los filtros percoladores pueden llevar a cabo la remoción parcial de materia orgánica, ellos a menudo se utiliza un pretratamiento para una corriente alta de agua de desecho antes de descargarla al drenaje municipal o antes de un tratamiento por lodos activados. Además como los filtros de medio plástico pueden ser construidos tan altos como torres, son particularmente útiles donde el área de terreno es limitada. Finalmente, porque son de operación simple, los filtros percoladores son usados extensivamente para comunidades pequeñas, las cuales, no pueden proporcionar la alta habilidad que requiere la operación para lodos activados (Grady-Lim, 1980).

#### 3.3.4. Consideraciones sobre el medio filtrante

Los filtros percoladores son lechos de 1 a 12 m de profundidad rellenos de materiales tales como roca, clinkers o materiales sintéticos (nombres comerciales: Surfpac, Flocor y Actifil) en formas diversas. El agua residual afluyente percola a través del relleno poniéndose en contacto con la capa de limo biológico.



Las dos propiedades más importantes de los filtros percoladores son la superficie específica y el porcentaje de huecos. La superficie específica se define como los  $m^2$  de superficie de relleno por  $m^3$  de volumen total. Cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de limo biológico por unidad de volumen. Por otra parte, a mayor porcentaje de huecos se consiguen cargas hidráulicas superiores sin peligro de inundación.

Mientras que los lechos rellenos de roca, clinkers u otros materiales similares, no pueden sobrepasar profundidades de 1 a 2.5 m, los lechos de materiales sintéticos pueden soportar profundidades entre 6 y 12 m. El mayor porcentaje de huecos en los rellenos sintéticos facilita el flujo y reduce el peligro de inundación.

Para los rellenos comunes (roca, clinkers, etc.) las características normales son las siguientes: diámetro 4 a 5 cm, área superficial específica 80 a 110  $m^2 m^{-3}$  de volumen global, porcentaje de huecos 45 a 55 % y carga hidráulica máxima  $3.4 \times 10^{-4} m^3 m^{-2} s^{-1}$ .

Las ventajas de los rellenos sintéticos son:

1. Que permiten profundidades del relleno hasta de 12 m.
2. Que se pueden llegar a cargas hidráulicas elevadas hasta  $2.8 \times 10^{-3} m^3 m^{-2} s^{-1}$ .
3. Tienen superficies específicas de hasta  $220 m^2 m^{-3}$  de volumen total
4. Existe un riesgo menor de quedar obstruidos por las aguas residuales que arrastran cantidades importantes de sólidos en suspensión.
5. Debido a su peso ligero requieren una estructura de soporte más barata.

Las desventajas de los rellenos sintéticos son:

1. Su precio comparativamente elevado.
2. Resultan inadecuados para obtener rendimientos en el tratamiento de aguas residuales relativamente importante al compararlos con los que se consiguen con los rellenos normales (Ramalho, 1991).

### 3.3.5. Especificaciones para el diseño y el buen funcionamiento de filtros percoladores

Para el diseño adecuado y el buen funcionamiento de los filtros percoladores es necesario cumplir con ciertas especificaciones.

1. La Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO) no debe ser mayor a  $500 \text{ mg l}^{-1}$  para asegurar condiciones aerobias. En caso que las aguas residuales tengan una DBO mayor el filtro deberá diseñarse con recirculación.
2. Cuando se trate de medio de relleno con una superficie específica alta ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-3}$ ), la carga hidráulica no debe ser muy elevada para evitar una alta cantidad de biomasa que impide la libre circulación del líquido, ocasionando su inundación.
3. El pH de las aguas residuales debe ser tal que el exceso de acidez o alcalinidad se neutralice hasta un valor óptimo entre 7 y 9 en las capas superiores del filtro. Debido a que el exceso de alcalinidad o acidez perturba el proceso biológico, problema que puede obviarse diseñándolo con recirculación del efluente.
4. El proceso aerobio requiere oxígeno para la conversión del carbono y nitrógeno de la materia orgánica. En las primeras capas del filtro percolador se efectúa la liberación del amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y en las siguientes o profundas se forma los nitritos ( $\text{NO}^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}^-$ ).



5. La selección de la profundidad del filtro dependerá de la carga orgánica que se aplique, expresada en kilogramos de  $\text{DBO}_5$  por metro cúbico por día ( $\text{kgDBO}_5\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ ).
6. Para medios de relleno constituido por rocas la profundidad varía de 1 a 3 m, cuando el medio es de plástico puede llegar a tener 12 m. El tamaño de la roca puede ser de 5 a 10 cm de diámetro. Las rocas pequeñas pueden obturar el filtro limitando la circulación del aire, las grandes reducen el área de contacto del líquido con la biomasa adherida a la roca y baja la eficiencia (Izurrieta, 1991).

#### 3.4. Conformación microbiológica de la película en un filtro percolador

##### 3.4.1. Microorganismos característicos que conforman la biopelícula

Los objetivos que persigue el tratamiento biológico del agua residual son la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica. En el caso de agua residual doméstica, el principal objetivo es reducir el contenido orgánico. Para las aguas residuales industriales, la finalidad es eliminar o reducir la concentración de los compuestos orgánicos e inorgánicos. Dado que muchos de estos compuestos son tóxicos a los microorganismos (Metcalf-Eddy, 1981).

El entendimiento de la forma, estructura y actividades bioquímicas de los microorganismos importantes es básico para el diseño de un proceso de tratamiento biológico o en la selección del tipo de proceso a utilizar (Metcalf-Eddy, 1981).

Las aguas residuales domésticas, industriales y comerciales contienen una gran diversidad de sustancias en forma disuelta y no disuelta, las cuales son aprovechadas por los microorganismos para su crecimiento (multiplicación) y para procesos metabólicos (conservación), lo que permitirá removerlas del agua residual. La conversión de dichas sustancias puede

realizarse en un medio que contenga oxígeno (aerobio) o que carezca de él (anaerobio) (GTZ,1991).

Los indicadores en el proceso de tratamiento del agua residual son las bacterias. Las aguas residuales que contienen compuestos orgánicos biológicamente degradables son soluciones nutritivas para estas bacterias, pues allí pueden crecer y multiplicarse, creando así las condiciones necesarias para el desarrollo y la multiplicación de organismos vivientes de mayor nivel (GTZ,1991).

El metabolismo de todas las bacterias comprende el procesamiento de las sustancias orgánicas digeribles que son parcialmente oxidadas y transformadas parcialmente en la propia sustancia celular de las bacterias. La película biológica está poblada por organismos unicelulares (ciliados) y multicelulares (rotatorios, nemátodos y larvas de insectos) de cuyas actividades alimenticias y disposición aerobia de todos depende la eficiencia del lecho biológico (GTZ,1991).

Generalmente, al conjunto de microorganismos se le conoce como reino de los protistas. Haeckel (1866) fue quien concibió el término. Dado que las propiedades de los microbios se encuentran en el límite entre los animales y las plantas, se distinguen de estos por su estructura simple, generalmente unicelular (GTZ,1991).

En la Figura 4, se muestra la ubicación del reino de los protistas en la clasificación de los cinco reinos de Witaker.







**Figura 5. Organismos asociados con el tratamiento biológico de las aguas residuales (Imhoff Y Fair)**

Los números 1 a 4, insectos (X5)

1. Cola en espira acuática, Podura; el género que se encuentra en los filtros asociadores en Achorutes.	3. Larva de la mosca de los filtros, Psychoda.
2. Larva de los gusanos rojos, Chironomus.	4. Pupa de la mosca de los filtros, Psychoda.

Los números de 5 a 17. Protozoarios (X150)\*

5. Didinium	10. Stylonychia	15. Opercularia
6. Euglena	11. Vorticella	16. Anthophysa
7. Chaenea	12. Ameba	17. Oikomonas X 1,500
8. Lionotus	13. Arcella	
9. Colpidium	14. Paramecium	

Los números 18 a 23, Bacterias y hongos (x1,500)

18. Thiospirillum	20. Streptococcus	22. Sphaerotilus
19. Zooglea ramisera	21. Leptomitus	23. Beggiatoa

\* Con excepción del número 17, Oikomonas

Como sucede con los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, el rango y proporciones de las diferentes especies de organismos presentes en la población microbiana depende de las condiciones de operación del sistema, especialmente la carga y la composición de nutrimentos de las aguas residuales en proceso de tratamiento. El equilibrio entre las diferentes especies



presentes varia también con la situación dentro del lecho y, cuando la unidad está situada al aire libre; el equilibrio ecológico mostrará también variaciones estacionales. La película de lama interviene en una compleja serie de cadenas alimentarias y relaciones entre el predador y la presa, desde las bacterias hasta los insectos, teniendo cada una de ellas un efecto significativo en la operación del percolador. Los sistemas de película adherida reaccionan de forma diferente ante los cambios en el ambiente operacional, como la temperatura y la presencia de cargas de choque y materiales tóxicos (Winkler, 1986).

La lama microbiana consiste de un sistema microecológico de bacterias, hongos, protozoarios y alguna macrofauna. Como las aguas residuales en proceso de tratamiento cambian su composición según pasan a través del lecho, los diferentes estratos del empaque estarán en contacto con líquidos de diferentes composición.

El equilibrio ecológico de los organismos en la lama variará, por consiguiente, dentro del lecho. Esto permitirá la existencia de un rango más amplio de especies en el percolador y, la distribución estratificada de las especies dentro del empaque contribuye a la capacidad de los percoladores para resistir cargas de choque. En el tratamiento de las aguas residuales domésticas, las bacterias son los organismos predominantes, encontrándose ejemplos de especies aerobias, anaerobias y facultativas. Como el líquido que sale del fondo del lecho tiene un contenido de nutrimentos muy reducido, es de esperarse que se encuentren bacterias autotróficas en los estratos inferiores que no dependen de los nutrimentos orgánicos. Las bacterias nitrificantes autotróficas están por lo general asociadas con las regiones inferiores de los lechos de percolación (Winkler, 1986).

En los percoladores que tratan las aguas residuales domésticas, la masa gelatinosa construída por las bacterias asume frecuentemente formas ramificadas como las de *Zooglea ramigera*. Esto como forma de protección contra los predadores, para almacenar suministros alimenticios y para favorecer la transferencia de oxígeno. Se encuentran estrechamente asociadas con las eubacterias, las bacterias superiores filamentosas, como *Sphaerotilus* y *Biggiatoa*, y los protozoarios ciliados, frecuentemente predatorios. Los ciliados coloniales dotados de tallos buscan un apoyo en

los flóculos suspendidos y en las películas adheridas. A través del microscopio, las películas y los flóculos muestran tener comunidades vivaces y activas de microbios, dentro de las que también se pueden alimentar rotíferos, nemátodos y otros metazoarios (Fair, Geyer y Okun, 1992).

Los hongos son comunes en la lama del percolador, especialmente cuando los percoladores se usan para el tratamiento de residuos industriales, y tienden a predominar en los estratos superiores del lecho donde la concentración de nutrimentos es más alto en la capa líquida. Hay capas muy gruesas de lama predominantemente fungoides que pueden ser totalmente aerobias, y la transferencia de oxígeno dentro de la lama se efectúa por corrientes protoplásmicas dentro de las hifas fungoides. Los hongos que tienen la capacidad de adherirse fuertemente a las superficies, como *Fusarium* y *Geotrichum* son muy comunes y están entre los primeros organismos que establecen colonias en un empaque. Otros géneros ecológicamente importantes son, *Sepedonium*, *Ascoides* y *Subbaromyces*. A pesar de que el crecimiento algáceo está limitado a la superficie superior de los lechos, donde hay luz disponible, las algas pueden causar problemas cuando el crecimiento excesivo tapa el empaque e interfiere con la distribución de las aguas residuales sobre el lecho del percolador, y en ciertas circunstancias se puede presentar un crecimiento abundante de musgos. Esto se puede evitar techando el lecho. Los protozoarios abundan en los percoladores, predominando los ciliados, la separación en diferentes estratos del lecho reducen la competencia entre las diferentes especies de protozoarios (Winkler, 1986).

Las películas de los filtros de rocío tienen una gran cantidad de organismos que se alimentan de ellas: lombrices acuáticas, gusanos erizados, larvas de insectos, arañas y ácaros pequeños. En la primavera, la película se desprende conforme se acerca el clima cálido. Entonces se pueden desprender con fuerza masas de gusanos u otros metazoarios. Durante el verano, las pequeñas moscas en forma de polillas del género *Psychoda* pueden infestar a los filtros percoladores y crear ciertas molestias en las plantas y sus alrededores. Son favorables para su crecimiento la entrada libre al lecho y las películas suficientemente gruesas para sostener a las larvas (Fair, Geyer y Okun, 1992)



La mosca de los filtros puede pasar a través de las telas ordinarias de mosquitos colocados en las ventanas. Aun cuando no pica, es molesta porque se introduce en los ojos, oídos, poros de la nariz y boca de los encargados de la planta. Su radio de vuelo es corto (algunos cientos de pies), pero puede ser arrastrada lejos por el viento. su ciclo de vida varia de tres semanas a 60°F (15.6°C) a una semana a 85°F (29.4°C) (Fair, Geyer y Okun, 1992).

La mosca adulta es destruida fácilmente ya que los huevos y larvas son deslavados hacia el exterior del filtro cuando la película se desprende. El desprendimiento se puede producir intencionalmente, por ejemplo, por cloración de las aguas residuales aplicadas, o el espesor de la película puede mantenerse bajo control mediante operación de los filtros a velocidades elevadas de flujo. Un pequeño insecto sin alas, acuático con cola espiral, *Achorutes*, se puede alojar en la superficie de los filtros inundados y obstruidos superficialmente, se alimenta de los crecimientos de la superficie y puede ayudar a mantenerla limpia. Los *Psychoda* y los *Achorutes* rara vez comparten el mismo filtro en cantidades grandes, debido a que la *Psychoda* necesita un lecho abierto y el *Achorutes* uno obstruido (Fair, Geyer y Okun, 1992).

Además de las especies microbianas, los animales de un nivel superior pueden tener un papel significativo en la operación del percolador. Los gusanos, caracoles y larvas de insecto pastan en la lama. La importancia que puede tener este efecto depende de la carga del sistema. Las altas tasas de flujo del líquido arrastran las larvas de los insectos mientras que los gusanos lumbrícidos más tenaces permanecen y alivian las molestias causadas por la cría de moscas en la lama. A bajas tasa de flujo de líquido, la actividad de los organismos macroinvertebrados es muy significativa para el inicio del desprendimiento de la película de lama. En unidades al aire libre, la cantidad de lama en el empaque varia estacionalmente, con acumulación de lama en los meses de invierno y una descarga de sólidos en la primavera, que acompaña a un aumento de la población macroinvertebrada. La acumulación de sólidos en el empaque tiene un efecto muy significativo sobre el funcionamiento del percolador. La lama se puede acumular hasta un grado tal que el empaque resulta bloqueado y el flujo del líquido se ve seriamente impedido. El líquido tiende entonces a acumularse en charcos sobre la superficie del lecho, un efecto conocido como

"encharcamiento", y que ocurre cuando el crecimiento de la película sobrepasa la tasa a la que se desprende. Esto ocurre cuando se trata un desecho con alto contenido de nutrimentos que estimulan el crecimiento rápido de la lama. Los residuos con un alto contenido de nutrimentos de sólidos en suspensión pueden ser causa de bloqueo por el aumento en el volumen de lodos debido a la adsorción de lodos en la lama y por la captura de sólidos en los intersticios del empaque. El bloqueo parcial del empaque resulta de una desigual distribución de los líquidos a través del empaque, conocido como "canalización". Esto lleva a que parte del empaque se vea privado de nutrimentos y oxígeno, mientras que otras partes están sobrecargadas, con una consiguiente pérdida de eficiencia (Winkler, 1986).

Los filtros percoladores no crean un medio verdaderamente acuático o uniforme y se distinguen por una sucesión de comunidades a diferentes profundidades del lecho, principalmente debido a los cambios acompañantes en los nutrimentos disponibles. Las formas superiores de vida se alimentan de la película microscópica que cubre al medio de contacto, y a la exposición de la parte superior del lecho a la luz fomenta los crecimientos superficiales de algas (Fair, Geyer y Okun, 1992).

De acuerdo con lo anterior, la purificación que se logra en los filtros percoladores cambia marcadamente en cantidad y clase a diferentes niveles, y la película que se desprende de las piedras consiste no de biomasa fresca, sino principalmente de productos de desecho de la fauna que se alimenta en ese ambiente. La edad de la película varía con la estación, y la estructura de la película no se afecta mucho por las condiciones de flujo (Fair, Geyer y Okun, 1992).

### 3.4.2. Desarrollo de la película.

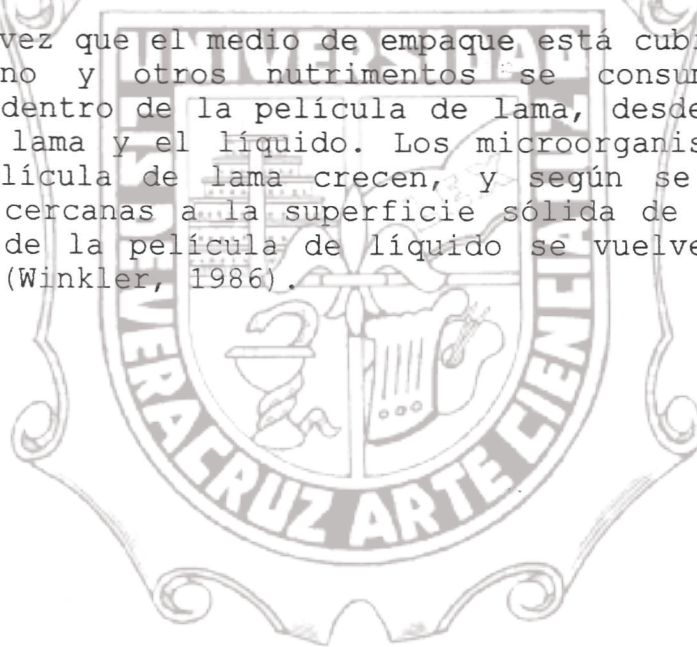
Cuando la capa de agua residual fluye sobre el medio de empaque se forma una especie de película sobre la superficie del material de soporte (lama), constituida por los organismos mineralizantes del substrato del agua residual. Precisamente, ésta película o los microorganismos que la constituyen, se conoce también como "película biológica", adsorben y mineraliza las sustancias contenidas en el agua residual (GTZ, 1991).



El proceso de mineralización comienza aproximadamente seis semanas después de iniciada la filtración; este periodo es necesario para la formación de la película biológica. Por lo tanto, los lechos biológicos no pueden utilizarse para un periodo estacional corto (GTZ,1991).

El espesor de la película biológica aumenta (de 1-2 mm o más) durante la percolación del agua residual hasta que la carga hidráulica la desprende. Las sustancias básicas de esta película biológica superficial son las bacterias que se aglomeran entre sí a través de una masa gelatinosa que ellas mismas producen, adhiriéndose también al material del lecho biológico. (GTZ,1991).

Una vez que el medio de empaque está cubierto de lama, el oxígeno y otros nutrientes se consumen según se difunden dentro de la película de lama, desde la interfase entre la lama y el líquido. Los microorganismos presentes en la película de lama crecen, y según se engruesa sus regiones cercanas a la superficie sólida de soporte y más alejadas de la película de líquido se vuelven anaerobias, Figura 6 (Winkler, 1986).



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

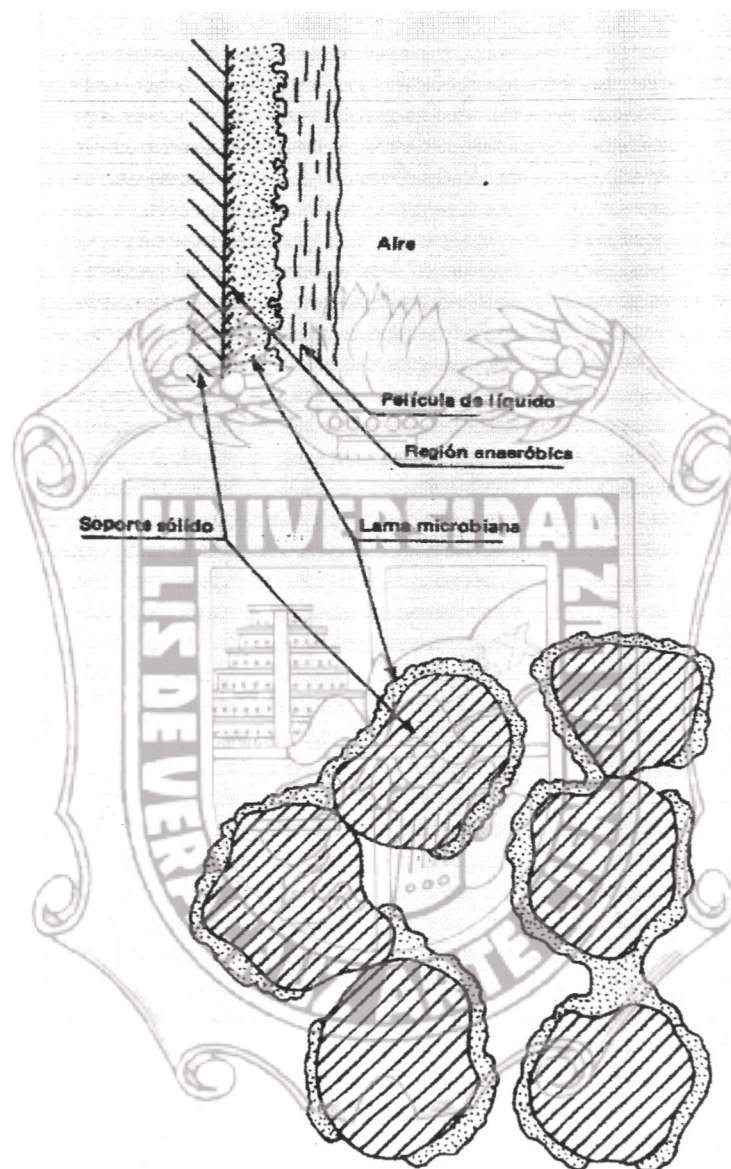


Figura 6. Conformación de la biopelícula en un filtro percolador

Esta condición "anaerobica" o "anaerobiosis", ha sido propuesta como una de las causas del inicio del proceso de desprendimiento, ya que las capas anaerobicas padecen hambre, mueren, se disuelven y se separan de las superficies del empaque del medio de soporte, y la película remanente de microorganismos pueden tener viabilidad defectuosa.



La película de lama microbiana desarrollada sobre los medios plásticos es, ecológicamente, similar a la que se forma sobre los medios minerales convencionales, que contienen bacterias del tipo de las *Zoogleas* y de libre natación, protozoarios y macroinvertebrados, no obstante que en los tratamientos de aguas residuales industriales, se puede desarrollar un abundante crecimiento de lamas predominantemente fungoides. Como los percoladores con empaques plásticos operan por lo general a altas concentraciones de cargas hidráulicas, la remoción del exceso de película de lamas es el resultado de la acción de lavado por el flujo de líquido, más bien que de la actividad de los organismos macroinvertebrados. Esto conduce a una distribución más uniforme de la película microbiana en todo el lecho empaçado, con un espesor aproximadamente 1 mm, y con una pérdida más regular de lama durante el año, y sin una marcada descarga de sólidos en la primavera, la que acompaña el aumento de la población de macroinvertebrados (Winkler, 1986).

La eficiencia de purificación de la proporción aeróbica de la película de lama microbiana se reducirá según los productos metabólicos de las regiones anaerobicas de la película de lama. Como los alcoholes, aldehídos y ácidos, se difunden hacia afuera, estos productos pueden entonces inhibir la toma de nutrimentos de la capa líquida por los organismos aerobicos. Las condiciones anaerobicas pueden también originar la formación de cavidades de gas en la película de lama, lo que es de esperar aumente el proceso de desprendimiento. Por tanto, la película de lama microbiana es hasta cierto punto autorregulante, pero puede haber considerables variaciones locales en el espesor de la lámina microbiana. Grandes proporciones de la lama desprendida puede causar bloqueos en otras partes del medio de empaque (Winkler, 1986).

La eficiencia de purificación de la lama alcanza un máximo cuando hay una película delgada completamente aerobica, y la eficiencia puede bajar ligeramente según aumenta el espesor de la película y las regiones más profundas de la película se vuelven inactivas o anaerobicas. Así, a pesar de que una película de lama puede tener un espesor de varios milímetros, sólo una capa exterior de 0.05 a 0.15 mm de profundidad podrá ser aeróbica. Resultados experimentales de algunos investigadores han demostrado que la remoción del substrato por una película de lama microbiana aumenta linealmente con

el incremento del espesor de la película hasta un nivel máximo donde permanece constante. Con aumentos adicionales del espesor de la película, la profundidad de la película de lama depende de las características de las aguas residuales en tratamiento, y de la resultante ecología microbiana de la capa de lama. El espesor de la película que proporciona máxima eficiencia ha sido citado como 0.255 mm. La profundidad de la zona aeróbica ha sido estimada entre 0.06 mm - 0.2 mm. Con la profundidad crítica de una película predominantemente bacteriana alrededor de 0.2 mm, y entre 0.05 y 0.1 mm de profundidad aeróbica activa en un espesor total de 0.1 a 2 mm. Los resultados de algunos investigadores, indican profundidades críticas de 0.07 y 0.15 mm y entre 0.012 y 0.065 mm, dependiendo de la concentración del sustrato. Algunos residuos industriales ricos en nutrientes (procesamiento de alimento), estimula la formación de espesas películas que son, por lo general, predominantemente fungoides y que pueden alcanzar espesores de 5 -8 mm, mientras se mantenga completamente aeróbicas (Winkler, 1986).

El espesor de la capa de lama y la profundidad de la capa activa estarán también afectados por la carga de nutrientes del sistema y la actividad metabólica de los organismos presentes en la película. Las tasas a las cuales el oxígeno y los nutrientes se difunden dentro de la película, dependerán de sus respectivas concentraciones en la capa en contacto con la película de lama. Cuando sea alta la concentración de nutrientes en el líquido, la fuerza impulsora de la concentración causará una rápida difusión de los nutrientes dentro de la película de la lama, de manera que penetran profundamente antes de ser consumidos; los resultados de algunos investigadores han demostrado que la profundidad de penetración en la película es aproximadamente proporcional a la concentración del sustrato aplicado. La profundidad de penetración aumentó de cerca de 0.06 a cerca de 0.15 mm, con un aumento en la concentración del sustrato de 10 a 500  $\text{gm}^{-3}$ . Los resultados a los que se llegó demostraron que la profundidad de la capa de lama que daba máxima remoción de sustrato aumentaba de una manera aproximadamente proporcional a la raíz cuadrada de la concentración del sustrato influente, en un rango de 0.012 mm con 2.2  $\text{g m}^{-3}$  y hasta 0.065 mm con 200  $\text{g m}^{-3}$  (Winkler, 1986).

Con muy altas concentraciones de sustrato en la fase líquida la tasa de difusión de los nutrientes orgánicos en



la película de lama puede ser más rápida que la del oxígeno necesario para su metabolismo aerobico, de modo que la profundidad de la capa activa estará determinada por la profundidad de penetración del oxígeno. Se dice entonces que la película está limitada por oxígeno. La limitación por oxígeno ocurre cuando la concentración de substrato es mayor de aproximadamente  $400 \text{ gm}^{-3}$  de DQO, a pesar de que algunas investigaciones sugerian que podría ocurrir en soluciones con una DBO mayor que la de una solución de glucosa de  $88 \text{ gm}^{-3}$  (Winkler, 1986).

Cuando la concentración de nutrimentos en la capa líquida es baja y los nutrimentos orgánicos penetran sólo una corta distancia dentro de la película de lama antes de ser consumidos, el sistema está controlado por la disponibilidad de los nutrimentos orgánicos y se dice que está "controlada por los substratos". No obstante, la lama en la película más allá de la capa activa no es completamente superflua, ya que actúa como un amortiguador y proporciona al sistema la capacidad de moderar los efectos de los cambios en el ambiente operacional, como son los cambios en la temperatura o las cargas de choque. Si la actividad de la capa activa superficial de la película de lama se reduce, por un descenso en la temperatura, los nutrimentos penetrarán más en la película antes de ser consumidos, con los que utilizarán una mayor proporción de la población microbiana (Winkler, 1986).

### 3.4.3. Ciclo de crecimiento

La relación entre los nutrimentos disponibles y la masa de organismos determina y controla los procesos metabólicos, al igual que las etapas de crecimiento y la demanda de oxígeno.

Se pueden observar las siguientes etapas en el crecimiento de los organismos (Figura 7).

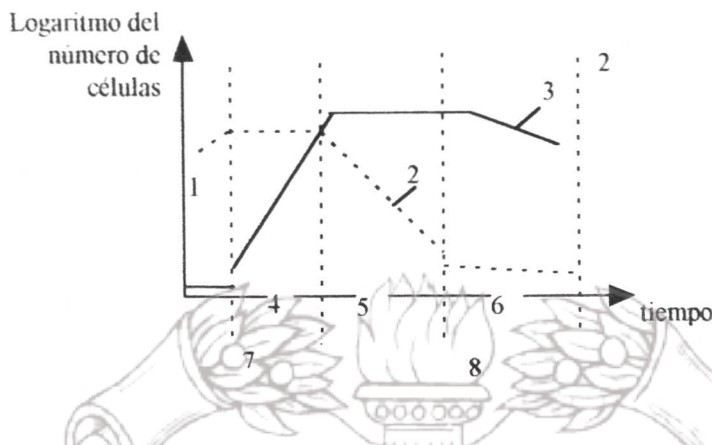


Figura 7. Etapas del crecimiento de los microorganismos consumo de oxígeno.

- |                       |                             |
|-----------------------|-----------------------------|
| 1. Período inicial    | 5. Etapa estacionaria       |
| 2. Consumo de oxígeno | 6. Etapa de extinción       |
| 3. Número de células  | 7. Respiración de sustratos |
| 4. Etapa exponencial  | 8. Respiración endógena     |

**Etapa inicial.**- Se activan las enzimas que son necesarias para descomponer los compuestos macromoleculares. Aún no se ha podido determinar exactamente el consumo de oxígeno.

**Etapa exponencial.**- Esta fase se caracteriza por la existencia de una excesiva cantidad de nutrimentos, de modo que el índice de crecimiento se determina en base al índice máximo de división. La respiración de sustrato prevalece. (descomposición de los contaminantes orgánicos mediante la respiración).

**Etapa estacionaria.**- No hay un aumento en el número de células debido a que la cantidad de nutrimentos disponibles es limitada. La actividad de respiración interna (proceso respiratorio de descomposición de la sustancia celular) se intensifica, mientras la respiración de sustratos disminuye constantemente.

**Etapa de extinción.**- La totalidad de nutrimentos ha sido consumida. Los microorganismos oxidan su propia sustancia celular, consumiéndola como última reserva



nutritiva. El consumo de oxígeno se determina principalmente por la respiración endógena (GTZ, 1991).

#### 3.4.4. Requerimientos nutricionales

Los compuestos nutritivos en las aguas residuales industriales y comerciales comprenden principalmente materia orgánica. La biomasa formada por microorganismos unicelulares o más complejos, debe recibir suficientes nutrimentos como para acelerar el desarrollo de microorganismos; es decir, deberá tener los compuestos celulares y la energía que requieren. Cuanto más intensa sea la actividad de los microorganismos, mayor será la cantidad de sustancia orgánica producida. Normalmente las sustancias minerales vitales para el desarrollo celular, como son el potasio, el magnesio, el fósforo y el azufre, están presentes en el agua residual doméstica en cantidades suficientes como para satisfacer la demanda de los microorganismos.

No obstante, el nitrógeno y el fósforo suelen estar presentes en pequeñas cantidades y, en algunos tipos de agua residual industrial, son a menudo insuficientes, por lo que deben ser restituidas. Los valores recomendados por las Normas Federales Alemanas (ATV) relativas al tratamiento de aguas residuales consideran el cociente general  $DBO:N:P = 150:5:1$  como la razón mínima entre el porcentaje de sustancias orgánicas (DBO), el nitrógeno y el fósforo, con una  $DBO:N:P = 100:5:1$  establecida para el agua residual. El contenido promedio de los nutrimentos por  $1 \text{ m}^3$  de agua residual municipal es:

80 g. de nitrógeno(N), 20 g. de fósforo en forma de  $(P_2O_5)$  y 60 g. de potasio en forma de  $(K_2O)$  (GTZ, 1991).

### 3.5. Tipos de filtros percoladores

#### 3.5.1. Clasificación de filtros

Los filtros percoladores se clasifican , según su carga hidráulica y orgánica en :

- a). Filtros de alta o baja carga, llamados también lechos bajos con una altura operativa que fluctúa entre 2 y 4 m (Figura 8)
- b). Lechos biológicos altos, denominados lechos o torres de filtración con una altura que varía de 5 a 20 m (Figura 9), o con una porción diámetro altura de 1:6 o de 1:8. Estos lechos suelen adaptarse para los casos de tratamiento parcial, especialmente de aguas residuales industriales que contienen importantes contaminantes orgánicos; se puede emplear en zonas industriales debido a su área superficial reducida (GTZ,1991).

La gama de las cargas utilizadas normalmente y otras características operacionales de dichos filtros se muestra en la tabla 6.

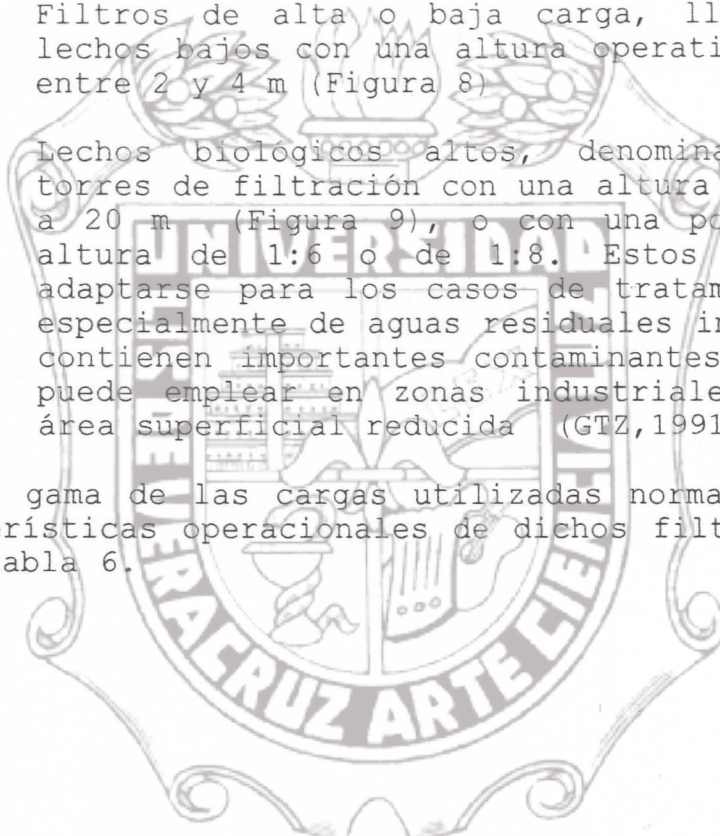




Tabla 6. Comparación entre filtros percoladores de alta y baja carga.

FACTOR	FILTRO BAJA CARGA	FILTRO ALTA CARGA
- Carga hidráulica, en miles de m <sup>3</sup> /día.	1.12 a 4.5	11.2 a 45
- Carga orgánica, en DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> . día	1. a 3.3	3.3 a 16.5
- Profundidad, m	1.8 a 3	0.5 a 2.4
- Recirculación	ninguna	1:1 a 4:1
- Volumen de piedra	5 a 10 veces	1
- Moscas en el filtro	muchas	pocas, las larvas son eliminadas
- Arrastre de sólidos	intermitente	continua
- Operación	simple	alguna práctica
- Intervalo de alimentación	no superior a 5 min. (generalmente intermitente)	no superior a 15 seg. (continuo)
- Efluente	totalmente nitrificado	Nitrificación a bajas cargas

Fuente: Metcalf y Eddy, 1981.

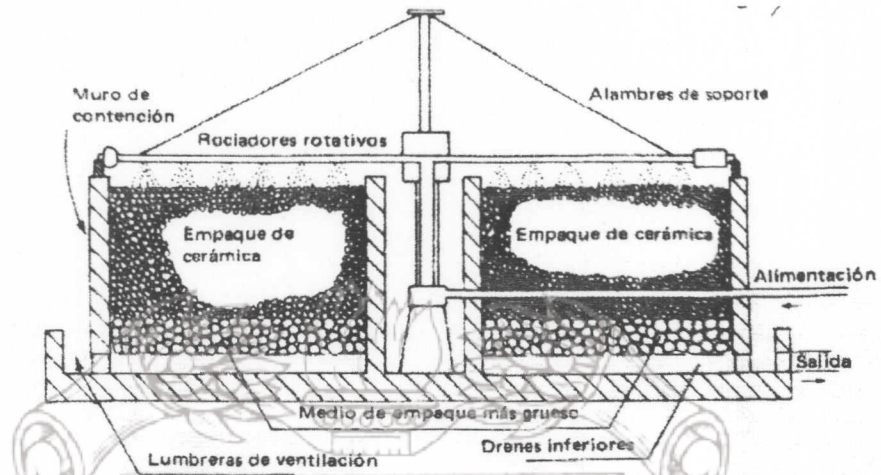


Figura 8. Lechos biológicos bajos

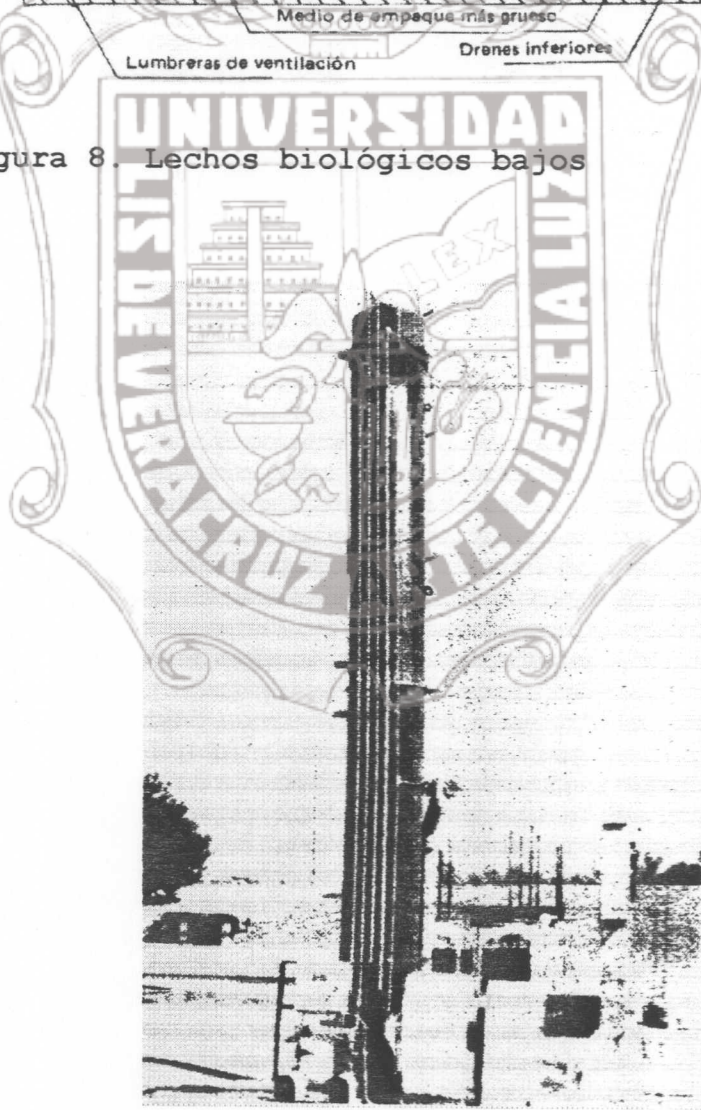


Figura 9. Lechos biológicos altos



Un filtro de baja carga, produce una calidad estable del efluente, sin perjuicio de que el afluente sea de naturaleza cambiante. Predomina en él una gran población de bacterias nitrificantes, por lo que el efluente es rico en nitritos y nitratos. La pérdida de carga a través del filtro puede ser de 1.5 a 3.3 m, lo que puede ser un impedimento si el terreno es demasiado plano para permitir la circulación por gravedad. Con una pendiente favorable, la posibilidad de utilizar la recirculación por gravedad es una ventaja. Sin embargo, los filtros de este tipo tienen también algunos inconvenientes, los olores son un problema frecuente, especialmente si el agua residual es poco reciente o séptica o si el tiempo es cálido. Los filtros no deberán colocarse en donde los olores puedan crear problemas (Metcalf y Eddy, 1981).

Además, en los lechos biológicos de baja carga existe principalmente el riesgo de congelamiento. Si bien este aspecto es menos relevante para los sistemas instalados en zonas más cálidas de países en vías de desarrollo, es un factor que se considera en el caso de zonas montañosas. Los lechos biológicos percoladores están menos expuestos al congelamiento por el flujo continuo de agua residual fresca que eleva el potencial térmico (GTZ, 1991).

El crecimiento de la película biológica es lento en los lechos biológicos de baja carga o en los lechos biológicos cuyo material de soporte recibe agua residual de baja carga orgánica. Pueden pasar dos meses, aproximadamente, antes que la película alcance un tamaño adecuado y se desprenda. Esta película se recolecta en el fondo del lecho y es acarreada por el afluente de agua residual tratada. Con frecuencia, se instalan tanques de clarificación final para evitar que el lodo se descargue en el cuerpo receptor (GTZ, 1991).

Los lechos biológicos de baja carga, se pueden emplear en forma práctica para lograr una reducción de DBO<sub>5</sub> de 95% y una nitrificación completa. El lodo que se desprende es mineralizado, deshidratado y ligeramente digerido, es lo que se conoce como "humus". Se permite descargar directamente las aguas residuales clarificadas en el cuerpo receptor, incluso sin recibir una clarificación final cuando su carga orgánica es baja. El límite mínimo recomendable de carga orgánica es de alrededor de 10 g de DBO<sub>5</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Esto es suficiente para realizar un tratamiento con valores de DBO<sub>5</sub> por debajo de 20 mg l<sup>-1</sup> y una

nitrificación parcial. Los lechos biológicos de baja carga cuentan con una sola fase a través de la cual existe un solo ingreso (GTZ,1991).

Cuando se utilizan lechos biológicos percoladores, éstos son alimentados con un volumen de agua residual mucho mayor que el que ingresa en los lechos de baja carga. Además, el lodo es rico en agua, viscoso y digerible y su volumen es de 3 a 4 veces mayor que el producido en los sistemas de baja carga, por lo cual se requieren de tanques más amplios para la clarificación final (GTZ,1991).

Los lechos biológicos percoladores son más grandes y el material de soporte posee una granulometría mayor que el material del lecho de baja carga. Estos funcionan con una carga superficial mayor y cargas volumétricas más elevadas y así, se forman películas de bacterias más delgadas con una mayor velocidad de difusión. La mineralización completa del substrato ya no se produce dentro del lecho biológico, si no en los reactores de digestión de lodos ubicados posteriormente y que sirven para el tratamiento del mismo. Este tipo de lechos biológicos puede utilizarse entonces para el tratamiento de grandes cantidades de agua residual, aunque con una menor reducción de DBO<sub>5</sub>, de 75% a 90%. Sus dimensiones deben considerar una proporción de recirculación de 1:1 para aumentar la eficiencia del tratamiento y así la DBO<sub>5</sub> del agua residual sea de 150 a 200 mg l<sup>-1</sup> o menor (GTZ,1991).

### 3.5.2. Sistemas de filtración por percolación

El diseñador tiene la opción de usar filtros en serie o en paralelo y la decisión será un factor económico dictada por el tipo de medio empleado y las condiciones locales de el diseño. Así, cuando los filtros profundos son requeridos, ha sido una práctica común el usar filtros en serie, especialmente con medio de roca.

Un factor importante que influencia el diseño funcional de un percolador es la carga hidráulica. Aunque el diseñador tiene una considerable extensión en la elección de cargas hidráulicas, existen mayores y menores reducciones. Generalmente, el límite más bajo esta dictado por la cantidad de liquido requerido para humedecer todo el medio.



La mínima carga hidráulica para medio de roca expresada como  $\text{pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  debería ser 1.33 veces el área superficial específica expresada como  $\text{pie}^2 \text{pie}^{-2}$ . Debido a que el medio plástico es más abierto y tiene más grandes espacios de vacío, este requiere cargas hidráulicas más altas. Un fabricante de medios vaciados (dumped) recomienda un mínimo de  $94 \text{ pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $29 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) mientras un fabricante de medios modulares sugiere  $150 \text{ pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $45 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). El límite más alto en filtros de medio rocoso esta regido por la habilidad del líquido para moverse dentro de los sinuosos vacíos en una delgada película. Un valor comúnmente aceptado para medio rocoso grueso es  $135 \text{ pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $41 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). El límite superior en medios plásticos modulares esta regido ambos por el flujo de la delgada película y por el riego de la película microbiana. Aunque estos límites no están bien establecidos, se han utilizado flujos tan altos como  $1150 \text{ pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $350 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) con buenos resultados. Un fabricante recomienda que cargas hidráulicas en exceso de  $770 \text{ pie}^3 \text{pie}^{-2} \text{d}^{-1}$  ( $234 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) no sea usado.

Otro factor el cual es importante para el funcionamiento de un filtro percolador es la carga orgánica la cual es expresada como las libras de DQO biodegradable por día por  $1000 \text{ pie}^3$  o  $\text{TbOD} \text{d}^{-1} 1000 \text{ pie}^{-3}$  ( $\text{kg TbOD} \text{d}^{-1} 1000 \text{ m}^{-3}$ ). Porque la carga orgánica es dependiente de la velocidad en la cual los microorganismos deben utilizar el substrato.

No obstante, el conocimiento de la carga orgánica puede ser de verdadero provecho. Por ejemplo, cargas orgánicas altas deben ser acompañadas por cargas hidráulicas altas para lavar continuamente los microorganismos de el medio. Si esto no se realiza, particularmente con medio de roca, excesiva película espesa coagulará dentro de los poros del filtro, causando falla en el sistema.

Una vez que un filtro ha sido construido, la única forma en que las cargas hidráulica y orgánica puede ser modificada, es a través del uso de recirculación. De otra manera, un cambio en la carga hidráulica resultará en un cambio proporcional en la carga orgánica, y viceversa.

Instituto de Ingeniería  
 Universidad Veracruzana

Si una agua de desecho de concentración alta está siendo tratada, la carga orgánica requerida para lograr el efluente deseado puede darnos una carga hidráulica que sea inferior al mínimo recomendado por el fabricante o la cual también es baja para efectuar el descoste de la biopelícula. Sin embargo, empleando recirculación del efluente tratado, la carga hidráulica puede ser incrementada hacia un apropiado valor mientras se mantiene una carga orgánica constante.

La Figura 10 muestra algunos modelos comunes de recirculación. Se debe ser cuidadoso en escoger un modelo, dependiendo del efecto que se quiera sobre el sistema. Por ejemplo, si el efluente clarificado es recirculado, el tamaño del sedimentador final debe ser el suficiente para manejar el flujo del influente más el flujo recirculado. Si el efluente inestable es recirculado, el medio filtrante debe tener suficiente espacios de vacío para prevenir la formación de sólidos suspendidos que atascarán el filtro. La razón del flujo recirculado a el flujo del influente es fijado generalmente a menos de 4.

Todos los diagramas de flujo en la Figura 11 incluyen ambos sedimentadores, (primario y un final) en el tren de proceso. Debido a que un filtro percolador trabaja para convertir materia orgánica soluble a material celular insoluble, un sedimentador final es necesario siempre con el fin de remover las células. La necesidad de un sedimentador primario depende del tipo de medio empleado. Si éste es roca, un sedimentador primario deberá utilizarse para remover los sólidos suspendidos que pueden atascar el filtro. Si éste es de plástico modular, la posibilidad de atascamiento es pequeña y así hay poca necesidad de utilizar un sedimentador primario.



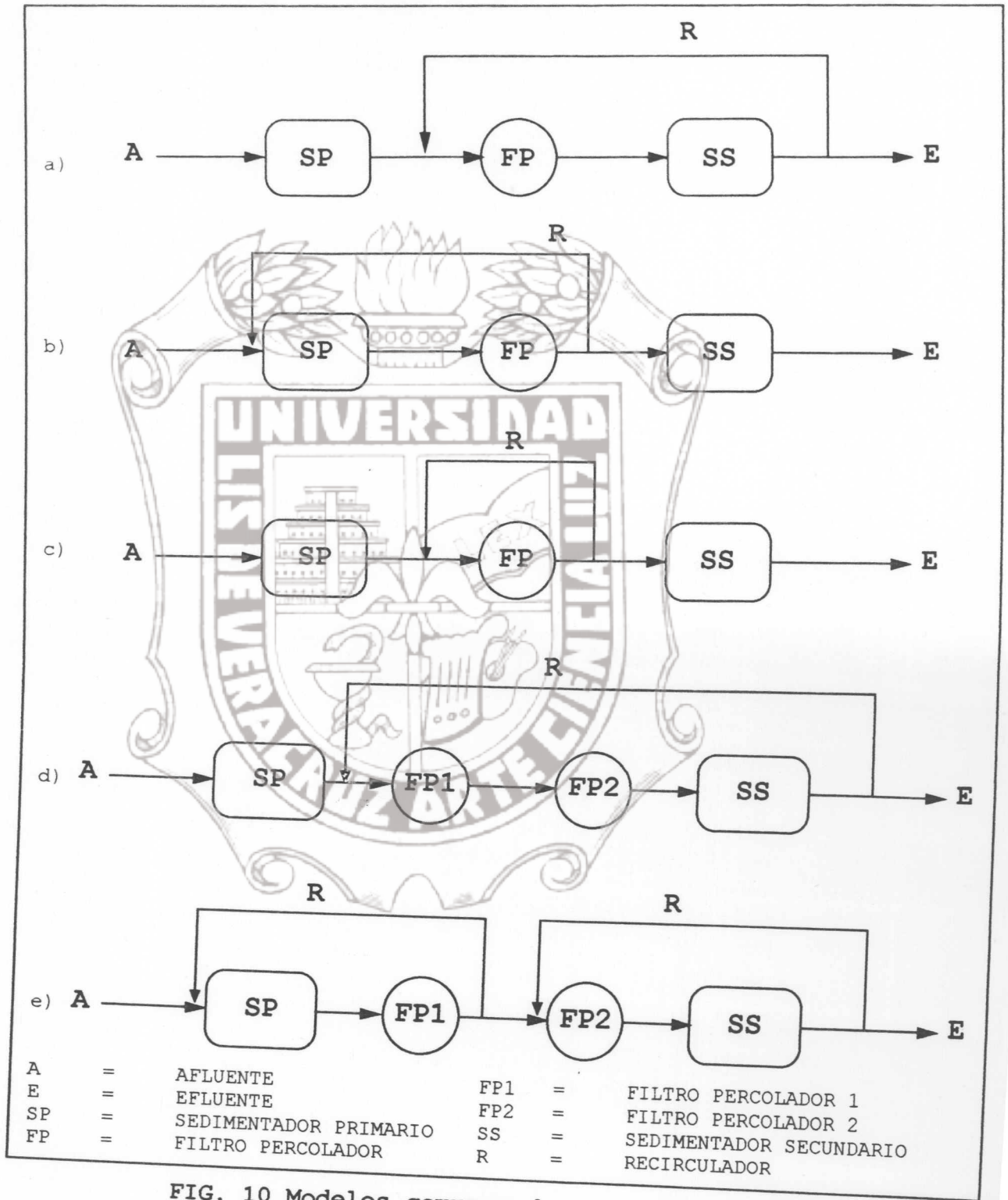


FIG. 10 Modelos comunes de recirculacion

Fuente: Grady-Lim, 1980. Metcald-Eddy, 1981 e Izurrieta, 1991

Figura 10 Continuación

- a. Filtro Simple, efluente clarificado.
- b. Filtro Simple, efluente clarificado (alta carga).
- c. Filtro Simple, efluente no clarificado (alta carga).
- d. Filtro en Serie, efluente clarificado en proceso de cadena.
- e. Filtro en Serie, efluente clarificado de filtros individuales, llamado de dos fases de alta carga.

En un filtro de alta carga, la recirculación del efluente final o efluente del filtro permite la aplicación de cargas orgánicas mayores. Los modelos para configuraciones de filtros percoladores de alta carga se muestran en la Figura 11. La recirculación del efluente desde el clarificador del filtro percolador permite que este tipo de filtro alcance la misma eficiencia de eliminación que los filtros normales o de baja carga. La recirculación del efluente alrededor del filtro (caso c de la Figura 10 y caso b de la Figura 11) da como resultado el retorno de organismos viables. Se ha observado que este método de operación mejora, con frecuencia, la eficiencia del tratamiento. La recirculación evita la obstrucción del filtro y reduce los problemas derivados del olor y de las moscas.



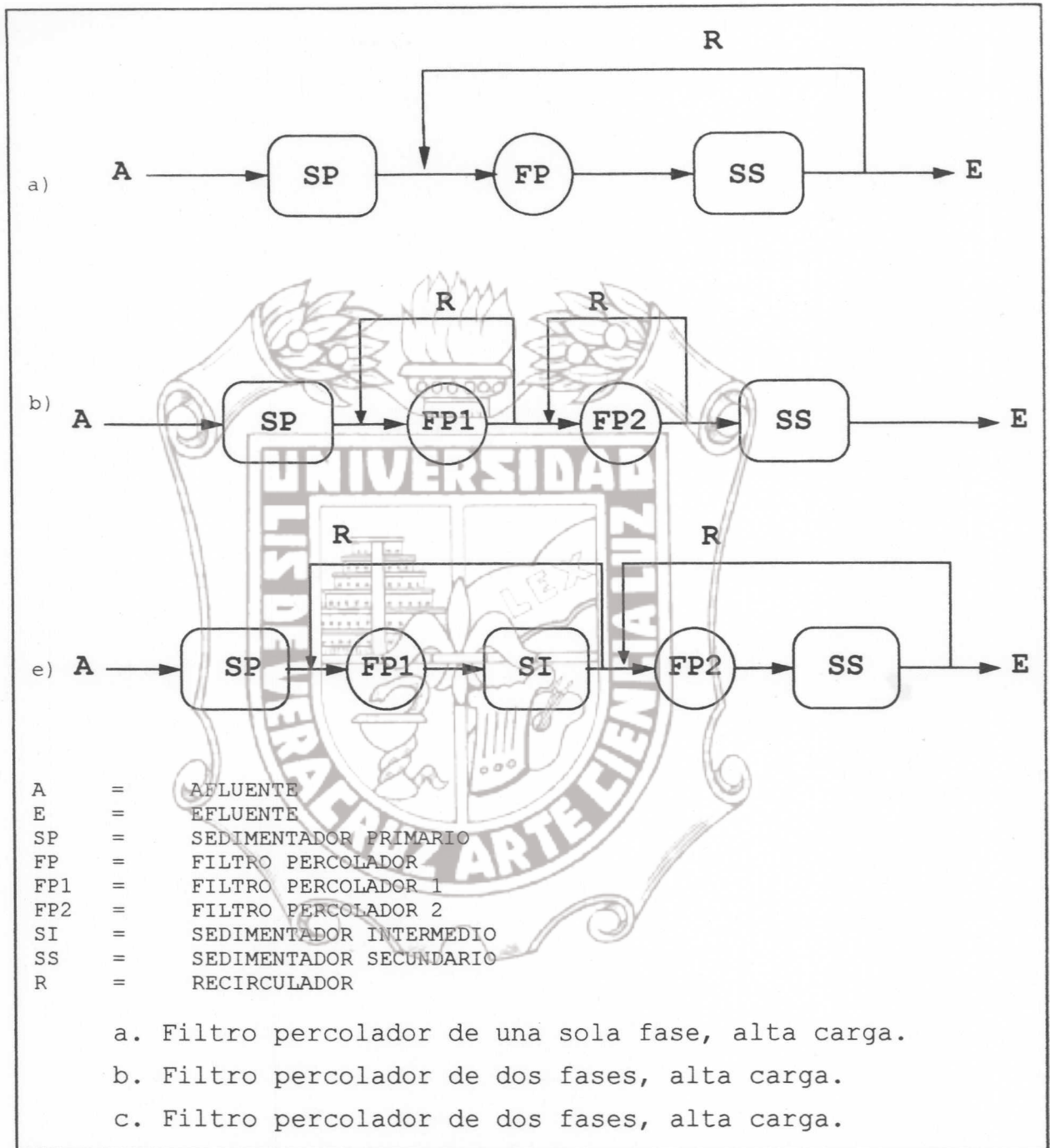
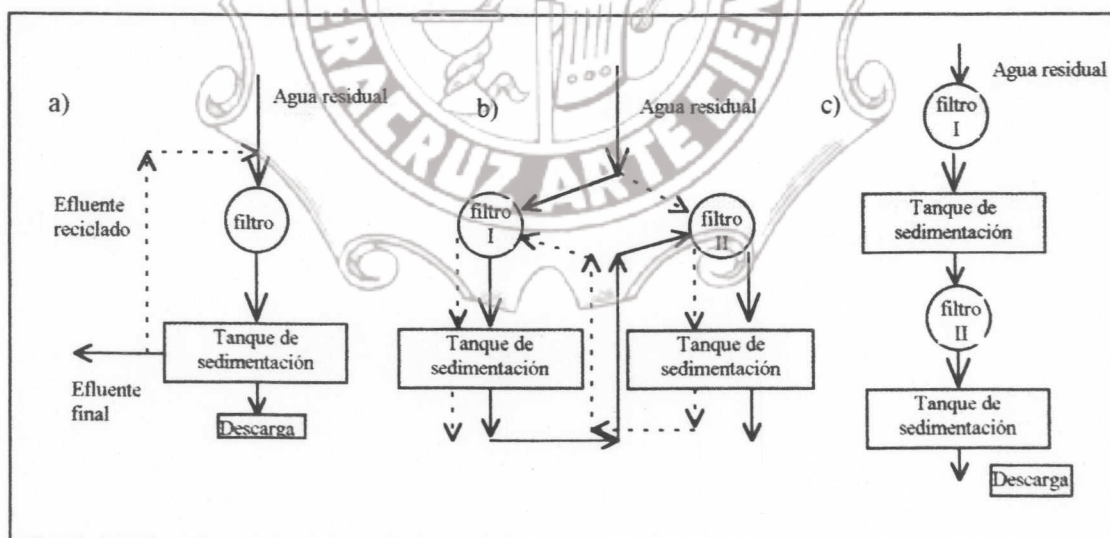


Figura 11. Modelos de filtro percoladores de alta carga

Fuente: Metcalf-Eddy, 1981 e Izurrieta, 1991

Otras disposiciones comunes de sistemas de filtración por percolación se muestran en la Figura 12. (a) Sistema de filtro único: puede trabajar con o sin reciclado del efluente. El reciclado del efluente está indicado para obtener una calidad mayor. Si la DBO del afluente es mayor de  $500 \text{ mg l}^{-1}$ , resulta recomendable el reciclado. (b) Filtración doble alternativa: el primer filtro es responsable de la mayor parte de la eliminación de la DBO, el segundo sirve para mejorar la calidad del efluente. En consecuencia, la mayor parte de crecimiento de limo sucede en el primer filtro. El ciclo se invierte periódicamente (diaria o semanalmente) tal como queda mostrado por la línea de puntos de la Figura 12. De esta forma, el control del espesor de la capa de limo es fácil de conseguir, manteniendo un espesor uniforme de dicha capa de limo en las dos unidades. Por este sistema se obtiene una calidad del efluente superior con respecto a los filtros únicos. (c) Filtración en dos etapas: el primer filtro es grueso, normalmente relleno con material sintético que separa el 60-70% de la DBO. El segundo filtro, en el cual el crecimiento de limo es considerablemente menor, actúa como sistema de mejora del efluente.



- a) Sistema de filtro único  
 b) Doble filtración alternativa  
 c) Filtración en dos etapas

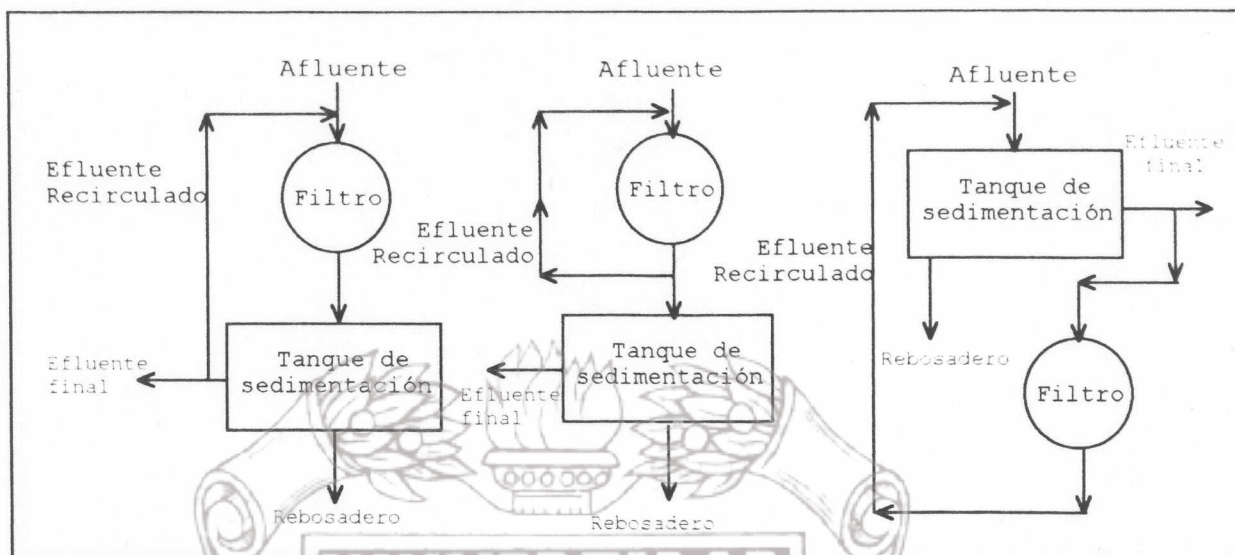
Figura 12. Sistemas de filtración por percolación.  
 (Ramalho, 1991).



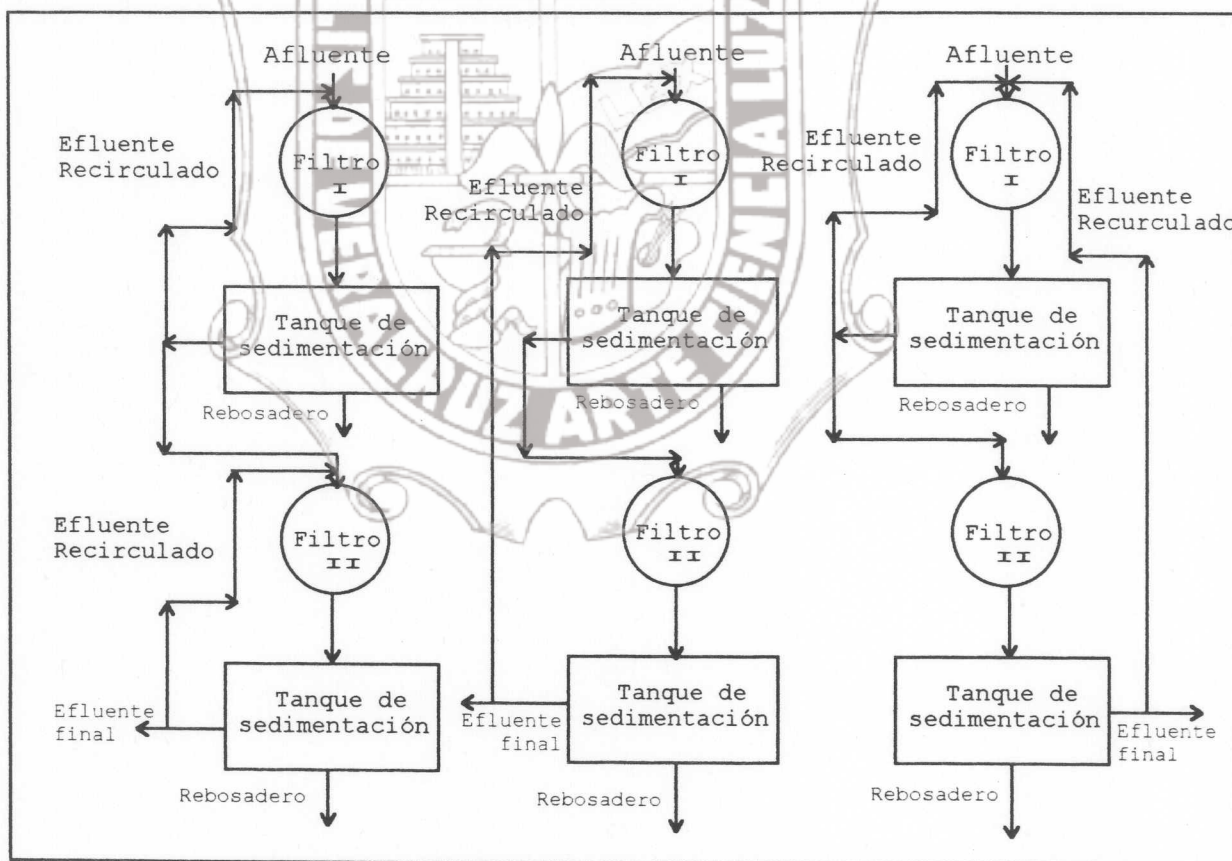
Con los sistemas de filtración por percolación de una o varias etapas son posibles muchas formas de recirculación. La recirculación puede enviarse directamente de nuevo al filtro o puede pasar a través de tanques de sedimentación. La Figura 13 presenta algunos modelos de recirculación utilizados en sistemas de filtración por percolación de uno a dos etapas.



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



a) Sistemas de percolación a través de un filtro único



b) Percolación en dos etapas

Figura 13. Algunos modelos de recirculación en filtros percoladores. (Ramalho, 1991).

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



Y finalmente se muestran en la Figura 14, otros modelos de recirculación planteados por varios investigadores los cuales presentan varias opciones.

La opción f es apta para las pequeñas plantas de tratamiento y es el más comúnmente empleado, los fangos secundarios se recirculan en continuo, el caudal de recirculación se toma del fondo del clarificador y éste puede tener una superficie calculada para una velocidad ascensional correspondiente únicamente al caudal a tratar  $Q$ , por el contrario, el decantador primario debe calcularse para recibir  $Q(1+R)$ .

La opción g se adecúa especialmente a los casos de una baja demanda de oxígeno o de afluentes ya digeridos. En el caso h el efluente no recibe tratamiento preliminar. El ejemplo i se aplica en el caso de grandes cantidades de agua residual. La opción j considera una fase adicional para las fases de tratamiento preliminar y clarificación final, mientras que en la k, el flujo de recirculación ejerce un efecto biológico activador.

Cualquiera que sea el material tradicional que se emplee, los riesgos de atascamiento por materias gruesas en suspensión en el agua bruta exigen la construcción de un decantador primario aguas arriba del lecho.

Teniendo en cuenta que los lechos con relleno de plástico se utilizan generalmente para tratar vertidos concentrados, siempre es necesario prever la recirculación de una parte del caudal a la entrada del lecho esto, con el fin de mantener una carga hidráulica mínima por debajo de la cual existiría el riesgo de que no se consiguiera la auto limpieza necesaria. Según sea el tipo de material utilizado, esta carga hidráulica se encuentra comprendida entre 1.5 a  $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Contrariamente a lo que se ha comprobado en el caso de lechos con relleno tradicional, la recirculación no mejora en este punto el rendimiento de eliminación de la  $\text{DBO}_5$ .

Esta recirculación puede efectuarse, bien sea directamente, partiendo de la base del lecho bacteriano, o bien partiendo de la salida del clarificador dispuesto a continuación. La primera solución es más ventajosa, puesto que con ella se evita el tener que dimensionar el clarificador en función del caudal nominal aumentado en el caudal de recirculación. La recirculación, a través del

lecho , de una parte de los fangos en exceso que produce el mismo, no entraña una baja de rendimiento, ni un problema especial de atascamiento alguno.

Debe preverse un riego permanente del lecho bacteriano, en caso necesario mediante la simple recirculación del agua del clarificador, si el caudal a tratar resulta insuficiente o nulo. Esto es especialmente importante en el caso de que, teniendo en cuenta la actividad de las industrias consideradas, exista el peligro de que se produzca una reducción sensible del caudal de alimentación en ciertos períodos, y en particular durante los fines de semana.

En los lechos de fuerte carga, los caudales necesitan generalmente una recirculación, la carga hidráulica es tal, que con ella se obtiene la homogeneización de la flora bacteriana en los distintos niveles. En un lecho de fuerte carga, la acción de los organismos predadores es pequeña.

En un lecho de pequeña carga, por el contrario, no hay lavado permanente del fango, el cual tiende a acumularse en el seno de la masa del lecho. La acción de los predadores es esencial y es la que, con la respiración endógena de las bacterias, limita la proliferación excesiva de la película.

Los fangos en un lecho de pequeña carga se mineralizan suficientemente y pueden verterse al emisario sin clarificación final, si se admiten salidas periódicas de fangos en el efluente. Debido al peligro de atascamientos frecuentes, los lechos de pequeña carga, poco económicos, se emplean cada vez menos, a pesar de su buen rendimiento (95%), siendo reemplazados por lechos de fuerte carga, con recirculación. (Degremont, 1979).

Como se mencionó anteriormente los lechos biológicos percoladores pueden ser de una o dos fases y cada una de ellas debe poseer su propio sistema de recirculación.

Cuando el agua residual se revierte por bombeo, es decir, cuando pasa por el lecho biológico más de una vez, se pueden obtener varias ventajas.

1. El agua residual concentrada puede diluirse y dar como resultado una DBO<sub>5</sub> de 100 a 150 mg l<sup>-1</sup>, lo cual evita la proliferación de hongos y la consiguiente obstrucción de las capas superiores del lecho biológico. Es posible



obtener concentraciones óptimas del efluente (de unos 25 mg l<sup>-1</sup> con un tratamiento biológico completo de una sola fase).

2. Se reducen los impactos de la carga.
3. Es posible mantener la carga superficial y la eficiencia del lavado al nivel necesario utilizando bombas de retorno, incluso aún cuando el volumen del afluente disminuya durante la noche.
4. La recirculación, que puede repetirse varias veces, proporciona un mayor contacto entre el agua residual y la película biológica, lo cual compensa parcialmente los periodos de contacto más breves en cada paso.
5. La distribución de la carga orgánica sobre las capas del lecho biológico está mejor balanceada, con lo cual se logra un crecimiento más uniforme de la película biológica.
6. El lecho biológico puede recibir una carga más elevada.
7. Bajo condiciones especiales, un flujo mayor puede crear condiciones de flujo total o parcialmente turbulento dentro del lecho biológico, ayudando a activar los procesos de adsorción y la absorción de oxígeno.
8. Se reduce el desarrollo de *Psychoda*.
9. El líquido que ingresa en el sistema de tratamiento es reconstituido y desodorizado. Además, los múltiples pasos de rociado ejercen un efecto adicional de aereación.
10. Se ahorra espacio y aumenta su capacidad de resistir perturbaciones.
11. Los períodos demasiado prolongados de la fase de tratamiento preliminar se pueden reducir mediante la recirculación hasta niveles de concentración que eviten la descomposición del agua residual.
12. El substrato biológico en el efluente, que el lecho biológico descarga y retorna al afluente, puede tener ciertos efectos en el agua residual desde el

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

tratamiento preliminar. La fase biológica inicial del lecho biológico se prolonga con la recirculación.

13. Los nitratos y nitritos que contiene el flujo de retorno sirven como fuente de oxígeno en las primeras fases de degradación, junto con la liberación del nitrógeno elemental y la reducción de las propiedades fertilizantes del agua residual. Una pérdida del 50% de  $N_2$  en un solo paso puede elevarse de 61 a 65% cuando se recicla el efluente.

Estas ventajas se ven mermadas por las siguientes desventajas.

1. Una mayor demanda de energía.
2. Se tienen que aumentar las dimensiones de las fases de tratamiento preliminar y final, o ambas, y las de las tuberías que alimentan y distribuyen el agua residual.
3. Puede excederse la carga superficial óptima.
4. Es posible el enriquecimiento con sustancias resistentes a la degradación bioquímica.
5. Se produce un mayor enfriamiento y, se reducen así, las actividades biológicas.

Se deben realizar los cálculos técnicos y económicos necesarios antes de comenzar a operar las bombas de recirculación. En estudios realizados en EE.UU., Gran Bretaña y República Federal de Alemania se ha comprobado que el sistema de recirculación no siempre presenta las ventajas que se asocian con las grandes alturas de los lechos.

El tipo de operación adecuada debe seleccionarse en función de los objetivos que se persigan (GTZ, 1991).



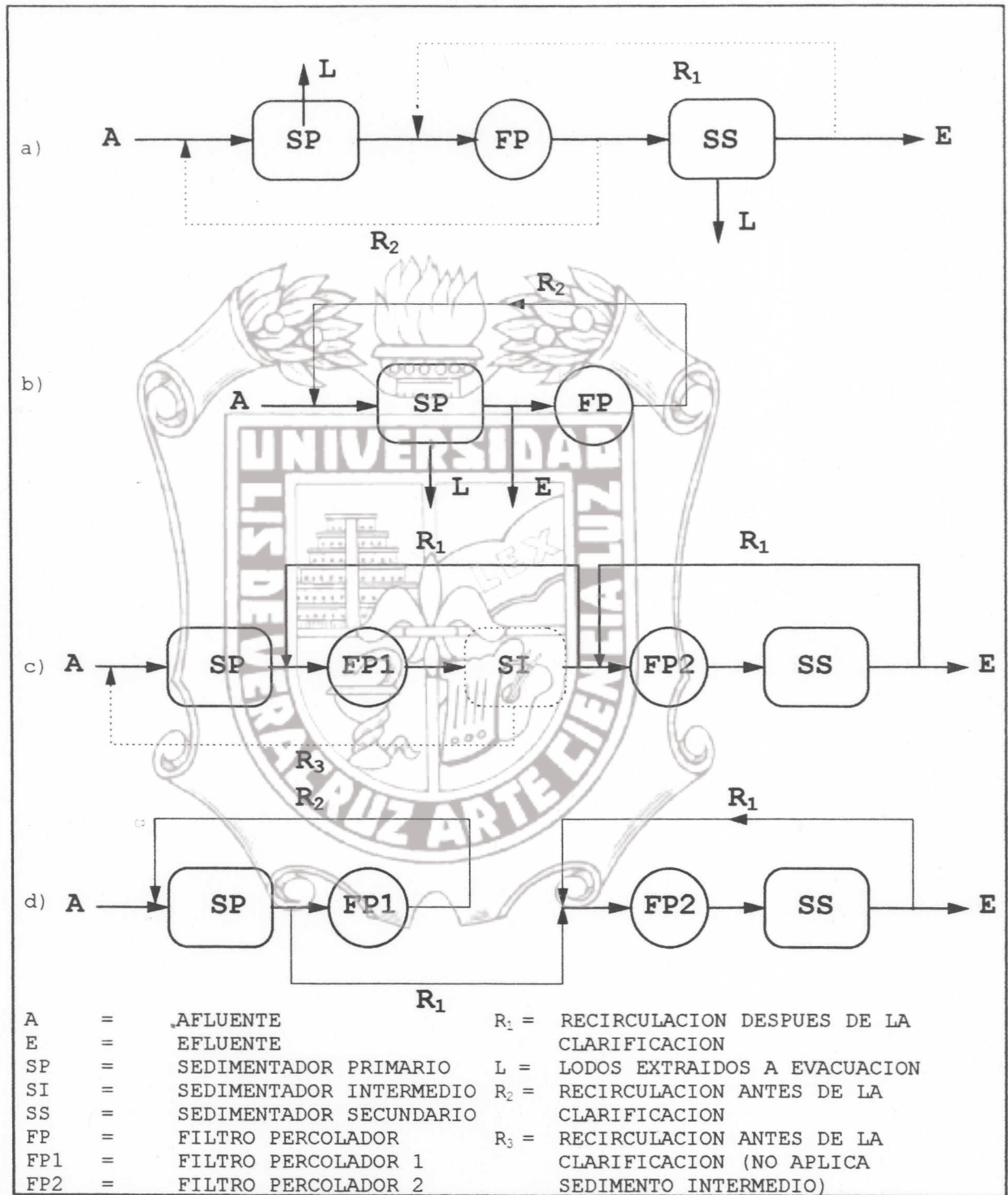


Figura 14. Modelos de recirculacion

Fuente: Degremont, 1979. Izurrieta, 1991. GTZ, 1991, Fair Geyer y Okun, 1992

Figura 14. Continuación

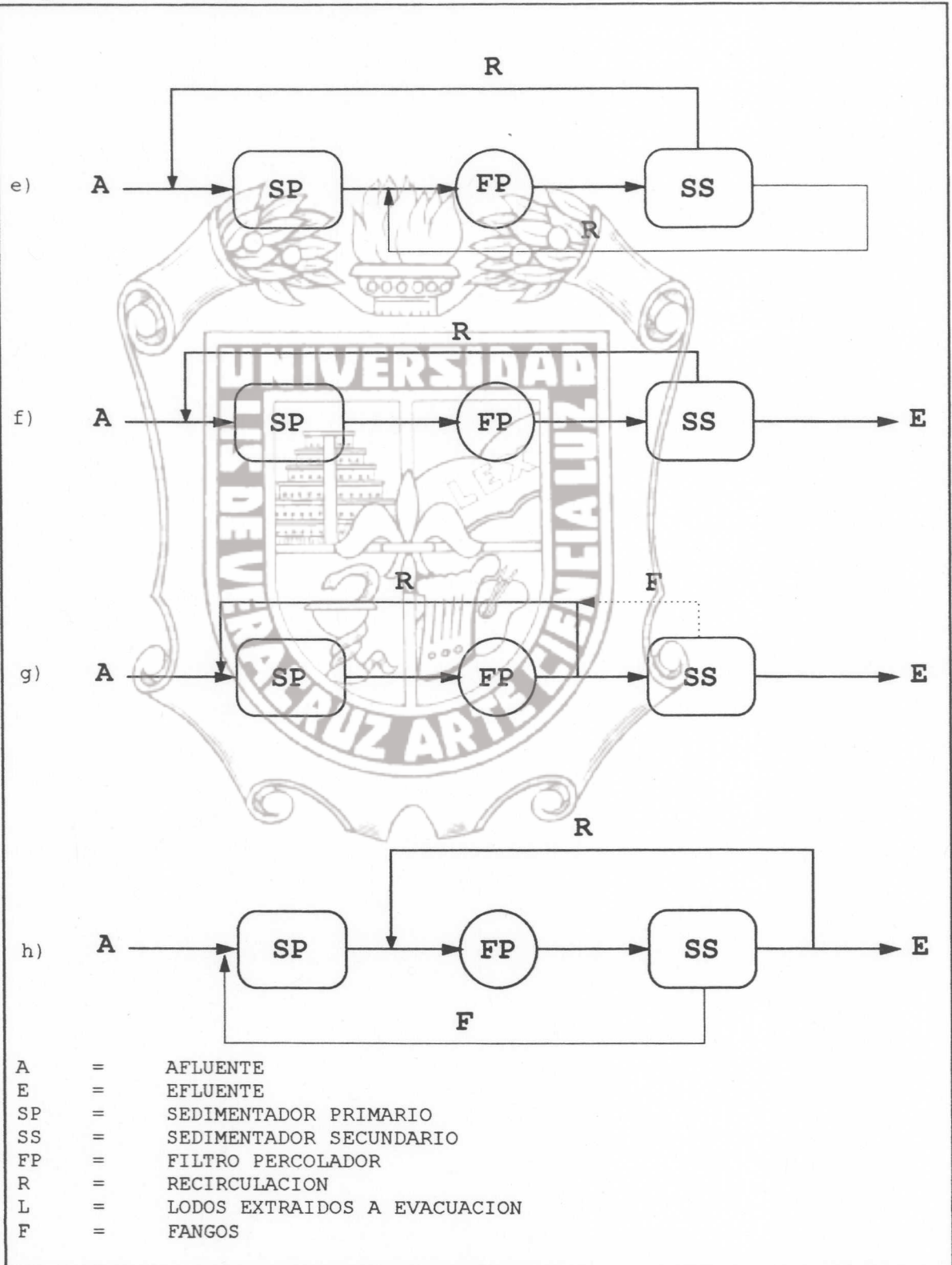
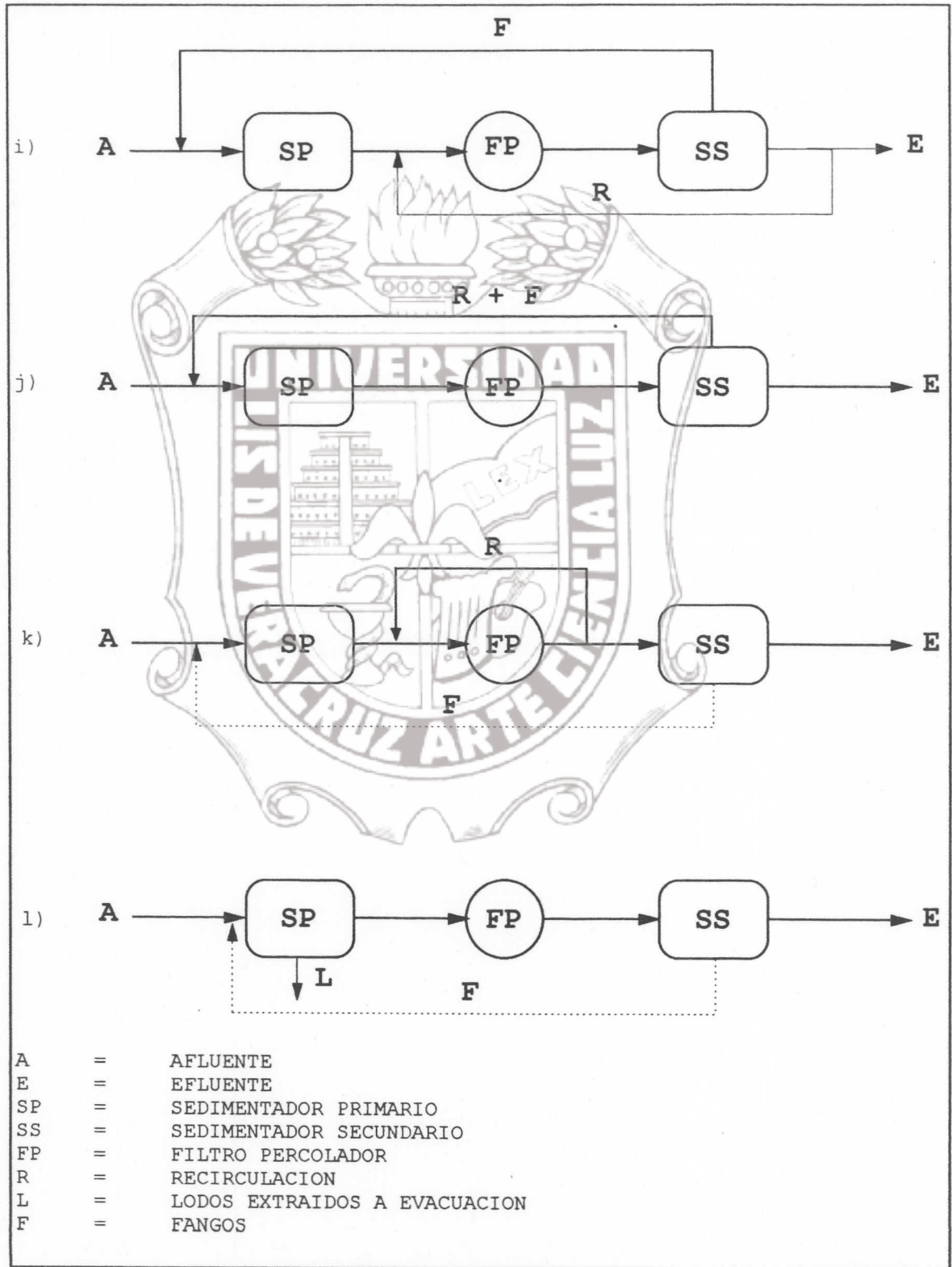


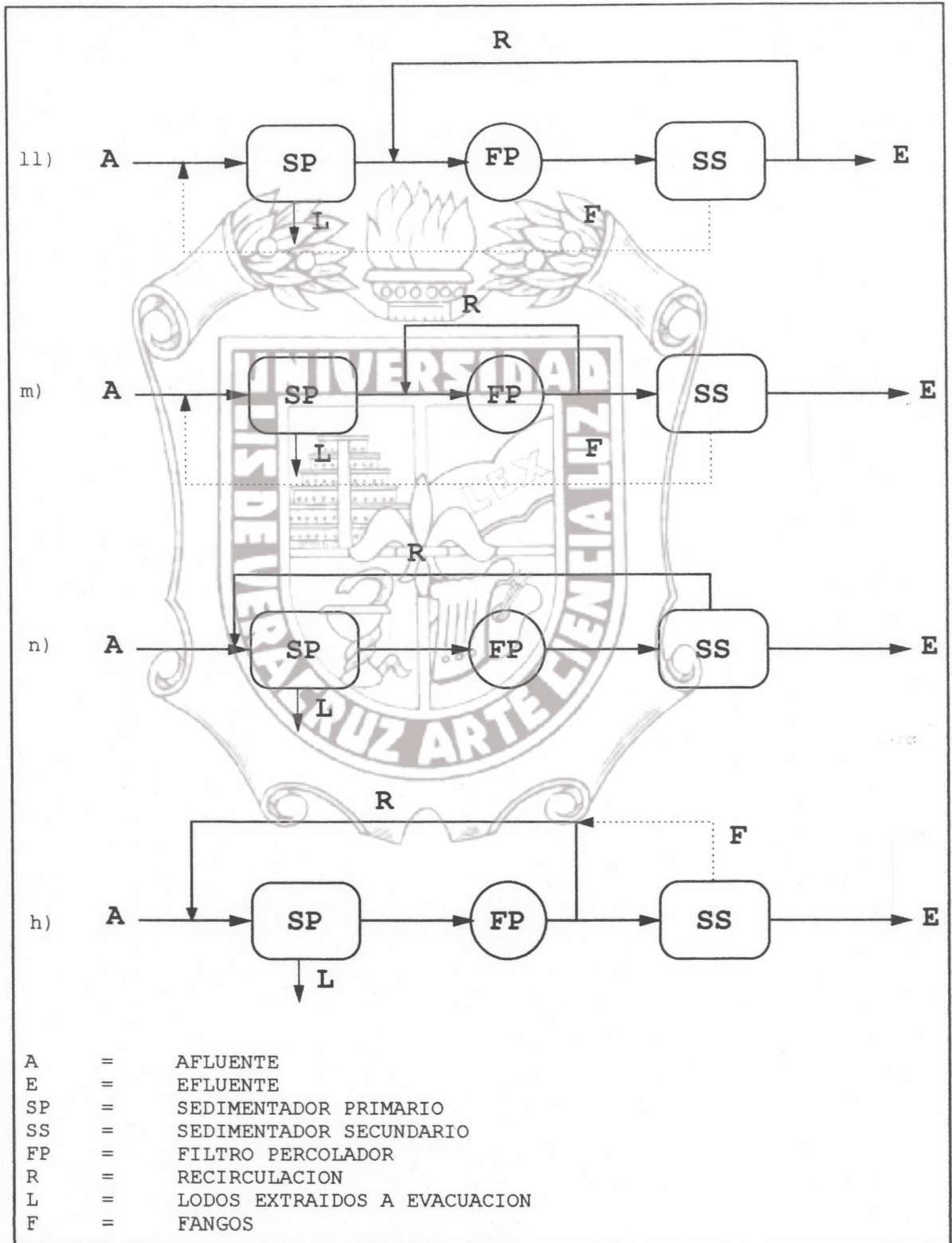


Figura 14. Continuación



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

Figura 14. Continuación



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



### 3.6. Diseño de filtros percoladores

Cuando se piensa diseñar un sistema de lechos biológicos, se debe prestar atención, en primer lugar, al flujo del agua residual en todo el proceso, a la inclusión del lecho en el diagrama de la planta de tratamiento y a la elección del tipo de material de soporte (piedra triturada, lava escorificada, elementos plásticos) (GTZ, 1991).

El diseño del proceso para un filtro percolador incluye tres decisiones: la profundidad del filtro, el área superficial del filtro y la razón de recirculación. Se pueden realizar muchas combinaciones de estas variables para obtener un efluente de la calidad deseada, así como las ecuaciones de diseño del proceso que son usadas por el ingeniero para elegir un número de sistemas, al cual se pueda aplicar un criterio económico e ingenieril para llegar a un diseño final. Además hay un número de factores no cuantificables los cuales influyen el diseño, tales como el tipo de medio, programa de dosis, tipo de drenaje y provisión para ventilación. Todo esto debe entrar dentro de la decisión del proceso (Grady-Lim, 1980).

El efecto biológico de los lechos está controlado principalmente por los siguientes factores: calidad del agua residual, temperatura, carga superficial, carga volumétrica de DBO<sub>5</sub>, espesor del material de soporte, granulometría del material de soporte y aireación del lecho.

El diagrama de flujo determina los pasos del proceso de clarificación y, en consecuencia, el nivel de tratamiento que se puede lograr; por lo tanto, el diagrama se elabora en función del grado de tratamiento requerido.

La inclusión del lecho biológico en el esquema de la planta de tratamiento conduce a diferentes soluciones con respecto a la ubicación, las presiones de salida, el tamaño y la necesidad de la estación de bombeo.

La selección del material de soporte depende de los objetivos de la planta. Otro criterio a considerar en la toma de decisiones es la inversión, en la cual, se deben contemplar los costos por el material mismo y por la tecnología aplicada.

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

La calidad del agua residual influye en forma decisiva en la eficiencia de tratamiento de los lechos biológicos o en la concentración del efluente así como el grado de eficiencia de la descomposición total del nitrógeno.

La temperatura del agua residual afecta el equilibrio térmico en la cámara de contacto, mientras que la temperatura del aire en el exterior tiene menor importancia. Los efectos en los procesos de clarificación son diferentes.

Existe una reducción variable de la actividad biológica a una temperatura entre 4 y 30°C. La actividad biológica de organismos más complejos se detiene a una temperatura menor de 10°C, punto en el cual surge el riesgo de obstrucción.

### 3.6.1. Ecuaciones de diseño de filtros percoladores

Al diseñar filtros percoladores, los resultados de estudios de planta piloto deberán usarse. Sin embargo, cuando los estudios de planta piloto no pueden ser obtenidos, existen ecuaciones de diseño las cuales pueden ser usadas para estimar el funcionamiento de la planta. El ingeniero debe considerar las cargas orgánicas e hidráulicas, así como, el grado requerido de purificación. A lo largo de los años, varios investigadores han propuesto ecuaciones para describir las eficiencias de eliminación observadas con el uso de filtros percoladores, las cuales se describen a continuación: (Parker. 1975, Benefield. 1980, Mclcalf-Eddy. 1981 e Izurrieta. 1991)



### 3.6.1.1. Ecuaciones del manual de disposición de aguas residuales, GTZ

La carga superficial expresada en ( $m^3 m^{-2} h^{-1} = m h^{-1}$ ) es una medida de la intensidad de la irrigación bajo condiciones normales de carga. Este factor afecta el tiempo de contacto.

$$\frac{t}{D} = \frac{K_0}{Q_s^C} \quad (1)$$

t = tiempo de contacto (h)  
 D = profundidad del lecho (m)  
 K<sub>0</sub> = constante  
 Q<sub>s</sub> = carga superficial ( $m h^{-1}$ )  
 C = Coeficiente

En estudios realizados con diferentes constantes (K<sub>0</sub>) se obtuvieron valores de C entre 0.408 y 0.82. La relación:

$$\frac{t}{D} = K_0 \cdot Q_s^{-2/3} \quad (2)$$

Se presenta como ejemplo de un valor empírico promedio, donde C depende del tamaño, forma y superficie del material de soporte, así como del espesor y el tipo de película biológica o, directamente, de la concentración en el afluente y la carga volumétrica

Existe un nomograma (Figura 15) para el dimensionamiento de los lechos biológicos que incluye varios factores como la influencia de la concentración en el afluente de la carga superficial, el espesor del lecho, la carga volumétrica y la temperatura sobre la capacidad de clarificación y la concentración en el efluente.

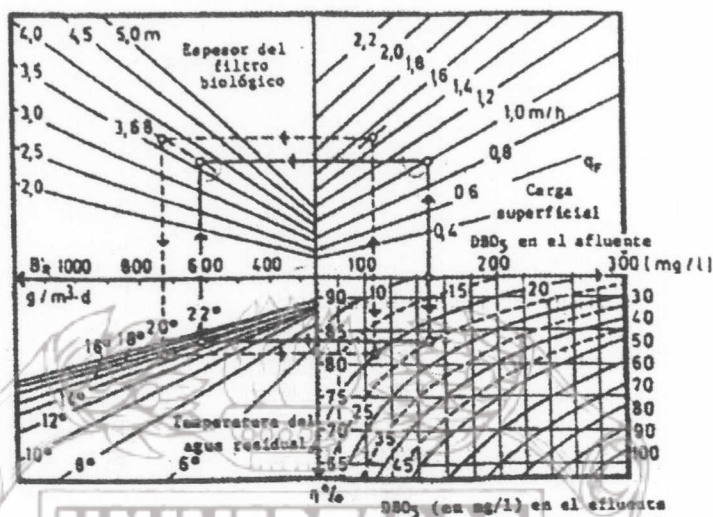


Figura 15. Diagrama de la eficiencia de los filtros percoladores (GTZ, 1991)

Las dimensiones de los sistemas de lechos biológicos para aguas residuales municipales (domésticas) se establecen para condiciones normales. Sin embargo, si el sistema de alcantarillado recolecta conjuntamente las aguas residuales industriales y comerciales altamente contaminadas o, de lo contrario, si solo recolecta estas últimas, se debe determinar empíricamente el esquema de tratamiento adecuado a la eficiencia requerida en el mismo.

Los parámetros esenciales que se aplican al establecer las dimensiones de los lechos biológicos son los siguientes:

- \* El volumen del lecho biológico o el número de lechos biológicos,
- \* Las dimensiones de los lechos biológicos (altura, diámetro), la carga superficial, la secuencia de carga y los volúmenes de recirculación eventuales.

Las aguas residuales destinadas a pasar por los lechos biológicos deben ser tratadas en los dispositivos de tratamiento preliminar hasta que los sólidos sedimentables hayan sido eliminados. Esto tiene por objeto prevenir la obstrucción de las boquillas, de las aberturas en los espesores giratorios o del lecho, evitando reducir la capacidad de oxidación de la película biológica. Al mismo



tiempo, los niveles máximos de concentración pueden regularse para que no sobrepasen ciertos límites en esta fase preliminar.

Las dimensiones del volumen del lecho biológico se trazan en base a la carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$ ,  $Q_m$  expresada en  $\text{Kg de DBO}_5 \text{ m}^{-3}$ . Del volumen del lecho por día ( $\text{kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$ ), el cual se selecciona de la Tabla 7.

**TABLA 7** Parametros de dimensionamiento para la carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$  ( $Q_m$ ) según el nivel de clarificación que se debe alcanzar.

Tratamiento con	Estabilización	Nitrificación	$\text{DBO}_5$ residual $20 \text{ mg l}^{-1}$	$\text{DBO}_5$ residual $30 \text{ mg l}^{-1}$	Dimensión
Carga volumétrica de $\text{DBO}_5$ ( $Q_m$ )	0.25	0.5	1.0	2.0	$\text{kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$

Fuente: GTZ, 1991

Según el nivel de clarificación que se debe alcanzar, se obtendrá el volumen de material de soporte:

$$V = \frac{\text{DBO}_5 \text{ en el afluente}}{\text{Carga volumetrica de DBO}_5} \quad (3)$$

La  $\text{DBO}_5$  diaria en el afluente se calcula a partir del número habitantes y de las poblaciones equivalentes o, a partir de datos fidedignos, para una determinada concentración en el afluente  $S_0$  o una concentración en el afluente afectado por la recirculación.

$$V = \frac{S_{0m} \cdot Q}{Q_m} \quad \text{ó} \quad V = D \cdot A_s \quad (4)$$

$V$  = Volumen del lecho biológico,  $\text{m}^3$ .

$D$  = Profundidad del lecho, m.

$Q$  = Caudal promedio del flujo, ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ )

$Q_m$  = Carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$ , ( $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ )

$S_{0m}$  = Concentración promedio en el afluente, por hora, ( $\text{kg m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ )

$S_{0t}$  = Concentración promedio en el afluente durante las horas del día, ( $\text{kg m}^{-3} \text{h}^{-1}$ )

$Q_s$  = Carga superficial promedio por hora ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

$R$  = Coeficiente correspondiente al volumen de flujo recirculado con relación al volumen del afluente

$A_s$  = Area superficial del lecho biológico,  $\text{m}^2$

$A$  = Superficie de la masa del lecho biológico,  $\text{m}^2$

La carga superficial se determina:

$Q_s(1+R) = \frac{Q}{A}$  incluyendo un volumen constante de recirculación, ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) suponiendo un máximo de 14 horas, se obtiene la siguiente profundidad del lecho

$$D = \frac{14 \cdot Q_s \cdot S_{0t}}{Q_m} \quad (5)$$

Y para una operación adicional de recirculación:

$$D = \frac{14 \cdot Q_s(1+R) \cdot S_{0t}}{(1+R)Q_m} \quad (6)$$

Las siguientes cargas volumétricas se aplican en condiciones promedio:

- \* Para lechos de baja carga  $200 \text{g DBO}_5 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$
- \* Para lechos de alta carga  $600 \text{g DBO}_5 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$

Dado que generalmente no se conocen los valores de  $\text{DBO}_5$  del agua residual en la fase de diseño, la carga se calcula anticipadamente en base al número de habitantes que usaran el sistema de desagüe, si consideramos un consumo de agua potable de 200 litros por persona por día ( $1 \text{p}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) y una  $\text{DBO}_5$  de 60g. por persona al día de agua residual sin tratar, quedarán en el agua residual unos 40g de  $\text{DBO}_5$  por persona por día ( $\text{g p}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) después del proceso de sedimentación en la fase de tratamiento preliminar (sedimentación). Esto da como resultado una carga volumétrica admisible de:



$$\frac{200 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}}{40 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}} = 5 \text{ PE (población equivalente) para lechos de baja carga}$$

$$\frac{600 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}}{40 \text{ g p}^{-1} \text{ d}^{-1}} = 15 \text{ PE (población equivalente) para lechos de alta carga}$$

Estos valores estandar de carga aún se aplican en pequeñas plantas europeas.

En el caso de plantas pequeñas prefabricadas para tratamiento de agua residual diseñadas hasta para 55 personas, conviene que al trazar las dimensiones, se tome como base una  $Q_m = 0.15 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  y un volumen mínimo de carga de  $4 \text{ m}^3$ . Esto se calcula para que la ligera variación de cargas excesivas temporales sea compensada a través de periodos de contacto en el lecho.

Se recomiendan dimensiones de  $Q_m = 0.2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  en el caso de pequeños sistemas de lechos biológicos para una población de 50 a 500 habitantes conectados a la red. De acuerdo a normas estadounidenses, la altura del lecho debe ser cuando menos de 1.50 m. por encima de la capa de drenaje, pero no mayor de 2.10 m.

Se recomienda, los siguientes valores para los lechos percoladores biológicos con un material de soporte no sintético:

- Carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$        $Q_m = 0.4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$
- Carga superficial                       $Q_s = 0.5 - 1.0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
- Razón de recirculación              1+1

De acuerdo a GTZ (1991), la razón de recirculación en la práctica no debe ser mayor de 4:1.

Se recomiendan los siguientes valores para el tratamiento de agua residual con nitrificación completa:

- Carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$   $Q_m = 0.2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$
- Carga superficial  $Q_s = 0.4 - 0.8 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
- Razón de recirculación 1+1

Quando la  $\text{DBO}_5$  del agua residual es superior a  $150 \text{ mg l}^{-1}$  y se considera el área superficial útil, se sugiere adoptar los valores siguientes para lechos percoladores biológicos con material de soporte sintético:

- Carga superficial de  $\text{DBO}_5$   $Q_p = 4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- Carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$ ,  $Q_m$ , con un área superficial específica  $A_v$ :

$$\begin{aligned} A_v = 100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_m = 0.4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \\ A_v = 150 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_m = 0.6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \\ A_v = 200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_m = 0.8 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \end{aligned}$$

Se adopta como valor máximo  $A_v = 200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ , debido a que no se pueden emplear áreas superficiales específicas mayores de  $200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$  para mejorar la eficiencia.

Se permite una interpolación entre los valores intermedios de  $Q_m$ .

La carga superficial  $Q_s$  para áreas superficiales específicas  $A_v$  es:

$$\begin{aligned} A_v = 100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_s = 0.8-1.0 \text{ m h}^{-1} \\ A_v = 150 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_s = 1.0-1.5 \text{ m h}^{-1} \\ A_v = 200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & \quad Q_s = 1.2-1.8 \text{ m h}^{-1} \\ \text{Razón de} & \quad 1+1 \\ \text{recirculación} & \end{aligned}$$



Se sugiere los siguientes valores para el tratamiento de agua residual con nitrificación completa:

- Carga superficial de  $\text{DBO}_5$   $Q_p = 2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- Carga volumétrica de  $\text{DBO}_5$ ,  $Q_m$ , con área superficial específica:

$$\begin{aligned} Av &= 100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_m &= 0.2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \\ Av &= 150 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_m &= 0.3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \\ Av &= 200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_m &= 0.4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1} \end{aligned}$$

Carga superficial en:

$$\begin{aligned} Av &= 100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_s &= 0.6-1.0 \text{ m h}^{-1} \\ Av &= 150 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_s &= 0.8-1.2 \text{ m h}^{-1} \\ Av &= 200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3} & Q_s &= 1.0-1.5 \text{ m h}^{-1} \end{aligned}$$

Razón de recirculación 1+1

Según sea la carga superficial y la construcción del distribuidor giratorio, la fuerza de lavado, RF, que se expresa como:

$$RF = \frac{Q_s}{a \cdot n} \quad (\text{mm/irrigación}) \quad (7)$$

debe alcanzar un valor de 2 a 6 mm. en cada fase de la irrigación

RF= Fuerza de lavado (mm/irrigación)  
n = Número de revoluciones por hora, (rph)  
a = Número de brazo del distribuidor

En la práctica, los lechos biológicos se diseñan con un volumen de hasta  $1,000 \text{ m}^3$  si se necesitan volúmenes mayores, el sistema de lechos se debe dividir en dos unidades pequeñas.

Las dimensiones de los canales de recolección y drenaje del agua residual tratada se trazan para una velocidad de  $V = 0.6 \text{ m s}^{-1}$ .

Es necesario conocer la cantidad de lodo excedente o la producción del mismo en los sistemas de lechos

biológicos, a fin de trazar las dimensiones de las plantas de tratamientos de lodos.

En los sistemas de lechos biológicos, el lodo que proviene de los tanques de tratamiento preliminar casi siempre se trata conjuntamente con el lodo que se descarga de los lechos. El volumen de lodo combinado depende de la composición del lodo en sí que del diseño y grado de espesamiento de los tanques de tratamiento preliminar.

La producción específica de lodo excesivo  $LE/Q_m$  debe ser de:

- $LE/Q_m = 0.8 \text{ Kg Kg}^{-1}$  Para tratamientos mínimos.
- $LE/Q_m = 0.6 \text{ Kg kg}^{-1}$  Cuando incluye una nitrificación completa.

Para determinar los niveles independientes de clarificación de los sistemas de lechos biológicos.

Las normas de Alemania Federal sobre tratamiento de agua residual (ATV) estiman en base a la experiencia práctica, las cantidades de lodo presentadas en la Tabla 8

**TABLA 8. Cantidades de lodo generado en el tratamiento de agua residual según normas ATV**

	I Baja carga II Alta carga	Contenido de sólido $\text{g p}^{-1} \text{d}^{-1}$	Humedad en %	Volumen de lodo
Lodo resultante de la clarificación final	I	13	92	0.16
	II	20	95	0.40
Lodo resultante clarificación preliminar y final	I	67	94.5	1.22
	II	74	95	1.48
Lodo completamente digerido	I	43	90	0.43
	II	48	90	0.48

Fuente: GTZ, 1991



Cuando se mantiene una temperatura de agua residual entre 5° y 30°C, se crean condiciones ambientales favorables para el desarrollo de bacterias, algunas investigaciones llevadas a cabo han comprobado que incluso a 10°C, hay una descomposición de solo 62% respecto a la producción a 20°C. Otros han constatado que la eficiencia disminuye en 4.7% por cada grado menos de temperatura.

En todo caso, cuando hay variaciones importantes de temperatura en el afluente de agua residual, se pueden producir estratos densos o impedir la sedimentación en los tanques de tratamiento preliminar, mermando entonces la eficiencia del lecho biológico.

La aireación del material soporte de un lecho biológico correctamente dimensionado no se obstruye si se cuenta con las corrientes de aire natural.

El aire circula debido a la diferencia de temperatura entre el agua residual y el aire. Cuando la temperatura dentro del lecho biológico es mayor que la temperatura externa, la corriente de aire resultante se desplaza desde el fondo hacia la superficie, pero cuando la temperatura externa sobrepasa los valores internos, el aire corre en forma inversa, es decir desde la superficie al fondo. La experiencia práctica ha demostrado que una pequeña diferencia de 4°C es suficiente para mantener el flujo natural del aire. En el caso de diferencias de temperaturas menores se puede mejorar el suministro de O<sub>2</sub> con una mayor recirculación. Si la temperatura del agua residual es igual a la temperatura del aire, se debe instalar un equipo de aireación artificial, y tomar ciertas medidas en la construcción del lecho biológico.

Las torres de filtración biológica se utilizan específicamente para tratar aguas residuales con un alto grado de contaminación orgánica los parámetros que se presentan en la Tabla 9 y 10 pueden emplearse para trazar las dimensiones de las torres de filtración biológica .

TABLA 9. Carga volumétrica orgánica admisible en el afluyente de las torres de filtración por percolación.

DBO- Admisible de las aguas residuales ( $\text{mg l}^{-1}$ )	250	300	350	450	500
Altura de las torres de filtración por percolación (m)	8	10	12	14	16

Fuente: GTZ, 1991

TABLA 10. Carga volumétrica orgánica de las torres de filtración biológica.

DBO del agua residual descargadas $\text{mg l}^{-1}$	Carga volumétrica de DBO $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ a una temperatura promedio del ambiente ( $^{\circ}\text{C}$ )			
	8	10	12	14
20	800	1,000	1,200	1,400
30	1,300	1,500	1,600	1,800
40	1,600	1,700	2,000	2,200
50	1,900	2,000	2,200	2,500

Fuente: GTZ, 1991

Todos los datos y ecuaciones de diseño mencionados anteriormente se aplicarán de acuerdo a cada caso particular, pues no se puede generalizar. (GTZ, 1991).

### 3.6.1.2.-ECUACIÓN NRC.

Las Ecuaciones NRC (The National Research Council) para el rendimiento de filtros percoladores son expresiones empíricas desarrolladas en base a un estudio exhaustivo de los registros de funcionamiento de plantas usando filtros percoladores con medio de roca tratando aguas de desecho de varias instalaciones militares. Las fórmulas son aplicables a sistemas de fase única y de fases múltiples, con distintos factores de recirculación. La ecuación para un filtro de una sola fase o para la primera fase de una serie



será (Parker.1975, Benefield.1980, Metcalfy Eddy. 1981, e Izurrieta,1991):

$$E_1 = \frac{1}{1 + C (W/V.F)^{1.2}} \quad (8)$$

Donde:

E = Eficiencia en % de la eliminación DBO<sub>5</sub> para el proceso, incluyendo recirculación y sedimentación.

W = Carga o peso de la DBO<sub>5</sub> aplicada al filtro, (lb d<sup>-1</sup>) este no incluye DBO<sub>5</sub> de el desecho recirculado.

V = Volumen del filtro, (1000 pie<sup>3</sup>)

F = Factor de recirculación (Número de pasadas efectivas por el filtro)

C = Coeficiente acondicionado para esta ecuación tiene un valor de 0.0561

El factor de recirculación se calcula utilizando la ecuación siguiente (Parker.1975, Benefield.1980, Metcalf y Eddy, 1981 e Izurrieta 1991):

$$F = \frac{1+R}{(1+0.1R)^2} \quad (9)$$

Donde:

R = Relación de recirculación (Flujo Total con el que recircula) Q<sub>r</sub>/Q

El factor de recirculación representa el promedio de pasadas de la materia orgánica en el afluente a través del

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana

filtro. La facilidad de eliminación de la materia orgánica parece decrecer cuando aumenta el número de pasadas.

A continuación se describe la formula para predecir la eficiencia de la segunda fase del filtro (Parker.1975, Benefield.1980, Metcalf-Eddy.1981 e Izurrieta.1991 ).

$$E_2 = \frac{1}{1 + \frac{C}{1 - E_1} \sqrt{\frac{W_2}{V_2 F}}} \quad (10)$$

Donde:

$E_2$  = Eficiencia o por ciento de la eliminación de la  $DBO_5$  para un proceso de filtración de segunda fase, incluyendo recirculación y sedimentación.

$W_2$  = Carga o peso de la  $DBO_5$ , aplicada al filtro de segunda fase, ( $lb\ d^{-1}$ )

$V_2$  = Volúmen de la segunda fase del filtro, ( $1,000\ pie^3$ )

La ecuación (10) fue desarrollada suponiendo que existe un clarificador intermedio entre los dos filtros percoladores (Parker,1975, Benefield,1980, Metcalf y Eddy, 1981).

Si se utiliza la ecuación NRC en el diseño del percolador, solo se pueden variar tres parámetros con el fin de calcular la eficiencia deseada:

1. Volumen del medio
2. Número de fases o etapas.
3. Razón de recirculación.

La ecuación (8) la cual describe una fase de tratamiento simple, puede ser rearrreglada en la forma (Benefield, 1980).



$$V_1 = 0.0263 QS_0 \frac{(1+0.1R)^2}{1+R} \left( \frac{E_1}{1-E_1} \right)^2 \quad (11)$$

Donde:

$V$  = Volumen del filtro, (1,000 pie<sup>3</sup>)

$Q$  = Carga hidráulica total expresada como razón de flujo del influente, (millones de galones por día (MGD))

$S_0$  = Concentración de sustrato en el influente expresado como DBO<sub>5</sub> del influente, (mg l<sup>-1</sup>)

La ecuación (11) muestra que el volumen requerido para mantener una eficiencia constante de tratamiento, varía directamente con la fuerza y flujo del agua residual, si la razón de recirculación se mantiene constante. Este mismo resultado puede ser observado en la ecuación [10], describiendo el tratamiento de la segunda fase, y ser rearrreglada en la forma (Benefield, 1980) :

$$V_2 = 0.0263 QS_{e1} \frac{(1+0.1R)^2}{1+R} \left[ \frac{E_2}{(1-E_1)(1-E_2)} \right]^2 \quad (12)$$

Donde:

$S_{e1}$  = Es la concentración de la DBO<sub>5</sub> en el efluente para la primera fase.

Aumentando el número de fases de una a dos, se incrementará la eficiencia de el proceso. Para este tipo de sistemas, la eficiencia máxima se alcanza cuando el tiempo de retención en cada reactor es el mismo.

Aplicando estos fundamentos básicos a una serie de medios de filtros percoladores, la eficiencia máxima es alcanzada cuando los volúmenes del filtro y la razón de recirculación son iguales. Esto es ilustrado en la Figura

16 mediante la aplicación de la ecuación NRC.  
(Benefield, 1980).

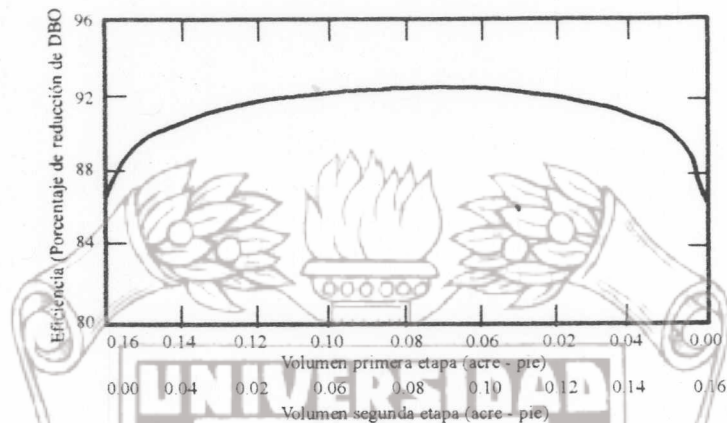


Figura 16. Curva de optimización para filtros percoladores de 2 etapas, con un volumen total fijo

Para calcular el diámetro y el área superficial requerido de cada filtro se usa la siguiente fórmula (Benefield, 1980 e Ibars, 1993):

$$\text{Área superficial} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Profundidad}} \quad (13)$$

$$\text{Diámetro} = \left( \frac{4A}{\pi} \right)^{1/2} \quad (14)$$

Donde:

A = Área superficial del filtro percolador, (pie<sup>2</sup>)

Aplicando un análisis de regresión múltiple para los datos operacionales de plantas con filtro percoladores con medio de roca, Benefield (1980) desarrolló la siguiente ecuación para un filtro de una fase simple.



$$S_e = \frac{K^0(QS_0 + Q_R S_e)^{1.19}}{(Q + Q_R)^{0.78}(1+D)^{0.67}(r)^{0.25}} \quad (15)$$

Donde:

$S_e$  = Concentración de sustrato en el efluente expresado como  $DBO_5$  del efluente del filtro en, ( $mg\ l^{-1}$ ).

$Q$  = Carga hidráulica aplicada como razón de flujo del efluente, (millones de galones por día (MGD))

$Q_R$  = Flujo recirculado, (millones de galones por día (MGD))

$S_0$  = Concentración de sustrato en el influente expresado como  $DBO_5$  del influente, ( $mg\ l^{-1}$ ).

$D$  = Profundidad del filtro, (pie).

$r$  = Radio del filtro, (pie).

$$K^0 = \frac{0.464(43,560/\pi)}{(Q)^{0.28}(T)^{0.15}}$$

$T$  = Temperatura del agua de desecho,  $^{\circ}C$ .

Rearreglando y resolviendo para su volumen, Benefield (1980) obtuvo:

$$V_1 = 0.1355D \left[ \frac{(Q)^{0.13}(S_0)^{0.19}[1+R(1-E_1)]^{1.19}}{(T)^{0.15}(1+D)^{0.67}(1-E_1)(1+R)^{0.78}} \right]^8 \quad (16)$$

Donde:

$V_1$  = Volumen de la primera fase del filtro percolador, ( $1,000\ pies^3$ )

De acuerdo a (Benfield, 1980), aplicando un factor de retardo de  $1/(1-E)^4$  a la ecuación (15) dará una expresión para la segunda fase de tratamiento similar a la ecuación NRC. Esta ecuación es:

$$V_2 = 0.1355D \left[ \frac{(Q)^{0.13} (S_0)^{0.19} [1+R(1-E_2)]^{1.19}}{(T)^{0.15} (1+D)^{0.67} (1-E_2) (1+R)^{0.78} (1-E_1)^{0.5}} \right]^8 \quad (17)$$

$V_2$  = Volumen de la segunda fase de filtro percolador, (1,000 Pie<sup>3</sup>).

Las ecuaciones (16) y (17) muestran el volumen como una función del flujo de agua residual y la intensidad, también como la profundidad del filtro, recirculación, y temperatura del agua de desecho.

Esto se ha observado, que entre el rango de la carga orgánica normal y superficial, estas ecuaciones predicen un incremento en la eficiencia con un incremento en la razón de recirculación hasta un valor de aproximadamente 5, arriba de este valor se obtienen beneficios muy pequeños para el sistema de dos fases, el volumen óptimo puede ser estimado por una razón de 1:2 cuando se usa la ecuación (15) para comparar una razón de 1:1 en la ecuación NRC, no obstante el volumen total menor es requerido para un diseño óptimo de dos fases que para un diseño de una fase. (Benfield, 1980).

### 3.6.1.3. Ecuación de Velz.

La fórmula de Velz relaciona la eficacia del tratamiento en la profundidad del filtro por medio de (Metcalf-Eddy, 1981):

$$\frac{S_1}{S} = 10^{-3.3K_2D} \quad (18)$$

Donde :

S = Concentración de substracto que es eliminable expresada como DBO última (DBO<sub>L</sub>) aplicada que es



eliminable, no por encima de  $0.90 S_0$ , siendo  $S_0$  la DBO aplicada.

$S_i$  = Concentración de substrato a la profundidad  $D$  expresado como fracción de la DBO última ( $DBO_L$ ) que permanece a la profundidad  $D$

$K_2$  = Tasa de eliminación (0.175 para filtros percoladores de baja carga; 0.15 para filtros de alta carga)

$D$  = Profundidad, (m).

Cuando se use recirculación, la DBO aplicada se calcula mediante la ecuación (Parker.1975, Benefield.1980, Metcalf-Eddy 1981).

$$S_a = \frac{S_0 + RS_e}{1+R} \quad (19)$$

Donde:

$S_a$  =  $DBO_L$  aplicada tras dilución por recirculación

$S_0$  =  $DBO_L$  de agua residual sin tratar (influyente)

$S_e$  =  $DBO_L$  efluente.

$R$  = Relación de recirculación,  $Q_r/Q$ .

Para este cálculo el valor de " $S_a$ " en la ecuación de Velz, se usa la demanda bioquímica de oxígeno última ( $DBO_L$ ).

#### 3.6.1.4. Ecuacion de K.L. Schulse modificado.

Estas mismas ecuaciones de diseño han sido planteados por (Eckenfelder.1970, Sundstrom.1970, Benefield.1980, Ramalho.1991, e Izurrieta. 1991).

La metodología de Schulse fué analizada detenidamente por W. Eckenfelder (1970) tomando en consideración que el proceso de filtro percolador es similar al de lodos activados pero con operación intermitente. (Izurrieta, 1991).

Las ecuaciones de Eckenfelder (1970) son las únicas ecuaciones de diseño las cuales responden a variaciones en

las características del medio, además, estas ecuaciones son formuladas para que varios términos puedan ser evaluados con el uso de estudios de tratabilidad. Una aproximación al método mas deseable para el diseño de filtros percoladores, así se garantiza un desarrollo detallado de estas ecuaciones particulares. (Benefield, 1980).

El propósito de las fórmulas de diseño es obtener una solución entre la disminución de la  $DBO_5$ , la profundidad del filtro, la carga hidráulica y las características del medio. La formula desarrollada por Eckenfelder (1970) y colaboradores supone dos cosas:

1. El filtro percolador se considera un reactor de flujo pistón.
2. La disminución de la  $DBO_5$ , sigue la cinética de las reacciones de primer orden. (Benefield, 1980 y Ramalho, 1991).

Matemáticamente podría expresarse con la fórmula (Eckenfelder.1970, Benefield.1980, Ramalho.1991 e Izurrieta, 1991):

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-K'xt} \quad (20)$$

Donde:

$S_e$  =  $DBO_5$  soluble en el efluente del filtro, ( $mg\ l^{-1}$ )

$S_0$  =  $DBO_5$  del influente, ( $mg\ l^{-1}$ )

$K'$  = Coeficiente (constante de la velocidad de reacción de utilización del substrato), ( $tiempo^{-1}$ )

$X$  = Sólidos volátiles (masa microbiana activa, ( $mg\ l^{-1}$ ) que es proporcional a la superficie específica del medio ( $X \propto AV$ )).

$t$  = Tiempo de retención (tiempo de contacto entre el agua de desecho y los microorganismos, tiempo para un filtro percolador), ( $tiempo^{-1}$ )



El tiempo de retención (t) es (Eckenfelder.1970, Benefield.1980, Ramalho.1991 e Izurrieta,1991) :

$$t = \frac{CD^m}{Q_s^n} \quad (21)$$

Donde:

$Q_s$  = Carga hidráulica superficial, en galones por minuto por pie cuadrado, (gpm p<sup>-2</sup>)

D = Profundidad del filtro, (pie)

C,n = Constante que son función del tipo y de la superficie específica del relleno del filtro. (Ver Tabla 11).

m = 1.0 en la mayoría de los casos.



Tabla 11. Características hidráulicas de medios filtrantes seleccionados.

MEDIO	Superficie específica del medio	Exponente	Coefficiente
	$A_v$ ( $\text{pie}^2 / \text{pie}^3$ )	$n$	$C$
Polygrid	30.0	0.65	.95
Esfera vidrio, 0.5 pulg. (1.3 cm) diámetro	85.0	0.82	22.5
Esfera vidrio, 0.75 pulg. (1.9 cm) diámetro	60.3	0.80	15.8
Esfera vidrio, 1.0 pulg. (2.5 cm) diámetro	41.6	0.75	12.0
Esfera porcelana, 3.0 pulg. (7.6 cm) diámetro	12.6	0.53	5.1
Roca, 2.5-4.0 pulg. (6.3-10.2 cm)	-----	0.408	4.15
Dowpac	25.0	0.50	4.84
Asbestos	25.0	0.50	5.10
Mead-cor	30.0	0.70	5.6
Asbestos	50.0	0.75	7.2
Asbestos	85.0	0.80	8.0

Fuente: Benefield, 1980.



Además, Eckenfelder (1970), Benefield (1980) y Ramalho (1991) encontraron que:

$$C = C' Av^m \quad (22)$$

donde:

$Av$  = Superficie específica del medio ( $\text{pie}^2 \text{pie}^{-3}$ ), (ver tabla 11)

$C'$  = Constante la cual para esferas, roca polygrid y medios plasticos sin crecimiento microbianos tienen un valor de 0.7 a 0.75 respectivamente.

Asumiendo que la masa microbiana activa es proporcional a la superficie específica del medio ( $X = \text{cte. } Av$ ) y sustituyendo el valor de  $t$  de la ecuación (21) y  $C$  de la ecuación (22), la ecuación (23) se convierte en (Eckenfelder. 1970, Sundstrom. 1979, Benefield. 1980, Ramalho.1991 e Izurrieta,1991):

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-\frac{KC'Av^{m+1}D^m}{Q^n}} \quad (23)$$

Si la superficie específica se asume que permanece constante y se asume que el medio tiene una cubierta de película microbiana uniforme a través de toda la profundidad del filtro y considerando el valor de  $K'_0 = KC'Av^{m+1}$ , la ecuación (23) puede expresarse como (Eckenfelder. 1970, Sundstrom. 1979, Benefield. 1980, Ramalho.1991 e Izurrieta,1991):

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{-\frac{K'_0 D^m}{Q^n}} \quad (24)$$

Donde:

$K'_0$  = Factor de tratabilidad el cual tiene las unidades en minutos<sup>-1</sup> cuando  $Q$  es expresado como Galones por minuto  $\text{pie}^2$ , ( $\text{gal m}^{-1} \text{pie}^{-2}$ ), (ver tabal 12)

La ecuación (24) es el modelo de Eckenfelder de los filtros percoladores relaciona el % DBC<sub>r</sub> remanente ( $S_e/S_0$ ) con la profundidad del filtro (D) y la carga hidráulica (Q) y el parametro ( $K'_0$ ).

El efecto de la temperatura puede considerarse en el valor del parámetro  $K'_0$ , Eckenfelder (1970) propone una corrección de temperatura dada por una relación tipo Arrhenius, por que no se considera en la ecuación (24) ni en la ecuación (29) esto es para ajustar el factor de tratabilidad K.

$$K'_0 = K'_{020} (1.035)^{T-20} \quad (25)$$

Donde:

$K'_0$  = Factor de tratabilidad determinada a 20° C.

T = Temperatura de operación, °C.

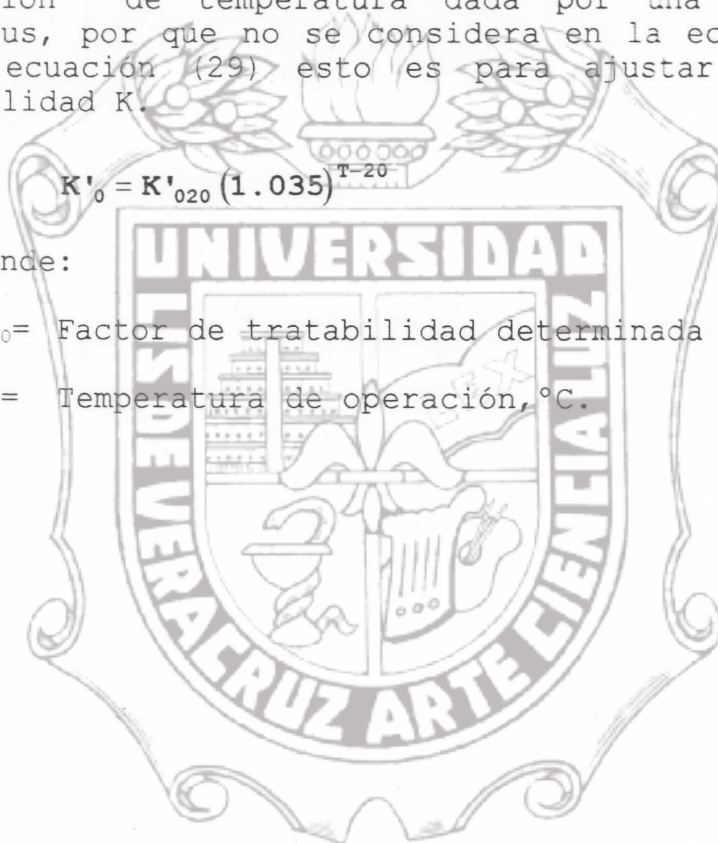




Tabla 12. Factores de tratabilidad de la DBO<sub>5</sub> de asentamiento del agua de desechos doméstica en filtros percoladores con varios medios.

Medio	Superficie específica (pie <sup>2</sup> pie <sup>-3</sup> )	Rango de Temperatura (°C)	Profundidad (Pies)	Rango concen. DBO <sub>5</sub> en influente (mg l <sup>-1</sup> )	Rango carga hidráulica, millones de galones al día (MGD)	Carga superficial (gpm pie <sup>-2</sup> )	n	Rango del factor de tratabilidad K' a 20°C (min) <sup>-1</sup>
1½" anillo flexible	40	2-26	8	65-90	12.5-26.9	0.196-0.42	0.39	0.06 a 0.09
1" escoria de fundición	61.5	7-17	6	220-320	0.96-1.2	-	2.56	0.115
2½" escoria de fundición	37.4	7-17	6	220-320	0.96-1.2	0.015-0.019	0.84	0.021 a 0.091
1½-2½" Escoria volcánica			6	112-196		0.08-0.19	1.0	0.014
2½" Escoria volcánica	33	7-17	6	220-320	0.96-1.2	0.015-0.019	0.75	0.009 a 0.085
1" Escoria volcánica	60	7-17	6	220-320	0.96-1.2		0.30	0.115
1" Roca	43.3	7-17	6	220-320	0.96-1.2		2.36	0.098
2½" Roca	27.6	7-17	6	220-320	0.96-1.2		3.80	0.086
2½"-4" Roca			12	200		0.48-1.47	0.49	0.036
1" grava redonda	44.5	7-17	6	200-320	0.96-1.2		3.0	0.083
2½" grava redonda	19.7	7-17	6	220-320	0.96-1.2		5.40	0.076
1-3" granito			6	186-226		0.031-0.248	0.4	0.041 a 0.059
¾" anillo Rasching	75.8	16-18	6	186-226	2-16	0.031-0.248	0.7	0.031 a 0.073
1" anillo Rasching	52.2	16-18	6	186-226	2-16	0.031-0.248	0.63	0.031 a 0.056
1½" anillo Rasching	35.0	16-18	6	186-226	2-16	0.031-0.248	0.306	0.037 a 0.078
2½" anillo Rasching			6	186-226		0.031-0.248	0.274	0.08
2½" anillo Rasching	22.7	16-18	6	186-226	2-16	0.031-0.248	0.276	0.033
Bloque continuo (Sin torcedura)	28.2	16-18	6	186-226	2-16	0.031-0.248	0.345	0.026 a 0.048
Surfpac	28.0	24	21.6	200	31-250	0.49-3.9	0.5	0.05
Surfpac	28.0	24	12.0	200	62-250	0.97-3.9	0.45	0.05
Surfpac	27.0	23-29	21.5	68-112	63-189	-	0.50	0.045
Surfpac			21.5	-		-	0.50	0.089
Flocor	27.0		18.0	-			0.52	
Anillo Flexible de polipropileno	27.0		21.5	-	63-189		0.45	

Fuente: Sundstron. 1979, Benenfield. 1980 e Ibars. 1993.

Tabla 13. Factores de tratabilidad para aguas de desecho a 20° c

Tipo de agua de desecho	Tipo de medio filtrante	Superficie específica en (pie <sup>2</sup> pie <sup>-3</sup> )	K' <sub>0</sub> minutos <sup>-1</sup>	Factor n
Doméstica	Surfpac	28	0.079	0.5
Conserva de fruta	Surfpac	28	0.0177	0.5
Caja de cartón	Surfpac	28	0.0197	0.5
Planta de acero y coque	Surfpac	28	0.0211	0.5
Textil	Surfpac	28	0.0156	0.5
	Surfpac	28	0.0394	0.5
	Surfpac	28	0.0268	0.5
Farmacéutica	Surfpac	28	0.0292	0.5
Matadero	Surfpac	28	0.0246	0.5

Fuente: Benefield, 1980

La ecuación (24) es válida para un filtro percolador de una sola fase sin recirculación. Cuando la recirculación es empleada la ecuación (24) es modificada a la forma de ecuación (26), aquí se diluye la DBO<sub>5</sub> del influente y se obtienen mejores eficiencias (Eckenfelder. 1970, Benefield. 1980,)



$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-K'_0 D^m / Q^n} \quad (26)$$

Donde:

$S_a$  = DBO<sub>5</sub> del agua residual cruda/mezcla recirculada.  
(mg l<sup>-1</sup>)

R = Relación de recirculación; Q<sub>r</sub>/R

$$S_a = \frac{S_0 + R S_e}{1 + R} \quad (27)$$

(Ekckenfelder.1970, Parker.1975, Benefield.1980, Metcalf-Eddy.1981, Ramalho.1991 e Izurrieta.1991)

Donde:

$S_e$  = Concentración de la DBO<sub>5</sub> en el efluente del filtro, (mg l<sup>-1</sup>).

$S_0$  = Concentración de la DBO<sub>5</sub> aplicada en el filtro, (mg l<sup>-1</sup>).

Experimentalmente se puede determinar el coeficiente "n" y "K", mediante experiencias relativamente sencillas en columnas transparentes que soportan medios aclimatados y que reciben cargas hidráulicas variables, midiendo la concentración del substrato a diferentes profundidades. Sin recirculación, la ecuación (24) sugiere que un trazo de ln S<sub>e</sub>/S<sub>0</sub> contra D dará una línea recta para cada carga de líquido. Así el valor absoluto de la pendiente de estas líneas sera K'<sub>0</sub>/Q<sup>n</sup>, un trazo de la pendiente contra ln Q producirá también una línea recta con pendiente n e intercepto K'<sub>0</sub>.

$$\ln[\text{pendiente}] = \ln k'_0 - n \ln Q \quad (28)$$

Los valores de K'<sub>0</sub> y n para una variedad de empaques son listados en la Tabla 12, conociendo los valores para estas constantes, las ecuaciones (24) y (29) pueden ser usadas para estimar el funcionamiento de un filtro percolador. (Sundstrom,1979 e Izurrieta.1991)

Considerando las ecuaciones (26) y (27) la ecuación de remoción para un filtro percolador con recirculación es (Eckckenfelder.1970, Sundtrom. 1979, Benefield.1980 y Ramalho.1991):

$$\frac{S_e}{S_a} = \frac{e^{-k' D^m / Q^n}}{(1+R) - R \cdot e^{-k' D^m / Q^n}} \quad (29)$$

En el caso de aguas domésticas donde ocurre un alto grado de floculación de orgánicos suspendidos y coloidales, la concentración de la DBO en el influente afectará la relación de remoción. Eckenfelder (1970) han desarrollado una relación empírica basada en la ecuación (32).

$$\frac{S_e}{S_0} = e^{(-0.0030A V^{0.644} S_0^{0.540} D / Q^n)} \quad (30)$$

### 3.6.2. Procedimiento para el empleo de estas ecuaciones y algunos comentarios a considerar

#### 3.6.2.1. Procedimiento de diseño de filtros percoladores cuando se dispone de datos piloto o semi-piloto.

Se discutirá lo siguiente:

① Basado en lo anterior, se recomiendan estudios de tratabilidad a nivel piloto cuando se diseñan los filtros percoladores.

② Usando las ecuaciones de Eckenfelder, (1970) Benefield, (1980) e Izurrieta, (1991) para el diseño, es necesario para determinar constantes  $K'_0$  y  $n$  emplear un filtro percolador a escala de laboratorio con el medio a ser usado en el prototipo.



③ La explicación de estos resultados para diseñar un filtro percolador a escala real. Se estudian en ambos casos; con y sin reciclado. (Benefield.1980 y Ramalho.1991).

### 3.6.2.1.1. Modelo de filtro percolador semipiloto. (escala laboratorio)

En la Figura 17 se presenta un diagrama del modelo semipiloto de filtro percolador desarrollado por Ekckenfelder (1970), Benefield (1980) y Ramalho (1991) El agua residual contenida en el recipiente de alimentación se bombea mediante una bomba peristáltica hasta una placa perforada de distribución del flujo, donde se mezcla con la corriente de reciclado procedente del tanque de decantación.

El procedimiento de laboratorio sugerido para evaluar las constantes  $K'$  y  $n$  es como sigue:

① Usando un filtro percolador a escala de laboratorio, relleno con el medio escogido se genera una película microbiana sobre el relleno del filtro teniendo como medio de cultivo el agua de desecho a ser tratada. Esta operación puede durar desde varios días hasta algunas semanas; dependiendo del tipo de agua residual.

Se toman muestras periódicas en el líquido y se llevan a cabo determinaciones de la  $DBO_5$ ; se registran los valores de equilibrio de la  $DBO_5$ ; pueden emplearse también unidades pilotos.

② Se seleccionan tres o cuatro cargas hidráulicas,  $m^3 s^{-1} m^{-2}$  ( $gal\ min^{-1}\ pie^{-2}$ ) para la profundidad del filtro ( $D > 3m$ ) con relleno plástico (un promedio de superficie específica de 65.52 a 98.43  $m^2 m^{-3}$  o (20 a 30  $pie^2\ pie^{-3}$ ). Se eligen caudales de  $30 \times 10^{-4}$  a  $2.8 \times 10^{-3} m^3 s^{-1} m^{-2}$  (0.5 a 3.0  $gal\ min^{-1}\ pie^{-2}$ ). En la unidad piloto, se utilizan cargas hidráulicas de  $7 \times 10^{-4}$ ,  $1.4 \times 10^{-3}$  y  $2.8 \times 10^{-3} m^3 s^{-1} m^{-2}$  (1.3, 2.06, 3.09 y 4.12  $gal\ min^{-1}\ pie^{-2}$ ).

③ Para cada caudal se muestrea por lo menos en tres profundidades. El muestreo será continuo hasta que se tenga resultados consistentes. Los análisis de las muestras se expresan normalmente en forma de % de la  $DBO$  remanente, esto es,  $S_e/S_0 \cdot 100$ . Los análisis pueden expresarse también como  $DQO$ ,  $DOC$  o  $COT$  (filtrado). Se llevan a cabo también

determinaciones del pH, del nitrógeno, y temperatura del agua de desecho. (Ekckenfelder.1970, Benefield.1980 y Ramalho.1991).

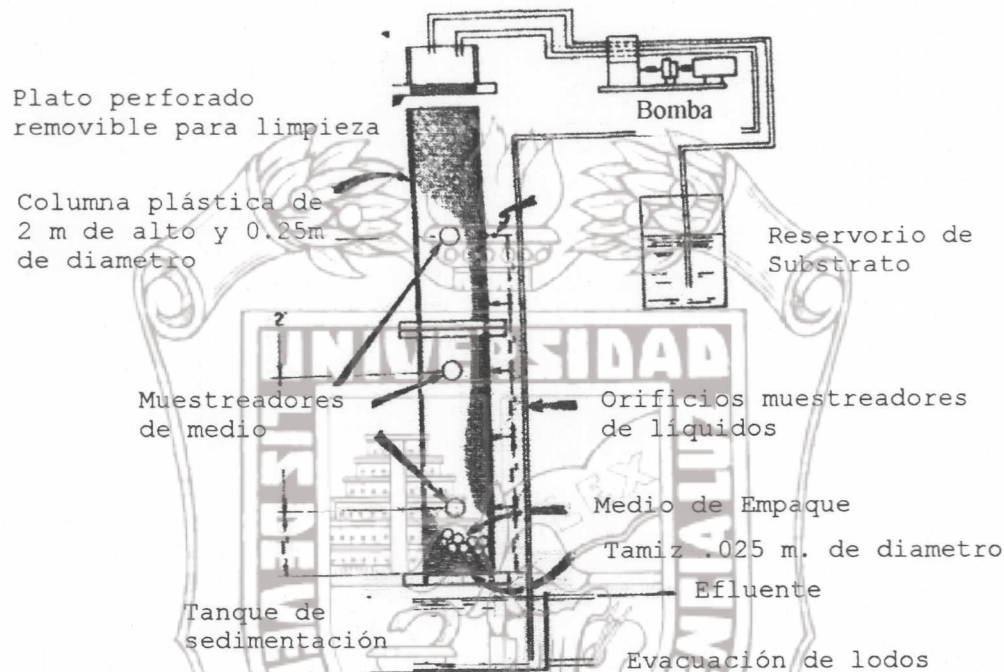


Figura 17. Modelo semipiloto de un filtro percolador

### 3.6.2.1.2. Tratamiento de los datos obtenidos con objeto de determinar las constantes $n$ y $K'_0$ .

1. En papel semilogarítmico se representa el porcentaje de  $DBO_5$  remanente ( $S_e/S_a \cdot 100$ ) en función de la profundidad ( $D$ ) para cada valor de la carga hidráulica ( $Q$ ). De la ecuación (24) se deduce que,

$$\ln \left( \frac{S_e}{S_0} \right) = -K'_0 \frac{D^m}{Q^n} = - \left( \frac{K'_0}{Q^n} \right) D^m \quad (31)$$

Con ello se obtiene una familia de líneas rectas. El valor absoluto de sus pendientes corresponde a  $K'_0 / Q^n$ .



2. En papel doble logarítmico se representan los valores absolutos de las pendientes para cada una de las líneas del paso 1 en función de  $Q$ . Debido a que:

$$|\text{Pendiente}| = K'_0 / Q^n \quad (32)$$

Tenemos:

$$\log |\text{Pendiente}| = \log K'_0 - n \log Q \quad (33)$$

Se obtiene una línea recta en que, cada punto corresponde a uno de los ensayos, la pendiente de dicha recta nos permite encontrar el valor de  $n$  de acuerdo con la ecuación (33).

3. Se llevan a cabo los cálculos siguientes:
- Se determinan los valores de  $Q^n$  para cada ensayo utilizando el valor de  $n$  determinado en el paso 2.
  - Se calculan los valores de  $D^m / Q^n$  para cada ensayo a cada profundidad.
  - Se construye un cuadro de  $D^m / Q^n$  en función de  $(S_e / S_0 * 100)$  y en papel semilogarítmico trace los valores confrontados. La pendiente de este trazo es la razón del coeficiente  $K'_0$ , por lo tanto, por este procedimiento se obtienen los valores de las constantes  $n$  y  $K'_0$  para el modelo matemático. (Ekckenfelder.1970, Benefield.1980 y Ramalho.1991).

### 3.6.3. Aplicación de los resultados al diseño de un filtro percolador a escala real.

CASO 1.- Filtro percolador sin recirculación.

La siguiente Figura 18 muestra un diseño de este tipo:

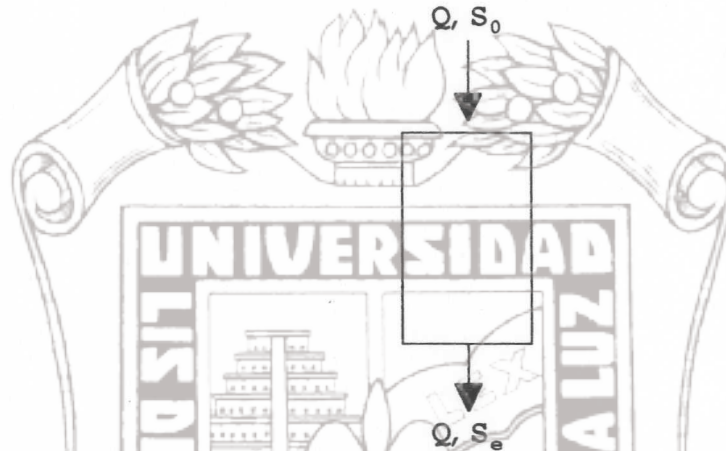


Figura 18. Filtro percolador sin recirculación.

El diseño se basa en la ecuación (24), obteniéndose los valores de  $K'_0$  y  $n$  en la forma descrita anteriormente (3.6.2.1.2).

PASO 1.- Se calcula la carga hidráulica superficial sugerida,  $Q$ , para una disminución específica de la  $DBO_5$  correspondiente a la relación  $S_e/S_0$  necesaria. Se supone un valor para una profundidad  $D$  y se resuelve la ecuación para hallar la carga hidráulica superficial  $Q_s$ ,  $m^3 s^{-1} m^{-2}$  ( $gal\ min^{-1}\ pie^{-2}$ ). Resolviendo la ecuación (24) para  $Q$  se obtiene:

$$Q = \left[ -K'_0 D / \ln\left(\frac{S_e}{S_0}\right) \right]^{1/n} \quad (34)$$

De la ecuación (34) se puede obtener la carga hidráulica superficial  $Q_s$  en  $m^3 s^{-1} m^{-2}$  ( $gal\ min^{-1}\ pie^{-2}$ ).



PASO 2.-El área requerida del filtro, A, es:

$$A = \frac{Q}{Q_s} \tag{35}$$

PASO 3.-El diámetro del filtro viene dado por la ecuación:

$$d = \left(\frac{4A}{\pi}\right)^{\frac{1}{2}} = \left(\frac{A}{0.785}\right)^{\frac{1}{2}} \tag{36}$$

CASO 2. Filtro percolador con recirculación.

La Figura 19 muestra un diseño de este tipo:

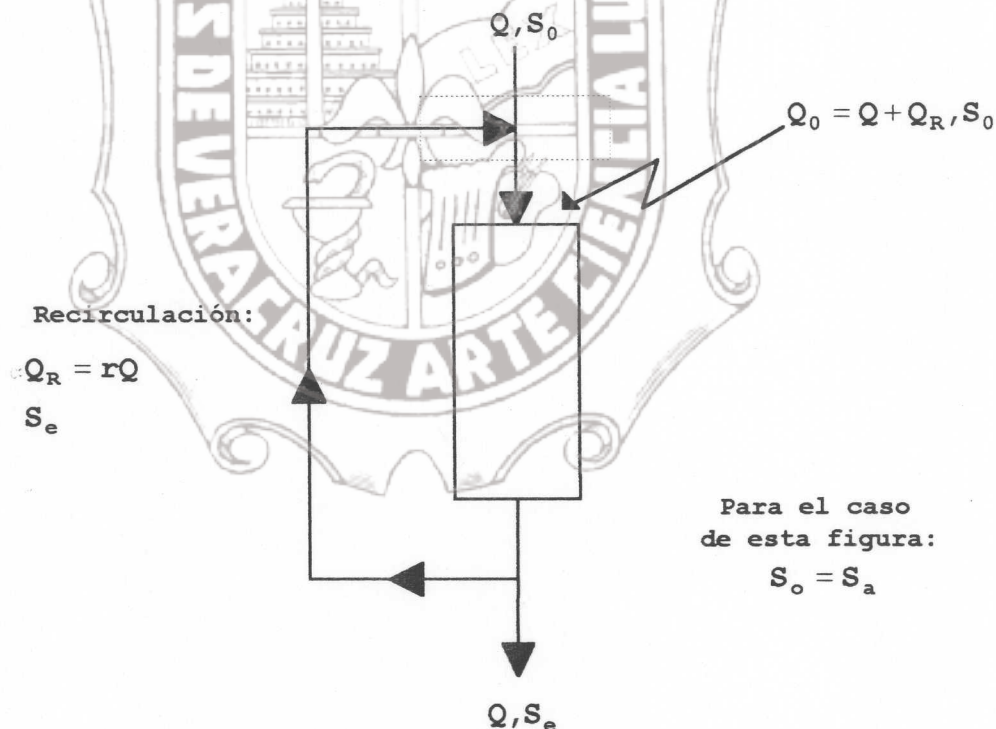


Figura 19. Filtro Percolador con recirculación.

PASO 1. Se calcula  $S_a$  de la ecuación (27) para un valor específico de la relación de recirculación R.

PASO 2. Se resuelve la ecuación (24) para  $Q$ , con lo que se obtiene una ecuación similar a la (34) a partir de la cual se calcula la carga hidráulica. Los pasos 1 y 2 pueden combinarse para resolver la ecuación (29) directamente con objeto de obtener  $Q$ , el resultado final es:

$$Q = \left[ \frac{-K D^n / \ln \left( \frac{S_e}{S_a} \right) (1+R)}{1+R \left( \frac{S_e}{S_a} \right)} \right]^{1/n} \quad (37)$$

PASO 3. En consecuencia, el área requerida del filtro,  $A$ , es:

$$A = \frac{Q}{Q_s} \quad (38)$$

PASO 4. El diámetro del filtro se calcula a partir de la ecuación (36). (Ramalho, 1991).

#### 3.6.4. procedimiento de diseño cuando no se dispone de datos experimentales

Los datos experimentales necesarios para determinar los parámetros  $n$  y  $K'$ , no son fácilmente obtenibles y puede no resultar factible llevar a cabo el tedioso trabajo experimental necesario para obtener esta red de datos. Si este fuera el caso, el parámetro  $n$  se estima a partir de datos disponibles de diferentes tipos de relleno, ( $S_e$  depende sólo de las características de relleno). El parámetro  $K'$ , se estima a partir de datos disponibles de aguas residuales de diferentes fuentes. Eckenfelder (1970) presenta una tabulación de valores para el filtro "Surpfac" ( $n=0.5$ ) para diferentes aguas residuales industriales. (ver tabla 13) (Ramalho, 1991).



### 3.6.5. Diseño de unidades de filtros percolador en varias etapas

Es normal diseñar unidades de filtración por percolación en varias etapas en serie adoptando el mismo volumen,  $V$ , por etapas (Volumen = profundidad \* diámetro). Esto supone un procedimiento interactivo que se describe a continuación Fig. 20.

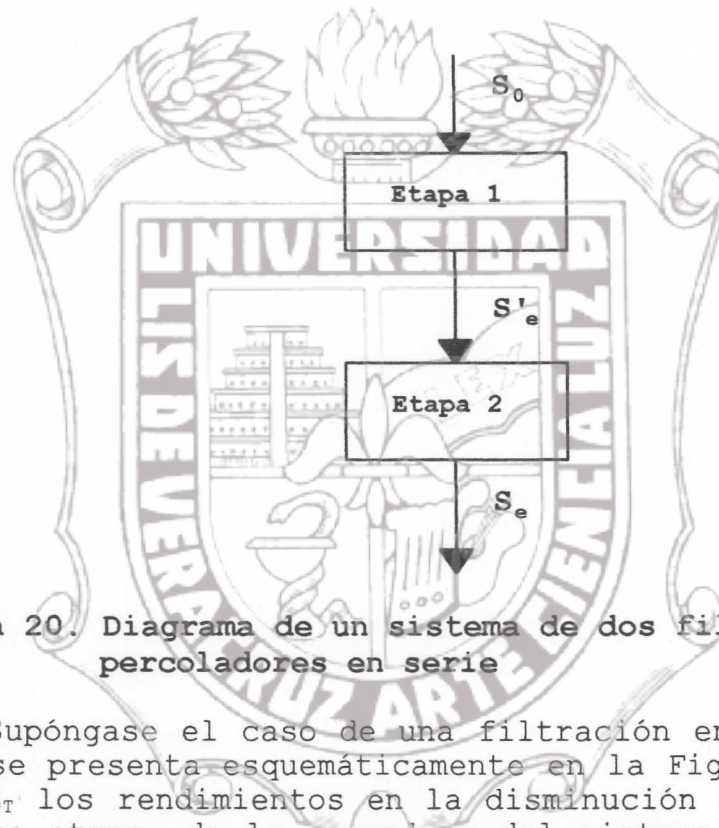


Figura 20. Diagrama de un sistema de dos filtros percoladores en serie

Supóngase el caso de una filtración en dos etapas tal como se presenta esquemáticamente en la Figura 20. Sean  $E_1$ ,  $E_2$  y  $E_T$  los rendimientos en la disminución de la  $DBO_5$  de la primera etapa, de la segunda y del sistema en su conjunto; respectivamente, esto es:

$$E_1 = \frac{S_0 - S'_e}{S_0} * 100 \quad (39)$$

$$E_2 = \frac{S'_e - S_e}{S_e} * 100 \quad (40)$$

$$E_T = \frac{S_0 - S_e}{S_0} * 100 \quad (41)$$

Donde:

$E$  = Porcentaje de disminución de la  $DBO_5$  y los valores  $(1-E)$  son el % de la  $DBO$  remanente, puede describirse el siguiente balance de rendimiento por cada unidad de  $DBO_5$

$$(1.0)E_1 + (1.0)(1-E_1)E_2 = (1.0)E_T \quad (42)$$

En la que:

$(1.0)E_1$  = Disminución de la  $DBO_5$  en la primera etapa.

$(1.0)(1-E_1)E_2$  = Disminución de la  $DBO_5$  en la segunda etapa.

$(1.0)E_T$  = Disminución global de la  $DBO_5$ .

A partir de la ecuación (42) se obtiene:

$$E_2 = (E_T - E_1) / (1 - E_1) \quad (43)$$

El procedimiento para un valor específico del rendimiento global  $E_T$  es como sigue:

PASO 1.- Se supone un valor de rendimiento  $E_1$  para la primera etapa, teniendo en cuenta que la mayor parte de la disminución global de la  $DBO_5$  se presenta en dicha primera etapa.

PASO 2.- Del valor supuesto de  $E_1$ , se calcula el rendimiento en la disminución de la  $DBO_5$ ,  $E_2$ , para la segunda etapa a partir de la ecuación (43).

PASO 3.- Para estos valores de  $E_1$  y  $E_2$ , se realiza el diseño de las etapas 1 y 2 mediante el procedimiento descrito en la sección 3.6.3.

PASO 4.- Si no se obtienen volúmenes iguales para las dos etapas se supone un nuevo valor de  $E_1$  y se repiten las etapas 1 a 4 hasta que se llega a una concordancia para los volúmenes de las dos etapas. (Ramalho, 1991).



## 3.6.6. Consideraciones finales

Cuando se usa un filtro de roca para tratar agua de desecho doméstico, Eckenfelder (1970) recomienda la siguiente expresión.

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + \frac{2.5D^{0.67}}{\left(\frac{Q}{A}\right)^{0.5}}} \quad (44)$$

Donde:

$S_e$  = Concentración de la  $DBO_5$  en el efluente del filtro,  $mg\ l^{-1}$ .

$S_0$  = Concentración de la  $DBO_5$  aplicada al filtro,  $mg\ l^{-1}$ .

$D$  = Profundidad del filtro, (pie).

$Q$  = Flujo, (Millones de Galones al Día, MGD).

$A$  = Área superficial del filtro, (acres).

Para calcular esta relación de  $S_e/S_0$  en esta ecuación. La demanda bioquímica de oxígeno a usar es de 5 días.

Cuando existe la recirculación, la  $DBO_5$  del influente es diluida por el flujo recirculado.

$$S_a = \frac{S_0 + RS_e}{1 + R} \quad (45)$$

Donde:

$S_0$  =  $DBO_5$  del agua residual,  $mg\ l^{-1}$ .

$R$  = Razón de recirculación.

$S_a$  = Concentración  $DBO_5$  aplicada al filtro,  $mg\ l^{-1}$ .

$S_e$  = Concentración  $DBO_5$  en el efluente,  $mg\ l^{-1}$ .

Las ecuaciones (44) y (45) pueden ser combinadas para producir el funcionamiento estimado del filtro, de un flujo recirculado.

$$\frac{S_e}{S_a} = \frac{1}{(1+R) \left[ 1 + 2.5 \left[ \frac{D^{0.67}}{Q^{0.5}} \right] \right] - R} \quad (46)$$

Benefield (1980) desarrollo la siguiente relación como solución de la ecuación (44) para el volumen, se tiene:

$$V_1 = 7.0 \frac{Q}{D^{0.33}} \left[ \frac{E_1 (1-E_1)}{1+R} \right]^2 \quad (47)$$

Donde:

$V_1$  = El volumen de un filtro de una sola fase o volumen de primera fase de un sistema de dos pasos expresado como (1,000 pie<sup>3</sup>).

Benefield (1980) también modificó la fórmula de Eckenfelder (1970) para hacer aplicable al tratamiento de segunda fase introduciendo el factor de retardo  $1/(1-E_1)^2$ . La expresión resultante para el volumen tiene la forma:

$$V_2 = 7.0 \frac{Q}{D^{0.33}} \left[ \frac{E_1}{(1-E_1)(1-E_2)(1-R_1)} \right]^2 \quad (48)$$

El cálculo del volumen del filtro de la ecuación (47) y (48) varía directamente con la razón de flujo es una función de la profundidad como  $1/D^{0.33}$ . La dependencia posterior causa la disminución en el volumen requerido con el incremento en la profundidad, de acuerdo a las estaciones. La recirculación también resultará en una disminución en el volumen. Un límite práctico es alcanzado a 5:1. En la ecuación la DBO<sub>5</sub> del influente no es incluido como una variable.

Para las fórmulas de Eckenfelder (1970), la eficiencia máxima para un sistema de dos fases es obtenido a razones de volumen de filtro 1:2. Aunque el ingeniero puede reducir el volumen del filtro requerido incrementando la



el volúmen del filtro requerido incrementando la profundidad y la razón de recirculación, Benefield (1980) señalo que incrementando ambos parámetros generalmente resulta en un incremento en los costos de bombeo.

Hay una considerable diferencia en los requerimientos de volúmen de filtro percolador predecido por las fórmulas NRC, Eckenfelder (1970) y Benefield (1980) y la pregunta de cual fórmula debe exactamente predecir el funcionamiento es aún incontestable. Hay sin embargo, ciertos factores que un ingeniero debe considerar cuando seleccione el uso de una fórmula particular en el diseño.

### 3.7. Operacion del filtro percolador

#### 3.7.1. Parametros de operacion de los percoladores

Es necesario considerar algunos factores en el diseño y operación de los percoladores. Entre estos factores se encuentran el tipo de medio de empaque, especialmente su superficie específica y el ancho de sus espacios, la profundidad y área de los lechos empacados, la tasa de carga de nutrimentos y la carga hidráulica. (winkler 1986).

##### 3.7.1.1. Carga de nutrimentos

La tasa de carga de nutrimentos se expresa en términos de la tasa a la que se suministra al sistema la demanda del oxígeno, como masa de DBO (o DQO) por unidad de volumen del lecho y por unidad de tiempo ( $\text{kg de DBO m}^{-3}$  de lecho  $\text{d}^{-1}$ ). Si se supone que la cantidad de biopelícula soportada por el empaque es razonablemente constante, la carga de nutrimentos corresponde a la carga de lodos ("relación entre los alimentos y los microorganismos"), en sistemas de crecimiento en suspensión, y tiene un efecto de importancia semejante en el funcionamiento del sistema. Los dos parámetros se pueden relacionar basándose en un estimado de la cantidad de sólidos microbianos en un empaque de percolación.

Si se toma como ejemplo la profundidad activa de la lama microbiana como 0.2 mm, se tiene entonces que cada  $\text{m}^2$  de biopelícula contiene aproximadamente 0.2 kg de biopelícula activa. Suponiendo que el contenido de agua de la biopelícula sea del 97%, cada  $\text{m}^2$  de la superficie del

empaque soportara 6 g. de sólidos microbianos activos. La concentración de materia microbiana activa en el lecho dependerá entonces de la superficie específica del empaque. Para un medio de empaque bastante típico, con una superficie específica de  $100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$  de lecho, la concentración microbiana activa será entonces de aproximadamente  $0.6 \text{ kg}$  (sólidos  $\text{m}^{-3}$  de lecho). Por tanto, una carga de nutriente de, por ejemplo,  $0.1 \text{ kg DBO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , corresponde a una "carga de lodos" de aproximadamente  $0.2 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , estando ambos valores dentro del rango de tratamiento "a baja tasa".

Como sucede con los procesos de lodos activados, la tasa de carga de nutrimentos se usa frecuentemente para clasificar un proceso de tratamiento como de "alta tasa", "baja tasa" y así sucesivamente a pesar de que no existe una precisa demarcación de dichas categorías. Además la descripción de un proceso como de "alta tasa", etc., se hace a menudo sobre la base de la carga hidráulica. En el caso de las aguas residuales con un contenido de nutrimentos razonablemente consistente, como las aguas domésticas de albañal, la carga de nutrimentos está, no obstante, implícita en la carga hidráulica. Hay una delineación ampliamente aceptada, que define un sistema de percolación a "alta tasa" como el sistema en el que la carga del nutriente es mayor de aproximadamente  $0.6 \text{ kg}$  de  $\text{DBO m}^{-3}$  de lecho  $\text{d}^{-1}$  o que la carga hidráulica de volumen, es mayor de aproximadamente  $3 \text{ m}^3$  líquido  $\text{m}^{-3}$  lecho  $\text{d}^{-1}$ . Tomando el nivel de sólidos microbiano tratado anteriormente esto corresponde a una carga de sólidos microbianos ("relación entre alimentos y microorganismos") de aproximadamente  $1 \text{ kg}$  de  $\text{DBO kg}^{-1}$  sólidos microbianos  $\text{d}^{-1}$ . Por tanto, existe un razonable acuerdo de el significado aceptado del término tratamiento a "alta tasa". (winkler, 1986).

### 3.7.1.2. Carga hidráulica

El termino "carga hidráulica" se usa para describir la tasa de flujo del volumen de líquido aplicado al lecho tanto por área unitaria de superficie del lecho como por volumen unitario del lecho. Cuando se opere en términos de una profundidad constante o normal del lecho, las dos maneras son equivalentes. No obstante, donde sea necesario distinguir entre los dos parámetros, se usaran en el texto los términos "carga hidráulica superficial", como  $\text{m}^3$  de líquidos  $\text{m}^{-2}$  de área superficial del lecho  $\text{d}^{-1}$  y "carga hidráulica volumétrica", como  $\text{m}^3$  líquido  $\text{m}^{-3}$  lecho  $\text{d}^{-1}$ . la



carga hidráulica superficial se conoce también como "tasa de irrigación". Los dos parámetros ejercen efectos diferentes sobre la eficacia de la operación del percolador.

El límite superior de la carga hidráulica se establece cuando se inicia la inundación del empaque, cuando el líquido se aplica con mayor rapidez de la que pueda percolar a través del empaque. Los intersticios del empaque se llenan con líquido y se impide el acceso del aire al interior del empaque. El límite de inundación de la carga hidráulica se verá afectado por la cantidad de lama presente en el lecho, ya que la acumulación de lama limita al espacio disponible para el flujo del líquido y reducirá la tasa de percolación del líquido a través del empaque.

El límite inferior de la carga hidráulica es más difícil de definir. Se expresa usualmente como una "tasa mínima de remojo". Cuando la tasa a la que se aplica el líquido al empaque es insuficiente para mantener dicho empaque totalmente mojado, esto conduce a una deficiente distribución del líquido. Sin embargo, no existe una línea divisoria definida, por encima de la cual las tasas de flujo del líquido mantienen un completo remojo del empaque, y por debajo del cual la tasa de flujo del líquido origina un remojo poco uniforme e incompleto, y la situación se complica aún más con la dosificación intermitente del líquido que es común usar en la operación del percolador. La carga hidráulica se puede mantener por encima de la región de mínimo remojo, haciendo recircular el efluente tratado hasta la entrada.

La carga hidráulica afecta el tiempo de residencia del líquido que filtra a través del empaque y, por tanto, la cantidad de líquido retenido en cualquier momento por el empaque. Dentro del campo usual de operación, el tiempo de retención disminuye con el aumento de la carga hidráulica. Hay una expresión que correlaciona el tiempo de retención basado en unidades pequeñas de percolación, a escala natural, con lechos de medios convencionales de 1.8 m (6 pies).

$$t = 40 \ln (9.4 / Qv) \quad (49)$$

Donde:

t = tiempo de retención o periodo medio de contacto en el percolador, (min).

Qv = Carga hidráulica volumétrica, ( $m^3$  líquido  $m^{-3}$  lecho  $d^{-1}$ ).

Las condiciones de operación utilizadas para obtener la correlación anterior fueron: el tiempo retención de aproximadamente una hora, con una carga hidráulica de casi  $1.9 m^3 m^{-3} d^{-1}$ . La retención de líquido en el lecho, obtenida como el producto del tiempo de retención por la tasa de flujo del líquido, aumento con el aumento de la carga hidráulica hasta un valor máximo de  $0.11 m^3$  líquido  $m^{-3}$  de lecho con una carga hidráulica de aproximadamente  $3 m^3 m^{-3} d^{-1}$  y luego disminuyó con aumentos adicionales de la carga hidráulica.

Los tiempos de retención se pueden encontrar inyectando una pequeña cantidad de una solución salina o de un trazador radioactivo al suministro de líquido al percolador, y midiendo las cantidades del material que reaparece en el efluente del percolador. El tiempo que tarda en reaparecer el 50% del indicador se conoce como el "período de desplazamiento medio". Se encontró que este valor variaba entre 20 y 60 minutos para la percolación a baja tasa en lechos convencionales de 1.8m de profundidad, dependiendo de la cantidad y naturaleza de la lama biológica presente en el empaque.

El tiempo de retención aumenta con la cantidad de lama en el lecho. Eckenfelder (1970) ha propuesto una correlación para el tiempo de retención que incluye las propiedades del empaque, así como la carga hidráulica, y que se expresa como:

$$t = C. D .Av^m/Qs^m \quad (50)$$

Donde:

D = Profundidad del lecho, (m)

Av = Superficie específica del empaque, ( $m^2 m^{-3}$ )



$Q_s$  = carga hidráulica superficial, ( $m^3$  líquido  $m^{-2}$  área superficial del lecho  $d^{-1}$ )

$C$  = Coeficiente empírico que depende del tipo de empaque.

$m_2$  = Exponente empírico = 0.75 para medios minerales libres de lama y cierto tipo de medio plástico ordenado.

$m_3$  = Exponente empírico que disminuye con la superficie específica decreciente ( $A_v$ )

La carga hidráulica se expresa a veces como la tasa del flujo del líquido por la longitud unitaria del perímetro mojado. La tasa de flujo de líquido puede estar expresada como masa o volumen del líquido por la unidad de tiempo. El concepto de perímetro mojado es valioso en la teoría hidráulica, proporciona un medio de relacionar las unidades ideales a escala de laboratorio con los percoladores que operan en gran escala. La investigación sobre el comportamiento de la película biológica de lama, se lleva a cabo, a menudo, en un sistema en el que la película de lama está adherida a una sola placa plana o a la superficie interior de un tubo rotativo. Como es difícil expresar la carga hidráulica volumétrica o superficial en dicho sistema, de manera que tenga sentido, la carga hidráulica por unidad de perímetro unitario proporciona un parámetro que es, en principio, común a los sistemas tanto reales como ideales. A pesar de que la extensión del perímetro mojado se puede hallar con facilidad en un sistema ideal, su estimación en el empaque de un percolador real puede presentar problemas. Si se pudiera extender el área total de la película de lama como un rectángulo, con uno de sus lados con una longitud igual a la profundidad del empaque, se puede tomar la longitud del otro lado como el "perímetro mojado". Para un lecho empacado de profundidad  $D$ , superficie específica  $A_v$  y área superficial  $A_q$ , el área total de la película de lama  $A_z$ , está dada por.

$$A_z = D \cdot A_q \cdot A_v \quad (51)$$

De manera que el perímetro mojado,  $W_p$ , está dado por

$$W_p = A_q \cdot A_v \quad (52)$$

Sobre esta base, la superficie específica de un empaque es numéricamente igual a la longitud del perímetro mojado por unidad de área superficial del lecho. (Winkler, 1986)

### 3.7.1.3. Tiempo de residencia de la lama

Se define como la cantidad total de sólidos en el sistema, dividida por la tasa de pérdida de sólidos del sistema. Sin embargo, tanto la cantidad total de sólidos biológicos como su tasa de pérdida, se controla con menor facilidad en un percolador en operación que en un sistema de lodos activados.

Los percoladores a baja tasa, están sometidas a las variaciones estacionales. En los sistemas a alta tasa, donde las actividades de los macroinvertebrados son menos significativos, se puede relacionar las cargas de nutrimentos e hidráulicas con un tiempo medio de residencia de la lama. Se puede esperar que la carga de nutrimentos sea la que controle el crecimiento y acumulación de la lama, y que la carga hidráulica controle su tasa de remoción. Esto se puede ilustrar considerando un sistema ideal de percolación de estado estacionario en el que haya crecimiento y remoción uniformes de la lama biológica que resulte de un suministro constante y continuo de aguas residuales. Si no hay acumulación de lamas, su crecimiento estará entonces equilibrado por su remoción y muerte.

Si el suministro del lecho tiene una concentración de nutriente  $S_0$  ( $g\ m^{-3}$ ), tasa de flujo  $Q$  ( $m^3\ d^{-1}$ ) y el efluente tiene una concentración de nutrimentos residuales  $S_e$  ( $g\ m^{-3}$ ), se tiene entonces que,

$$\text{tasa de remoción de la lama} = Q y (S_0 - S_e) - b \cdot X_B \cdot V \quad (53)$$

Donde:

$V$  = Volumen del lecho, ( $m^3$ )

$X_B$  = Concentración de la lama en el lecho, ( $g$  de sólidos de lama  $m^{-3}$  lecho).



$y$  = Rendimiento del crecimiento de la lama, (Kg de sólidos de lama  $\text{Kg}^{-1}$  DBO)

$b$  = Tasa de descomposición específica de la lama, ( $\text{d}^{-1}$ )

La cantidad total de sólidos de la lama en el lecho es  $V \cdot X_B$ , y la tasa de remoción de lama ( g. de sólidos de lama  $\text{d}^{-1}$  ) dividida por la cantidad total de sólidos de lama en el lecho es igual al valor recíproco de tiempo de residencia de la lama,  $T_s$ . Dividiendo la ecuación (53) por  $V \cdot X_B$ , se tiene:

$$\frac{1}{T_s} = \frac{Qy(S_o - S_e) - b}{V \cdot X_B} \quad (54)$$

La ecuación (54) se puede ahora expresar en términos de las cargas de nutrimentos e hidráulicas. La carga hidráulica volumétrica,  $Q_v$ , esta dada por

$$Q_v = Q/V \quad (\text{m}^3 \text{ de líquido} / \text{m}^3 \text{ de lecho al día}) \quad (55)$$

y la carga de nutrimentos,  $Q_n$ , esta dada por :

$$Q_n = Q \cdot S_o / V \quad (\text{g DBO} / \text{m}^3 \text{ de lecho al día}) \quad (56)$$

De modo que:

$$\frac{1}{t_s} = \frac{y(Q_n - Q_v \cdot S_e) - b}{X_B} \quad (57)$$

Esta ecuación (57) demuestra que el tiempo de residencia de la lama,  $T_s$ , es casi inversamente proporcional a la tasa de carga de nutrimentos,  $Q_n$ . Según aumenta la carga de nutrimentos, disminuye la "edad de la lama" ya que el crecimiento de la lama es estimulado.

Si se aumenta la carga hidráulica volumétrica,  $Q_v$ , mientras se mantiene constante la carga de nutrimentos, por ejemplo por dilución, del suministro de efluente por recirculación del efluente tratado, se tendrá entonces, de la ecuación (57) que aumenta el tiempo de residencia  $T_s$  de la lama. No obstante, la magnitud del efecto dependerá de los relativos niveles de las cargas de nutrimentos e hidráulicas. Cuando es baja la carga de nutrimentos,  $Q_n$ , los

cambios en la carga hidráulica serán más significativos que cuando la carga de nutrimentos sea alta. Esto está justificado por la experiencia de operaciones con sistemas de percolación, donde la recirculación es un importante procedimiento de operación en un tratamiento a baja tasa; mientras que en los sistemas a alta tasa, se considera como casi sin importancia. Esto queda ilustrado por los resultados obtenidos y sus gráficos del tiempo de residencia de la lama contra la carga hidráulica volumétrica mostraron un rápido aumento del tiempo de residencia de la lama al aumentar la carga hidráulica para bajos niveles de carga de nutrimentos,  $0.23 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  correspondiente a un tratamiento de baja tasa. Para altos niveles de carga de nutrimentos,  $5.65 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , correspondiente a un tratamiento de alta tasa, el tiempo de residencia de la lama no estuvo prácticamente afectado por cambios en la carga hidráulica. (Winkler, 1986).

### 3.7.2. Rango de operación

Los sistemas de percolación se usan comúnmente como un proceso de "tratamiento secundario" a continuación de una etapa primaria. El tratamiento primario consiste en un tratamiento físico apropiado, como el asentamiento y/o el cribado para eliminar areniscas, materias grasas y aceite y materias sólidas gruesas. Los sólidos gruesos puede ser causa de bloqueos en los percoladores, se quedan atrapados en el medio de empaque, de manera que su remoción es particularmente importante cuando intervienen sistemas de percolación. En el tratamiento de aguas negras domésticas, el material sólido se reduce a veces a partículas por la maceración, para que se pueda entonces alimentarlas a un percolador a alta tasa.

Los tratamientos de percolación se pueden clasificar aproximadamente como procesos a "alta tasa" o procesos a "baja tasa" de acuerdo con la tasa del sistema. en términos generales, los procesos a baja tasa separan un alto porcentaje de los nutrimentos del efluente, pero la tasa de remoción es baja, en términos de la masa de nutrimentos removidos por volumen unitario del sistema.

Por el contrario a alta tasa eliminan una más baja proporción de los nutrimentos del efluente, pero a una alta tasa en términos de la masa por volumen unitario. Por tanto a los procesos de alta tasa se les llama a veces



tratamientos burdos y a los procesos de baja tasa, tratamientos de "pulimento". (Winkler, 1986 ).

### 3.7.2.1. Tratamientos a baja tasa

Las aguas residuales de baja concentración, como las aguas residuales decantadas o el efluente de etapas previas de tratamiento, se llevan a cabo a una pureza aceptable para su descarga en una corriente de agua, por medio de un tratamiento a baja tasa .

Los medios minerales convencionales se usan comúnmente para el tratamiento a baja tasa, aunque es posible que se utilicen cada vez más medios plásticos aleatorios en plantas de nueva instalación. Debido a su relativa facilidad de ensamblaje cuando las plantas de tratamiento existentes, que utilizan percoladores convencionales se amplían para hacerle frente a un aumento en la demanda, se recomienda utilizar percoladores de medios minerales existentes en la etapa final de pulimento a tasa baja, después de una etapa a alta tasa de nueva instalación.

La tasa de carga de nutrimentos para un tratamiento a baja tasa y de una sola etapa queda dentro del rango de 0.06 a 0.12 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$  y con aguas negras, por ejemplo, cerca de 0.1 kg de DBO  $m^{-3}$  empaque  $d^{-1}$ . Se utilizan tasas más altas cuando el proceso se modifica por recirculación o por el uso de unidades múltiples y para desechos industriales cuyos solutos se pueden someter a una rápida descomposición microbiana, como los desechos de las destilerías. El efluente de los procesos de malteado se ha tratado con éxito a una carga entre 0.5 y 0.6 kg DBO  $m^{-3} d^{-1}$  .

Con medios convencionales de empaque, la carga hidráulica volumétrica utilizada está dentro del rango de 0.3 a 1  $m^3$  líquido  $m^{-3}$  lecho  $d^{-1}$ . Esto debe proveer suficiente flujo para asegurar un remojo suficiente del empaque y arrastrar la lamas microbiana desprendida sin riesgo de inundar el empaque. La carga hidráulica superficial no se considera de por si como significativa en los sistemas a baja tasa en donde el lavado de la lama biológica por el flujo del líquido se considera que contribuye menos al control de la acumulación de lamas que a las actividades de los macroinvertebrados. El aumento de la tasa hidráulica hasta un nivel en el que el socabamiento hidráulico contribuya a la remoción de la película de

lamas, por el simple aumento de la tasa de suministro del líquido aumentaría también, por supuesto, la tasa de carga de nutrimentos. Esto estimularía a su vez el crecimiento de la lamas y haría más necesario el control de la acumulación de la misma. El equilibrio entre la carga de nutrimentos y la carga hidráulica se puede alcanzar por diversas maneras, modificando el proceso. El suministro de líquido se puede diluir con efluente tratado y recirculado, o se puede utilizar unidades múltiples. Estas modificaciones permiten utilizar unidades múltiples. Y más altas cargas de nutrimentos que en los tratamientos a baja tasa y de un solo paso, proporcionan medios adicionales para controlar la acumulación de lamas. Por esta razón se podrían denominar procesos a "tasa media", a pesar que todos se enfocan sobre la producción de un efluente de alta calidad con remoción de DBO de 90 a 95%. (Winkler, 1986)

#### 3.7.2.2. Recirculación

La recirculación del efluente tratado para mezclarlo con el suministro de aguas residuales influentes permite:

1. Usar un método para equilibrar la carga hidráulica con la carga de nutrimentos.
2. Es posible aumentar la carga hidráulica, o se puede reducir la carga de nutrimentos mientras que se mantiene la carga hidráulica.
3. Reduce la concentración de nutrimentos en el suministro de líquido y se utiliza en el tratamiento de aguas residuales muy concentradas que no se podrían alimentar al percolador sin una dilución previa.
4. Permite utilizar con aguas residuales normales de una menor concentración, mayores cargas de nutrimentos que en una operación de un solo paso, ya que la acumulación de lamas está controlada por el aumento en la carga hidráulica.

Por lo general, el efluente tratado y recirculado se toma de la salida del tanque de lodos, más bien que directamente de la salida del percolador, ya que el uso de líquido decantado y libre de lodos reduce el riesgo de



obstruir el empaque con la reintroducción adicional de lodos. (Figura 21)

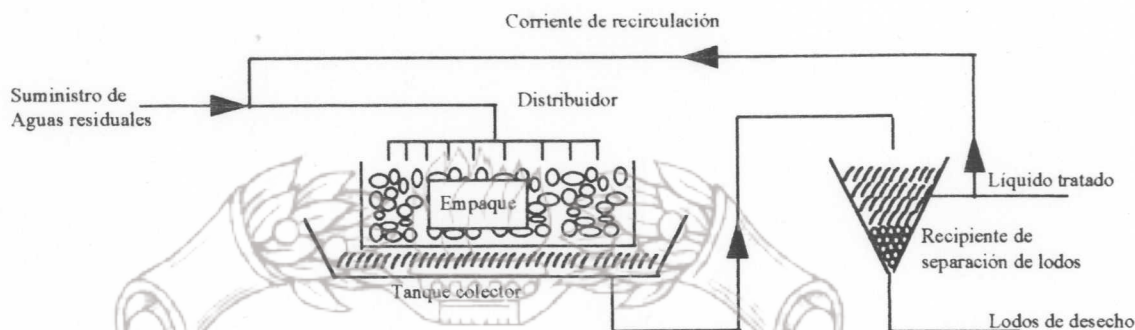


Figura 21. Diagrama de flujo de un percolador (con recirculación).

La relación entre las tasas de flujo del líquido recirculado y el suministro de influente se conoce como "relación de recirculación". Por tanto, si el influente de aguas residuales tiene una tasa de flujo  $Q$  y una DBO o concentración de nutrimentos  $S_o$ , y el efluente del percolador tiene una DBO,  $S_e$  y la tasa del flujo del efluente recirculado es  $Q_R$ , entonces, la relación de recirculación  $R$  será  $Q_R:Q$  y la DBO o concentración de nutrimentos en el suministro del líquido al percolador,  $S_a$ , está dada por:

$$S_a = \frac{Q \cdot S_o + Q_R S_e}{Q + Q_R} = \frac{S_o + R \cdot S_e}{1 + R} \quad (58)$$

Si como es común en los sistemas a baja tasa, la DBO de efluente es muy baja, la ecuación (58) se puede entonces aproximar a

$$S_a = \frac{S_o}{(1 + R)} \quad (59)$$

En el tratamiento de aguas residuales, es usual usar relaciones de recirculación de 1:1 o 2:1; con aguas residuales industriales de alta concentración, se podrán usar relaciones de recirculación de 25:1

Después de la dilución, la DBO del líquido aplicado al empaque debe ser de 100 a 150 g m<sup>-3</sup>, pero en un tratamiento final o etapa de pulimento, la DBO a la concentración de nutrimentos del efluente constituye usualmente el criterio dominante en la determinación de la relación de recirculación. No obstante, otros factores pueden tener su importancia como por ejemplo, la necesidad de reducir la concentración de un determinado soluto por debajo de su nivel de toxicidad; con el uso de la recirculación se puede obtener un efluente satisfactorio de un percolador utilizando 2 ó 3 veces la cantidad de carga de nutrimentos en una operación de un solo paso. El rango de cargas de nutrimentos para el tratamiento de aguas residuales se puede aumentar a valor entre 0.18 y 0.24 kg de DBO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, y las aguas residuales de las cervecerías han sido tratadas a una carga de 1.12 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, usando una recirculación de 25:1. Las tasas de recirculación muy altas solo serán apropiadas para aguas residuales muy ricas en nutrimentos; de otro modo, si se mantiene una razonable carga de nutrimentos, la carga hidráulica puede acercarse al límite de inundación.

Esto se puede comprobar combinando las ecuaciones (55) (56) y (59) para obtener.

$$Q_n/Q_v = S_0/(1+R) \quad (60)$$

Como ejemplo de tratamientos de aguas residuales muy concentradas que utilizan la recirculación se puede mencionar: la manufactura de la penicilina, con recirculación, de 25:1 y una carga de nutrimentos de 0.24 kg de DBO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>; el otro ejemplo se refiere a la industria de enlatado de frutas, con recirculación de 14: 1 y una carga de 0.05 kg de DBO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. En la industria lechera se encuentra un uso interesante de la recirculación. Algunas operaciones de recolección y embotellado de la leche producen aguas residuales sólo durante un corto período cada día, con una DBO de 300 a 700 g m<sup>-3</sup>, aproximadamente el doble de la concentración de las aguas negras domésticas; en el resto del tiempo, se recircula efluente tratado sobre el lecho, durante el cual se desprende la lama acumulada. Este ciclo de alimentación e inanición alternadas se utiliza en el sistema conocido como "doble filtración alternada". (Winkler, 1986)



### 3.7.2.3. Doble filtración

La técnica de la doble "filtración" es un ejemplo de operaciones consecutivas "burdas" y de "pulimento", usando dos percoladores en serie. El primer percolador se opera a una alta tasa y el segundo a una baja tasa de carga. El percolador utilizado para la etapa burda debe tener un medio de empaque adaptado al considerable crecimiento de la masa producida por la carga a alta tasa. Los medios plásticos ordenados son apropiados, pero se pueden usar medios minerales especialmente gruesos (de 75 a 130 mm). En la primera etapa se elimina aproximadamente el 70% de la carga de nutrientes y, después de la remoción del lodo en una etapa de separación, el líquido pasa a la segunda etapa donde se eliminan casi todos los nutrientes remanentes. Para el tratamiento de aguas residuales domésticas, los rangos de carga son de 1.6 a 2.3 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$  para la primera etapa, y 0.04 a 0.12 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$  para la segunda. (Winkler, 1986).

### 3.7.2.4. Doble filtración alternativa (DFA)

El principio de la DFA es similar al de la doble filtración ya que presenta una secuencia de percoladores burdos y de pulimento. No obstante, los percoladores usados en la DFA tienen empaques similares y la acumulación de lamas en la etapa burda se controla por la inversión periódica de la secuencia de las unidades. De este modo, cada unidad se somete a alimentación e inanición sucesivas (Figura 22)

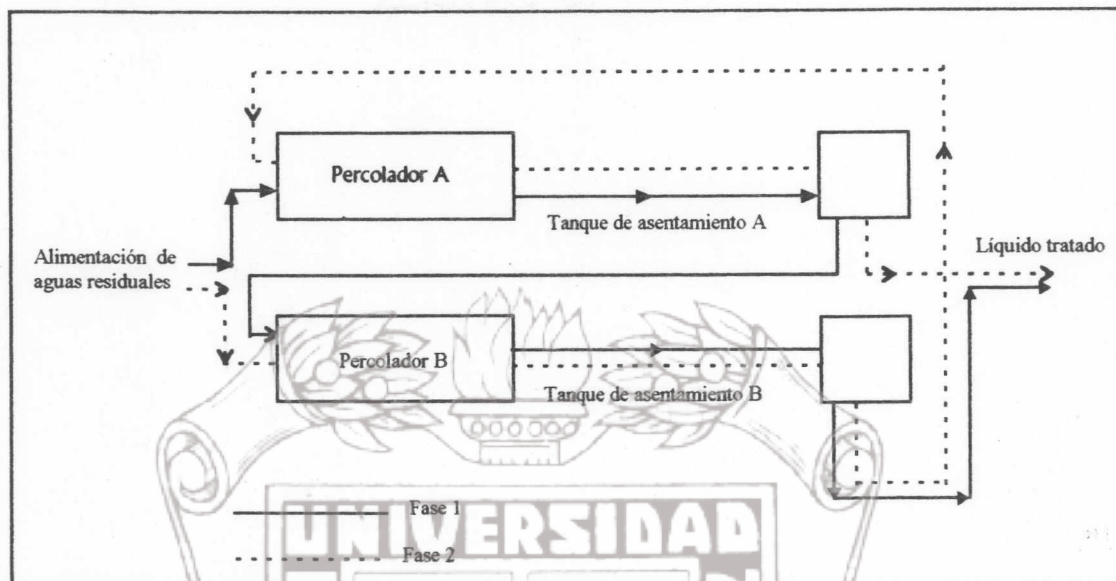


Figura 22. Doble filtración alternada ("DFA")

Las aguas residuales se aplican a una de las unidades a una tasa relativamente alta, y después de la decantación del lodo, este efluente parcialmente purificado se aplica a la segunda unidad. En la primera unidad de la secuencia, el crecimiento de la lama biológica es rápida, y cuando esté cerca de quedar obstruida, se invierte la secuencia. Luego, la lama acumulada se agota por inanición, ya que se alimenta con el líquido diluido parcialmente purificado. Este efecto se puede aumentar por recirculación, por tanto, es importante que se elimine la mayor proporción de nutrimentos en la primera etapa de manera que el agotamiento de las lamas se pueda llevar a cabo en la segunda. El período de alternación depende de las aguas residuales tratadas, pero para las aguas residuales de la industria lechera, el cambio se efectúa aproximadamente a intervalos de una semana. A primera vista, debería haber poca diferencia en el tratamiento obtenido por la DFA comparada con la obtenida con un sistema de un solo paso para el mismo volumen de lecho. La mejora se puede atribuir a la mejor ventilación obtenida con dos lechos separados, a la aireación adicional que tiene lugar en el asentamiento y la redistribución, a la mejor distribución del líquido en los lechos y el más estrecho control de la acumulación de las lamas, permitido por este sistema.

En la Tabla 14 se muestran valores de tasa de carga recomendada para varios tipos de aguas residuales



Tabla 14. Tasa de carga del proceso D.F.A. recomendada para varios tipos de agua residuales

Tipo de agua residual	tasa de carga del proceso DFA kg DBO $m^{-3} d^{-1}$	Carga hidráulica $m^3 m^{-3} d^{-1}$	Razón de recirculación
Doméstica	0.32 - 0.47	-	-
Industria lechera	0.3	1	-
Industria plástica	0.18	-	-
Procesamiento de carnes	0.28	-	1:1

Fuente: Winkler, 1986

### 3.7.2.5. Tratamiento a alta tasa

El tratamiento a alta tasa ha sido concebido para actuar como un proceso burdo que produzca altas tasas de remoción de nutrimentos, en términos de la masa de DBO eliminada, por volumen unitario del empaque. La eficiencia de remoción en términos de la remoción de la DBO aplicada cae entonces, por lo general, en el rango de 50 a 80%. Las cargas usadas en los sistemas a alta tasa son aproximadamente diez veces mayores que las usadas en la operación a baja tasa, y la tasa de crecimiento de lamas es proporcionalmente mayor. Esto necesita utilizar, tanto medios de soporte con anchos espacios intersticiales, a fin de reducir el riesgo de obstrucción, como de cargas hidráulicas suficientes para lavar el exceso de lamas. A pesar de que los medios minerales gruesos convencionales se usan en tratamientos a alta tasa, los medios plásticos se adaptan perfectamente a los mismos.

La configuración geométrica de las superficies de soporte de los medios plásticos ordenados aumenta el desprendimiento de la lama. Por lo general, se considera que los tratamientos a alta tasa son aquellos en los que la carga de nutrimentos es mayor de  $0.6 \text{ kg de DBO } m^{-3} d^{-1}$ , o que la carga hidráulica volumétrica es mayor de unos  $3 \text{ m}^3 m^{-3} d^{-1}$ . Con altas cargas y consiguientes bajos tiempos de retención, la acumulación de lamas puede ser considerable, reportándose cantidades de hasta  $300 \text{ kg } m^{-3}$ .

En términos generales, el porcentaje de remoción de DBO obtenido, disminuye según aumenta la carga. La masa de DBO eliminada aumenta con la carga hasta un valor límite, más allá del cual se elimina una cantidad constante, sin importar los aumentos adicionales de la carga.

El funcionamiento depende considerablemente de las aguas residuales tratadas, pero en términos muy generales, una carga de 1 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$  proporciona aproximadamente de 80 a 90 % de remoción de DBO, que cae a 50% para cargas de alrededor de 3 a 6 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$ . La dificultad de generalizar, se ilustra con algunos de los datos presentados sobre el tratamiento de residuos de la industria alimentaria, usando medios plásticos. Con carga de cerca de 3 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$ , las aguas de lavado de frutas y vegetales alcanzaron 93% de remoción de DBO, mientras que sólo se obtuvo un 50% de remoción de DBO en las aguas residuales del procesamiento en las industrias avícolas. Las cargas de nutrimentos utilizadas caen por lo general dentro del rango de 0.6 a 6 kg de DBO  $m^{-3} d^{-1}$ , con las cargas para los medios minerales gruesos en el extremo más bajo del campo.

Las cargas hidráulicas superficiales para el tratamiento de alta tasa de las aguas residuales utilizando medios minerales, se encuentra usualmente en el rango entre 14 y 34  $m^3 m^{-2} d^{-1}$ , con un mínimo de 8  $m^3 m^{-2} d^{-1}$ . La región de inundación queda cerca de las cargas entre 110 y 140  $m^3 m^{-2} d^{-1}$ . Con medios plásticos se utilizan tasas de carga hidráulicas cercanas a la tasa mínima de irrigación, a pesar de que con medios ordenados su estructura abierta indica que la tasa mínima de irrigación es alta, citándose para uno de los tipos una carga hidráulica superficial de 36  $m^3$  líquido  $m^{-2}$  área de sección transversal- $d^{-1}$ .

Para las profundidades normales de lecho de 1.8 a 7.2 m, con medios plásticos ordenados, dicha carga hidráulica superficial corresponde a un rango de la carga hidráulica volumétrica de 5 a 20  $m^3$  líquido  $m^{-3}$  lecho  $d^{-1}$ , cuando el suministro de aguas residuales sea suficiente para mantener dicha tasa, se podrá usar la recirculación. Se ha encontrado que la recirculación en los sistemas a alta tasa afectan en poco la eficiencia de remoción de DBO de manera que solo se utiliza para mantener la carga hidráulica superficial, o cuando sea necesario diluir que de otro modo sería imposible de tratar. La estructura abierta y la configuración geométrica de los medios plásticos ordenados



aumentan al desprendimiento de la lama, de manera que el lavado hidráulico es menos importante que en los lechos de medios minerales. La recirculación aumenta el costo del tratamiento debido a la energía adicional de bombeo que es necesario utilizar y a las grandes unidades de separación que son necesarias para tratar con los grandes volúmenes de líquido resultante. La estructura abierta de los medios plásticos ordenados permiten también realizar un ahorro en los costos del tratamiento primario, puesto que se puede alimentar con aguas residuales maceradas o finamente cribados, de manera que se pueda eliminar la sedimentación primaria convencional. Los sistemas de alta tasa se utilizan para el tratamiento parcial o burdo de las aguas residuales antes de descargarlas a una alcantarilla, al mar o a una etapa adicional de tratamiento para pulir. (Winkler, 1986).

#### 3.7.2.6. Producción de lodos

En los sistemas a baja tasa, se mineraliza una importante proporción de la DBO. La tasa de producción de lodos varía notablemente con la estación. La tasa global es alrededor de 0.2 a 0.25 kg de sólidos de lodos por kg de DBO eliminada, variando desde cerca de 0.5 kg kg<sup>-1</sup> en la primavera hasta cerca de 0.1 kg kg<sup>-1</sup> en el verano. Con los sistemas de alta tasa, la producción de lodos es más uniformes durante el año, con una tasa de producción de aproximadamente 0.35 kg de sólidos de lodos por kg de DBO eliminada, pero está afectado por el contenido de sólidos de las aguas residuales influentes. El tiempo de residencia más corto de las lamas en los sistemas de alta tasa conduce a que una menor proporción de los sólidos absorbidos sea mineralizada (Winkler, 1986).

#### 3.7.2.7. Efectos de la temperatura

El efecto de la temperatura sobre el funcionamiento del percolador es la resultante de dos tendencias opuestas, la dificultad de que los nutrimentos y del oxígeno aumenta con la temperatura, como también la actividad biológica dentro del rango operativo normal, pero disminuye la solubilidad del oxígeno. El efecto neto ha sido expresado en la forma de un cierto número de relaciones empíricas, que establecen la relación entre la eficiencia de remoción de la DBO, a la temperatura de que se trata de una temperatura patrón que es usualmente 20°C. Dentro del rango normal de temperatura de operación del percolador, la

eficiencia de remoción de la DBO, baja con la temperatura decreciente. La correlación de Eckenfelder (1970) expresa dicho efecto en la forma.

$$E_T = E_{20} \cdot AT^{(T-20)} \quad (61)$$

Donde:

$E_T$  y  $E_{20}$  = son las eficiencias de remoción de la DBO a  $T$  °C y 20°C,

$AT$  = coeficiente de temperatura con un valor de 1.035. (Winkler, 1986).



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



## IV OBJETIVOS

Este trabajo queda incluido dentro de la línea de investigación que existe en el área de Ingeniería Ambiental, que especifica el diseño y construcción de prototipos didácticos de sistemas de tratamientos biológicos aeróbios de aguas residuales, con el fin de tener modelos para realizar estudios de planta piloto; y para el mismo se marcan los siguientes objetivos.

**Objetivo general:**

Diseñar y construir un filtro percolador relleno con medio de empaque plástico para tratamiento de aguas residuales.

**Objetivos específicos:**

1. Diseñar un modelo prototipo a escala de laboratorio de un filtro percolador.
2. Construir un filtro percolador haciendo uso de materiales disponibles y baratos.
3. Probar el diseño construido.



Con materiales de construcción sencillos puede hacerse el diseño y construcción de un filtro percolador de 2m. de altura, usando medio fijo de soporte plástico como relleno para tratar aguas residuales y producir una remoción de contaminantes orgánicos de un 70% como mínimo.



## VI METODOLOGIA

**6.1. Bases para el diseño y construcción del filtro percolador.****6.1.1. Escalamiento de cada una de las partes que lo conforman.**

Después de haber revisado toda la información referente a los filtros percoladores, se tomó como base para el diseño del prototipo un modelo propuesto por (Eckenfelder. 1990, Parker. 1975, Sundtrom. 1979, Benefield. 1980, Ramalho, 1991) el cual se muestra en la Figura 17. Se construyó tomando en consideración el uso de materiales de plástico que estuvieran disponibles en el mercado y de costo accesible.

El prototipo construido consta de las siguientes partes:

**6.1.1.1. Cercado**

El cercado se conformó de un cuerpo cilíndrico de material plástico. Además de ser de peso ligero debe ser lo suficientemente fuerte para contener todo el medio de soporte asociado con la biopelícula y el flujo constante del agua residual de alimentación.

Se tomó la decisión de utilizar un plástico oscuro, porque de esta manera, hay menos incidencia de la luz a la biopelícula que se establece en el medio así, se evita el crecimiento excesivo de algas y otros organismos asociados que podrían obstruir el filtro percolador o reducir la eficiencia de remoción de contaminantes orgánicos al agua residual en estudio. Todo el cuerpo del percolador se apoyó en una mesa la cual se encuentra sujeta a una estructura de madera.

**6.1.1.2. Sistemas de drene.**

El sistema de drene está ubicada en la parte inferior del filtro percolador, cuya función o propósito es sostener a todo el medio de soporte y que el agua residual a tratar pase libremente a través de éste. Este sistema se construyó a través de un mallado de material de hierro recubierto con

una resina sintética para evitar la corrosión de ésta al entrar en contacto con el agua residual. Esta malla está sujeta a las paredes del filtro percolador por medio de unos tornillos los cuales se pueden quitar para inspeccionar el medio o dar solución a un problema de obstrucción que pudiese presentar al estar llevando estudios de tratabilidad de aguas residuales.

#### 6.1.1.3. Medio de soporte

Para llevar a cabo la selección del medio a usar, se revisó detenidamente la bibliografía al respecto, así como la mayor parte de investigadores que han estudiado la elección del medio a usar en los filtros percoladores, Sugieren el uso de medios plásticos que están actualmente disponibles por las compañías fabricantes.

Debido a muchas características favorables como ser:

- a) Una elevada área superficial por unidad de volumen para el crecimiento de la película microbiana.
- b) Suficientes espacios vacíos para el libre flujo de aire
- c) Ser biológicamente inerte (que no experimente biodegradación ni inhiba el crecimiento de los microorganismos)
- d) Ser químicamente estable
- e) Ser mecánicamente estable (durable y que no se obstruya fácilmente)

(Grady-Lim. 1980, Mefcalf-Eddy. 1981 y departamento sanidad del Estado New York, 1990).

Se decidió utilizar como medio del prototipo, soporte de plástico que fuera semejante al medio expuesto por las compañías fabricantes. Para este caso específico se utilizaron tubos de cloruro de polivinilo (P.V.C.).



#### 6.1.1.4. Sistemas de distribución del líquido y tanques de alimentación

Está ubicado en la parte superior del cuerpo del filtro percolador, se construyó de material de lámina recubierta con una resina sintética para evitar la corrosión al entrar en contacto con el agua; su área superficial está cubierta de orificios a través del cual fluirá el agua procedente del tanque de alimentación. El tanque está ubicado arriba del sistema distribuidor sostenido por una estructura de madera. Todo el sistema de distribución es manual. Aunque también se puede construir mecanizado pero esto incrementara los costos de construcción.

El sistema de distribución del líquido está sostenido a través de unos tornillos ajustables, los cuales se pueden remover para propósitos de limpieza.

#### 6.1.1.5. Sistema recolector

El sistema recolector se ubica en la parte inferior del filtro percolador cuyo propósito es recolectar las aguas residuales que han pasado a través del percolador para hacerles los análisis físico-químicos correspondientes (DBO<sub>5</sub>, DQO etc.) para este caso se utilizó un tanque recolector de plástico.

#### 6.2. Adecuación de inóculos

La eficiencia de remoción de contaminantes orgánicos presentes en el agua residual a ser tratada depende de la cantidad de biopelícula establecida en el medio de soporte; por lo que, antes de empezar a operar un estudio de tratabilidad a escala de laboratorio, es necesario llevar a cabo una adecuación del inóculo. Para hacer esta adecuación se requirió utilizar agua residual y lodo del cárcamo de entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales por lodos activados, del fraccionamiento Costa de Oro y posteriormente se elaboró agua residual sintética la cual está conformada de los siguientes reactivos:

a) Peptona de gelatina	0.160	(mg l <sup>-1</sup> )
b) Extracto de carne	0.110	(mg l <sup>-1</sup> )
c) Urea grado fertilizante	0.030	(mg l <sup>-1</sup> )

d) Sulfato de Magnesio	$7.5 \times 10^{-3}$	(mg l <sup>-1</sup> )
e) Sulfato de calcio	$2.0 \times 10^{-3}$	(mg l <sup>-1</sup> )
f) Cloruro de calcio	$3.01 \times 10^{-3}$	(mg l <sup>-1</sup> )

Al agua residual y al agua residual sintética se le hicieron los mismos análisis (DQO<sub>T</sub>, DQO<sub>S</sub>).

Los análisis realizados a las muestras del influente y del tanque de aireación se llevo a cabo de acuerdo a la metodología reportada en los métodos normalizados para el análisis de agua potable y residuales.

El inóculo utilizado como solución de alimentación al filtro percolador en la etapa de arranque estuvo conformado con la siguiente relación:

60 litros de inóculo igual a 6 litros de lodo y agua de la planta de tratamiento previamente adecuado más 27 litros de agua residual sintética más 27 litros de agua destilada.

### 6.3. Fijacion de la biopelícula en el filtro percolador

La eficiencia de remoción de contaminantes orgánicos en un filtro percolador, dependerá de la cantidad de biopelícula que tenga el medio seleccionado. Entonces, para operar cualquier sistema biológico para tratar aguas residuales es necesario adecuar y fijar esta biopelícula en el medio antes de comenzar con el tratamiento de las aguas.

A tiempo cero, una vez instalado el filtro percolador en el laboratorio y basado en que éste es un prototipo a escala; fue necesario para inocular los microorganismos que conformaron la biopelícula en el medio de empaque calcular el flujo de agua que dicho filtro manejaría. Basado en su tamaño, se adoptó que dicha unidad funcionara como un percolador con flujo a baja tasa para lo cual se consideraron los rangos que Eckenfelder (1970) y su colaboradores establecen en la literatura.

La Tabla 15 presenta las características del filtro percolador, la carga hidráulica usada y el tiempo de recirculación para fijar la biopelícula en el medio.



Tabla 15.- Características del filtro percolador, carga hidráulica y tiempo de recirculación para fijar la biopelícula.

Tipo de medio	Altura (m)	Diámetro (m)	Carga hidráulica superficial elegida ( $m^3 m^{-2} s^{-1}$ )	Área superficial del filtro percolador ( $m^2$ )	Carga hidráulica.		Recirculación (h)
					$m^3 s^{-1}$	$l h^{-1}$	
Cloruro de polivinilo, (PVC)	2.0	0.25	$2 \times 10^{-3}$	0.04908	$9.816 \times 10^{-7}$	3.53	11.33*

\*Solo se usó para el período de fijación de la biopelícula al medio de empaque.

De acuerdo con la carga hidráulica seleccionada, se consideró como primer paso calibrar la salida del influente del tanque de alimentación que abastecería el filtro percolador, con el propósito de comenzar las corridas correspondientes.

Considerando el tiempo que tarda la biopelícula en fijarse en el medio filtrante, que de acuerdo a la literatura citada es de alrededor de un mes; se tomó la decisión de alimentar el filtro percolador con inóculo, el cual estaba conformado de agua residual sintética combinado con lodo y agua residual doméstica que había sido adecuado previamente en el laboratorio como se menciona en el punto 6.2.

#### 6.4. Cálculo del tiempo de retención real para el análisis del agua residual en el filtro percolador.

Para llevar a cabo este análisis, dentro de una gran gama de indicadores para realizar este tipo de determinaciones, se escogió la fluoresceína sal sódica, por poseer la característica especial con referencia a los demás, de no reaccionar con los microorganismos de una manera desfavorable.

Instituto de Ingeniería  
 Universidad Veracruzana

A continuación se presentan las características generales de dicho indicador:

Formula:  $C_{20} H_{10} Na O_5$

Peso molecular: 376.27 mol.

Conformación:

C	=	63.84	%
H	=	2.68	%
Na	=	12.22	%
O	=	21.26	%

Polvo hidroscópico rojo-naranja muy soluble en agua dando un color rojo-amarillento y una fluorescencia verde-amarillenta intensa, perceptible aun a una concentración menor de 0.02 ppm. bajo luz UV. La fluoresceína desaparece cuando la solución se vuelve ácida y aparece cuando la solución se vuelve neutra o alcalina. Absorción máxima en agua 493.5 nm., muy poco soluble en alcohol. LD<sub>50</sub> "oral" en ratones y ratas: 4,738.6721 mg kg<sup>-1</sup>.

Se utiliza en el estudio de corrientes subterráneas, sirve para determinar nacimiento de agua, conecciones entre ríos y mares. Aprobado por FDA para uso externo en drogas y cosméticos, su uso terapéutico es para detectar anomalías corneales (The Merck Index, 1983).

Una vez conocidas todas sus características generales, se disolvió 0.1 gr. de fluoresceína sal sódica en 60 lts. de agua residual sintética y seguidamente se hizo pasar todo el volumen del agua a través del filtro, colectándose las muestras respectivas para el análisis.

La metodología para obtener el tiempo de retención real se basó básicamente en analizar las muestras en el espectrofotómetro y realizar una curva del muestreo en donde se analizaría tiempo de muestreo contra densidad óptica (absorbancia) y en la máxima densidad óptica obtenida sería el tiempo de retención real.



### 6.5. Analisis químicos para determinar el porcentaje de remoción

Tomando como punto de partida que el medio filtrante del filtro percolador ya tenía la biopelícula fijada al medio, se procedió a hacer una prueba preliminar para determinar el porcentaje de remoción.

Para realizar la prueba se consideró una solución de inóculo, al cual se le realizaron las siguientes consideraciones:

1. Se determinó que había que monitorear el inóculo cada dos, cuatro y seis horas para cada uno de los puntos de muestreo del filtro percolador, al igual para el influente y efluente.

2. Se determinó hacer el análisis de Demanda Química de Oxígeno soluble y total, para la muestra del influente, para los cinco puntos de muestreo del filtro percolador y para el efluente únicamente la Demanda Química de Oxígeno soluble.

Los análisis de Demanda Química de Oxígeno soluble y total realizados al inóculo se llevaron a cabo de acuerdo a la metodología reportada en los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.

Una vez determinado el porcentaje de remoción del inóculo de manera preliminar, se decidió determinar el porcentaje de remoción del agua residual sintética, para lo cual, fue necesario calcular de manera teórica el tiempo de recuperación teórico que se tenía que manejar para operar el filtro percolador para determinar la eficiencia de remoción.

A continuación se presentan las ecuaciones usadas para determinar el tiempo de recuperación teórico para un filtro percolador.

Tabla 16.-Ecuaciones usadas para determinar el tiempo de recuperación teórico para un filtro percolador.

Parámetro	Ecuación
Superficie externa del medio de empaque (S.E.M.E.)	$S.E.M.E. = \pi D.H$
Superficie interna del medio de empaque (S.I.M.E.)	$S.I.M.E. = S.E.M.E.$
Superficie total del medio de empaque (S.T.M.E.)	$S.T.M.E. = S.E.M.E. + S.I.M.E$
Superficie de cada agujero (S.A.)	$S.A. = \pi.r^2$
Superficie global de los agujeros (S.G.A.)	$S.G.A. = 2(\pi.r^2).10$
Superficie susceptible de sostener crecimiento microbiano (biopelícula) (S.S.S.C.M.)	$S.S.S.C.M. = S.T.M.E - S.G.A.$
Superficie total del crecimiento (S.T.C.)	$S.T.C. = S.S.S.C.M. (480)$
Superficie interior del filtro (S.I.F.)	$S.I.F. = \pi DH$
Superficie de crecimiento global (S.C.G.)	$S.C.G. = S.T.C. + S.I.F.$
Volumen de la biopelícula (V.B.)	$V.B. = S.C.G. (\text{espesor de la biopelícula})$
Flujo o caudal (F.)	F.
Tiempo de recuperación teórico ( $\tau$ )	$\tau = V.B./F.$



## VII. RESULTADOS Y DISCUSION

Basado en la descripción hecha en la sección 6.1 a continuación se presentan las siguientes características y dimensiones del filtro percolador a nivel laboratorio.

Tabla 17 Características y dimensiones del filtro percolador a nivel laboratorio.

Conformación del filtro percolador.	Dimensiones.
Cercado	Altura = 2.0 m. Diámetro = 0.25 m. Punto de muestreo = 5 cada 0.30 m.
Medio de soporte	Material plástico de cloruro de polivinilo (PVC) Altura = 0.10 m. Diámetro = 0.025 m. Volumen = $2.3248 \times 10^{-5} \text{ m}^3$ . Densidad = $1150.03 \text{ kg m}^{-3}$ . Area superficial = $433 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ Porcentaje de espacios vacios = 88.63 %
Sistema de drene	Mallado de hierro cubierto con resina sintética de 0.025 m.x0.025m. Diámetro = 0.25 m.
Sistema de distribución de líquido	De material laminado cubierto con resina sintética. Diámetro = 0.25 m. Area superficial = $0.04908 \text{ m}^2$ Diámetro de los orificios = $6 \times 10^{-3} \text{ m}$ .
Tanque de alimentación	Material plástico, capacidad 60 litros
Sistema recolector	Material plástico, capacidad 40 litros.

Tomando en consideración que para desarrollar este tipo de pruebas en prototipos es necesario hacer una adecuación del inóculo previamente, a continuación se presentan los siguientes resultados.

El muestreo se realizó a mediados del mes de mayo de 1995, colectando para empezar tres litros de agua residual y tres litros de lodo. La colección del lodo fue por única vez. Dicho muestreo, a partir de la fecha de inicio, se realizó diariamente y en el mismo sitio dentro de la planta para evitar variaciones bruscas, y así tener un parámetro más uniforme al momento de hacer los análisis correspondientes.

Inmediatamente después de colectada la muestra (agua y lodo) fue llevada al laboratorio donde antes de ser analizada se le tomaron observaciones paramétricas como : olor, color, apariencia y temperatura. Seguidamente, se tomó una muestra de 200 ml. para obtener el valor de la DQO soluble de entrada, con el fin de tener un parámetro de la actividad de los microorganismos. Se tomó como base analizar la DQO soluble porque es más rápido de obtener; el análisis de DQO se realizó, cada vez que se colectaba agua residual de la planta.

Finalmente, las muestras de agua se vertían en un tanque de aireación de 65 litros de capacidad; la aireación era proporcionada por una bomba de acuario para mover 65 litros, pues los microorganismos necesitan oxígeno para llevar a cabo su actividad. Además se le agregó como complemento alimenticio peptona de gelatina en una cantidad de  $8 \text{ mg l}^{-1}$ ; el tanque de aireación se cubrió con una tela de gasa, debido a que en este tipo de pruebas hay mucha proliferación de moscas, principalmente *Psychoda*.

Como el muestreo se realizó diariamente, la cantidad de agua residual adicionada fue aumentando, llegando el tanque de aireación a su capacidad total, para lo cual se realizó una decantación parando la aireación aproximadamente durante 20 min.; en este tiempo, los sólidos sedimentaban, quedando claramente definidas las dos capas en el tanque (lodo y agua), en la cual, el agua era retirada hasta alcanzar un nivel que permitiera seguir adicionando más agua residual.

Al pasar ocho semanas aproximadamente, se comenzó a elaborar agua residual sintética en el laboratorio, como medio de cultivo para los microorganismos, como sustituto del agua residual de la planta.

Considerando que antes de obtener el porcentaje de remoción de un agua residual es necesario que el medio



tenga la biopelícula adherida, se realizó para este trabajo la prueba preliminar de un inóculo que nos sirviera como parámetro para obtener el porcentaje de remoción del agua residual sintética, y a la vez comprobar que la biopelícula ya estaba adherida al medio. Los resultados para el inóculo se presentan en la Tabla 18.

Tabla 18.- Determinación de la Demanda Química De Oxígeno a diferentes puntos de muestreo del fitro percolador, así como el influente y efluente para determinar el porcentaje de remoción del inóculo.

Punto de muestreo	Hora	Análisis químico	Demanda Química de Oxígeno (mg. de O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )
Influente	0	DQO total	972.0
		DQO soluble	842.4
Quinta Toma	2	DQO soluble	842.4
Quinta Toma	4	DQO soluble	583.2
Quinta Toma	6	DQO soluble	324.0
Cuarta Toma	2	DQO soluble	123.2
Cuarta Toma	4	DQO soluble	123.2
Cuarta Toma	6	DQO soluble	123.2
Tercera Toma	2	DQO soluble	115.34
Tercera Toma	4	DQO soluble	112.75
Tercera Toma	6	DQO soluble	112.75
Primera Toma	2	DQO soluble	110.16
Efluente		DQO soluble	110.16

#### Eficiencia de remoción del inóculo en porcentaje (E)

$$E \% = \frac{\text{DQO de entrada} - \text{DQO de salida}}{\text{DQO de entrada}} \times 100$$

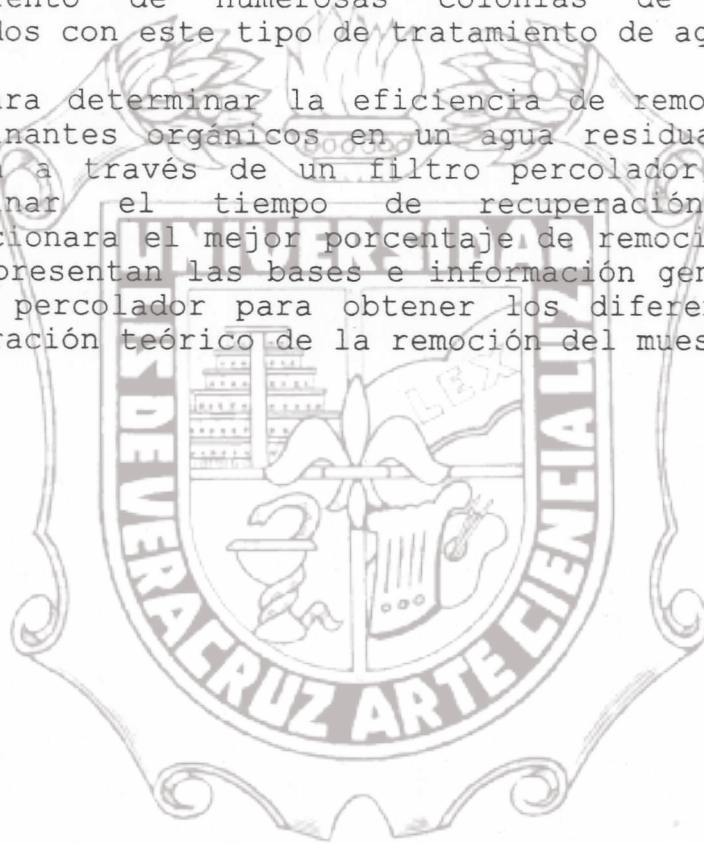
$$= \frac{842.4 - 110.16}{842.4} \times 100$$

$$= 86.92 \%$$

Con el resultado obtenido, nos dimos cuenta con certeza de que la biopelícula estaba adherida al medio y para comprobar su actividad biológica, se realizó un cultivo de microorganismos teniendo como medio de crecimiento agar para métodos estandar.

Se observaron las placas después de incubación en una estufa marca Felisa por 48 horas, con lo cual se comprobó crecimiento de numerosas colonias de microorganismos asociados con este tipo de tratamiento de aguas residuales.

Para determinar la eficiencia de remoción teórica de contaminantes orgánicos en un agua residual la cual será tratada a través de un filtro percolador, era necesario determinar el tiempo de recuperación teórica que proporcionara el mejor porcentaje de remoción. En la Tabla 19 se presentan las bases e información general acerca del filtro percolador para obtener los diferentes tiempos de recuperación teórico de la remoción del muestreo.



Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



Tabla 19.- Aspectos generales del filtro percolador, medio de empaque y obtención de los diferentes tiempos de recuperación teóricos.

Consideraciones	Información General
a) Las superficie interna del medio de empaque es igual a la superficie externa del medio de empaque.	Filtro: Altura = 2.0 m. Diámetro = 0.25 m.
b) La biopelícula crece en la pared interna del filtro percolador.	Medio filtrante: Altura = 0.1 m. Diámetro = 0.0254 m.
c) La biopelícula crece en ambos lados del medio.	Diámetro de los agujeros = 0.006 m. Número de agujeros promedio = 10
d) La lámina de agua tiene diferentes espesores: 0.003 m. 0.002 m. 0.001 m.	Cantidad de medio en el filtro = 480
Parámetro:	Valor
S.E.M.E.	$7.9736453 \times 10^{-3} \text{ m}^2$
S.T.M.E.	$1.0159592 \text{ m}^2$
S.A.	$2.8274334 \times 10^{-3} \text{ m}^2$
S.C.G.	$5.6548668 \times 10^{-4} \text{ m}^2$
S.S.S.C.M.	$1.0153937 \text{ m}^2$
Para espesor de lámina de agua de 0.003 m.	
S.T.C.	$7.3889824 \text{ m}^2$
S.I.F.	$1.5707963 \text{ m}^2$
S.C.G.	$8.9597787 \text{ m}^2$
V.B.	$1.0268793 \text{ m}^3$
F.	$6 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{min.}$
$\tau$	7 h - 27 min. - 59 seg.
Para espesor de lámina de agua de 0.002 m.	
S.T.C.	$7.3889824 \text{ m}^2$
S.I.F.	$1.5707963 \text{ m}^2$
S.C.G.	$8.9597787 \text{ m}^2$
V.B.	$0.0179195 \text{ m}^3$
F.	$6 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{min.}$
$\tau$	4 h - 58 min. - 39 seg.
Para espesor de lámina de agua de 0.001 m.	
S.T.C.	$7.3889824 \text{ m}^2$
S.I.F.	$1.5707963 \text{ m}^2$
S.C.G.	$8.9597787 \text{ m}^2$
V.B.	$8.9597787 \times 10^{-3} \text{ m}^3$
F.	$6 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{min.}$
$\tau$	2 h - 29 min. - 19 seg.

Tomando como base los cálculos obtenidos en la Tabla 19 se hicieron monitoreos al influente y efluente a dichos tiempos de recuperación teóricos y, para obtener la eficiencia de remoción se realizaron a las muestras los análisis de  $DQO_T$  y  $DQO_S$ .

También para determinar el tiempo de retención real para las muestras analizadas se realizó una prueba utilizando fluoresceína sal sódica. No se pudieron obtener los resultados deseados debido a que las muestras

colectadas para el análisis necesitaban ser analizadas en el espectrofotómetro, y dicho equipo se encontraba en malas condiciones de funcionamiento, y por tanto, no se pudo determinar el verdadero tiempo de retención experimental.

Una vez obtenido el porcentaje de remoción del inóculo, se decidió realizar una corrida completa para los diferentes tiempos de recuperación de la remoción teóricos encontrados para el agua residual sintética.

Los valores correspondientes de DQO total para los diferentes tiempos, así como el porcentaje de remoción se muestran en la Tabla 20.

Tabla 20. Determinación de la DQO a diferentes tiempos de recuperación teóricos.

Muestra	Hora	Análisis químico	DQO (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )
Influente	0	DQO total	292.896
Influente	2h - 29 min. - 29 seg.	DQO total	252.216
Efluente	2h - 29 min. - 29 seg.	DQO total	146.448
Influente	4h - 58 min. - 39 seg.	DQO total	235.944
Efluente	4h - 58 min. - 39 seg.	DQO total	113.904
Influente	7h - 27 min. - 59 seg.	DQO total	235.944
Efluente	7h - 27 min. - 59 seg.	DQO total	73.224

Eficiencia de remoción del agua residual sintética en porcentaje (E)

$$E \% = \frac{\text{DQO de entrada} - \text{DQO de salida}}{\text{DQO de entrada}} \times 100$$

$$= \frac{292.896 - 73.224}{292.896} \times 100$$

$$= 75 \%$$

Después de haber obtenido esta eficiencia de 75 % a las 7 horas, 27 min., 59 seg. Se tomó la decisión de hacer una corrida a 10 hrs., con el fin de observar a que tiempo de recuperación teórica la eficiencia de remoción se hacia constante. Los valores de tales datos se presentan en la Tabla 21.



Tabla 21.- Determinación de la eficiencia de remoción a diferentes tiempos de recuperación teóricos.

Muestra	Hora	Análisis químico	DQO (mg.O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )
Influente cero	0	DQO <sub>T</sub>	297.79
Influente	2h - 28 min.	DQO <sub>T</sub>	272.976
Efluente	2h - 28 min.	DQO <sub>T</sub>	190.256
Influente	3h - 42 min.	DQO <sub>T</sub>	264.704
Efluente	3h - 42 min.	DQO <sub>T</sub>	173.712
Influente	4h - 57 min.	DQO <sub>T</sub>	256.432
Efluente	4h - 57 min.	DQO <sub>T</sub>	140.624
Influente	6h - 11 min.	DQO <sub>T</sub>	256.432
Efluente	6h - 11 min.	DQO <sub>T</sub>	140.624
Influente	7h - 26 min.	DQO <sub>T</sub>	248.16
Efluente	7h - 26 min.	DQO <sub>T</sub>	124.08
Influente	8h - 40 min.	DQO <sub>T</sub>	239.888
Efluente	8h - 40 min.	DQO <sub>T</sub>	107.536
Influente	9h - 54 min.	DQO <sub>T</sub>	239.888
Efluente	9h - 54 min.	DQO <sub>T</sub>	57.904

Eficiencia de remoción del agua residual sintética en porcentaje (E)

$$E \% = \frac{\text{DQO de entrada} - \text{DQO de salida}}{\text{DQO de entrada}} \times 100$$

$$= \frac{297.79 - 57.904}{297.79} \times 100$$

$$= 80.55 \%$$

Con la obtención de este resultado, nos damos cuenta que aumentando el tiempo de recuperación aumenta el porcentaje de remoción de contaminantes orgánicos en el agua residual sintética, pero esto quizá se deba a el tiempo que tiene la biopelícula de estar fijada en el medio (Cerca de 8 semanas), período dentro del cual la biopelícula se está renovando y hay más actividad microbiana, y por tanto, hay mayor degradación. Sin embargo, se considera como un valor conservador del mejor tiempo de recuperación teórica 9 hrs. 59 min.

En la Figura 23 se muestra en forma gráfica la determinación del porcentaje de remoción del agua residual

En la Figura 23 se muestra en forma gráfica la determinación del porcentaje de remoción del agua residual sintética a dos diferentes tiempos de recuperación de la remoción (7 hrs. 27 min. 59 seg. y 10 hrs. respectivamente)





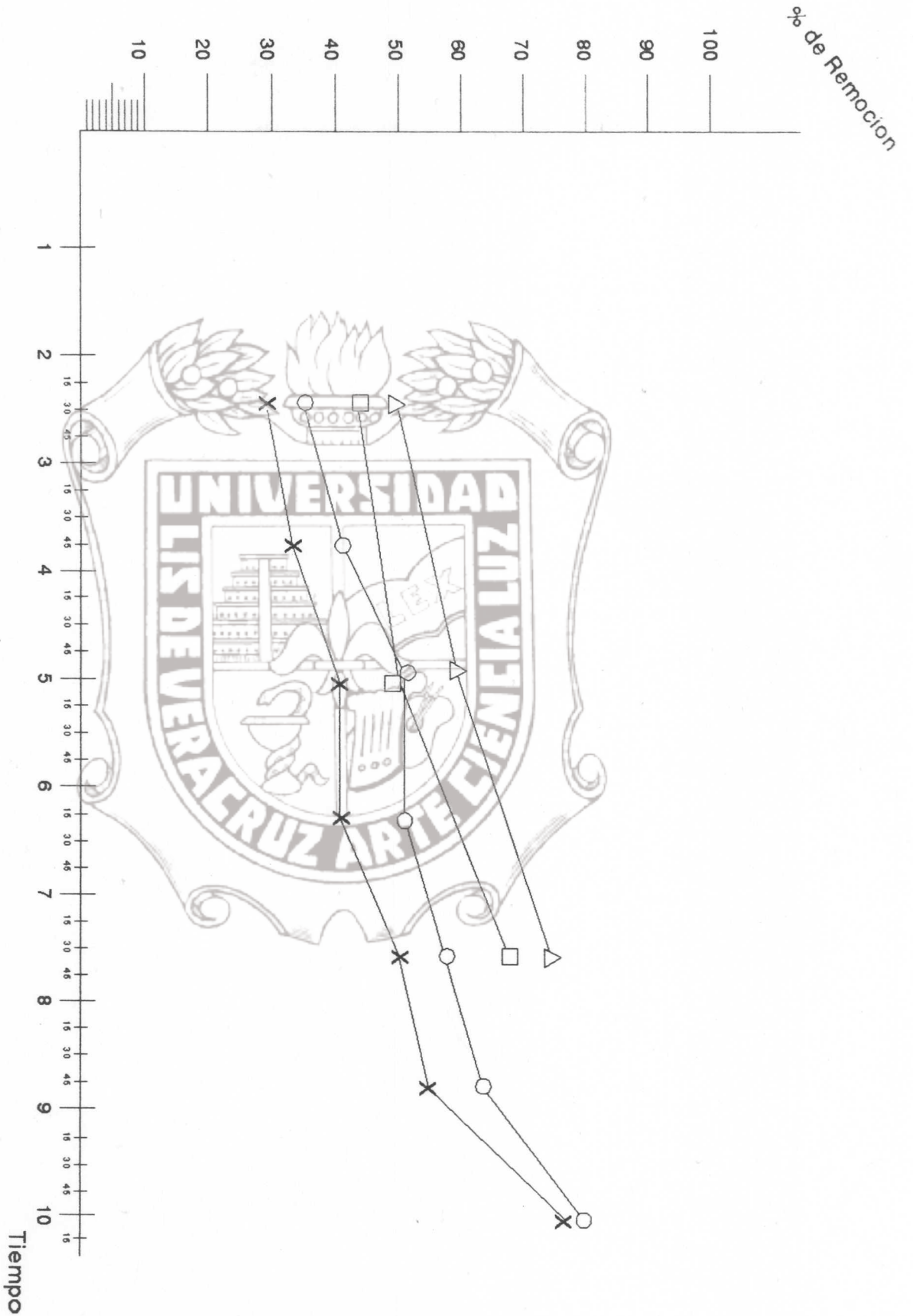


Figura 23.- Determinación del porcentaje de remoción del agua residual sintética a dos diferentes tiempos de recuperación de la remoción (7 hrs. 27 min. 59 seg. Y 10 hrs. respectivamente)

UNIVERSIDAD VERACRUZANA  
 INSTITUTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

## VIII. CONCLUSIONES

1. El objetivo general del trabajo se cumplió al construir una columna de plástico de 2.0 m de altura con un diámetro de 0.25 m , empacada con tubos de cloruro de polivinilo (PVC) de 0.10 m de alto, 0.025 m de diámetro con un área superficial de  $433 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$  y un porcentaje de espacios vacíos de 88.63 %, el cual funciona como un filtro percolador para el tratamiento de aguas residuales.
2. Por la importancia que ha tenido y que está teniendo el aspecto ambiental en el desarrollo tecnológico, las universidades deben, cada día, esforzarse en generar recursos didácticos acordes a la situación de los países latinoamericanos, cuyos recursos para investigación son limitados. Es por eso que en este trabajo se diseñó y construyó un prototipo didáctico de materiales económicos con costo global de N\$ 1,539.70 (1995) que servirá como herramienta de estudio en la enseñanza de la ingeniería ambiental. Y además puede ser utilizado en actividades de investigación. Por lo anterior se consideran cumplidos los objetivos específicos planteados en el presente trabajo.
3. Tomando como base la hipótesis planteada en el trabajo de investigación, se determinó un tiempo de recuperación de la remoción para el agua residual sintética de 10 horas con una remoción de 80 %, superando la remoción de contaminantes orgánicos supuesta en un 10 %. Además, queda comprobado que el prototipo de 2 m de altura usando como medio fijo soporte plástico funciona como un filtro percolador para el tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, se pudo constatar que la hipótesis de trabajo no fue rechazada.
4. Durante el desarrollo de la conformación de la biopelícula en el medio, se determinó por observación directa que el crecimiento fue irregular concentrándose en la parte central del filtro, esto se debió a que el flujo de alimentación se mantuvo fijo durante todo el desarrollo del experimento .



5. Para los cálculos teóricos del tiempo de retención se supuso que la biopelícula crecía sobre las paredes del filtro. Por inspección directa al filtro, se comprobó este hecho.
6. Usando como medio de empaque tubos de PVC y considerando, que para el prototipo debía vertirse el medio en forma al azar, se comprobó que en los tubos que tomaron una disposición vertical el crecimiento de la biopelícula fue en ambos lados del tubo, comparados con los que tomaron otra disposición.
7. El estudio ha dejado en claro que cuando se tenga que determinar la eficiencia de remoción en un filtro percolador, es imprescindible acondicionar un inóculo adecuado para las pruebas que permita, a su vez un buen crecimiento de la biopelícula; debido a que si se utiliza para éste propósito agua residual doméstica bruta, los sólidos grandes que contiene puede obstruir los orificios del medio filtrante del percolador o no desarrollar crecimiento microbiano fijo que remueva la materia orgánica.



## IX. RECOMENDACIONES

1. Se puede mejorar la eficiencia de remoción haciendo la superficie del medio y pared del percolador de una textura rugosa ya que de esta manera hay una mejor fijación de la biopelícula.
2. El prototipo fue diseñado para tratar aguas residuales domésticas sin recirculación, pero se puede mejorar el diseño automatizando el sistema para hacer estudios de diferentes tipos de aguas residuales industriales.
3. El filtro percolador utilizó como medio de empaque tubos de PVC, y por las características de consistencia del percolador únicamente deben ser empleados medios con características similares que nos puedan servir para obtener información adicional con otro tipo de medio.
4. Para evitar crecimiento de biopelícula concentrado en ciertas zonas del cuerpo del percolador, se sugiere usar un rociador que tenga movimiento circular por toda el área superficial que cubre el medio filtrante.
5. Como son sistemas aerobios, para lograr una mejor fijación de la biopelícula al medio y evitar que los microorganismos mueran, se deben mantener aireadores tanto en el tanque de alimentación como en el tanque recolector del efluente.
6. Para la operación de este tipo de sistemas se efectúa la recirculación en la etapa de fijación de labiopelícula en el medio. De tal forma que se disminuya el tiempo de fijación.

Instituto de Ingeniería  
Universidad Veracruzana



## BIBLIOGRAFIA

- American Society for testing and materials., 1976, "Manual de aguas para usos industriales". Segunda edicion. Edit. Limusa. México. 93-96 pp.
- APHA-AWWA-WPCS; 1992. "Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales". Ediciones Díaz de Santos. Madrid, 5-12, 5-14 pp.
- Benefield, D. L. y Randall, C.W., 1980, "Biological process for wastewater treatment". Edit. Prentice - Hall, inc, U. S. A. 391-410 pp.
- Benjes, H. H., 1980, "Handbook of biological wastewater treatment". Garland STPM Press. New York y Londres.
- Chen, M. J, Lim, S. B., al - Ghusain, A. B., Hao, J. O., Lin, F. Ch., Davis, P. A., Kin, H. H. y Huang, J., 1993. " Biological fixed - film System". Water Enviromental Research, Vol. 65.No. 4.
- Chipperfield, P. N. J., 1968. "The Development use and future of plastics in biological treatment affluent and water treatment manual". Cuarta edición. Thunder bird enter priss LTD, Londres.
- Degrémont., 1979. "Manual técnico de aguas". Quinta edición. Hatsled press. Francia. 203-210 pp.
- Departamento de Sanidad del estado de New York., 1993. "Manual de tratamiento de aguas". Décima edición. Edit limusa, México. 82-85, 93-101 pp.
- Departamento de sanidad del estado de New York., 1990. "Manual de tratamiento de aguas negras". Novena edición. Edit. Limusa. México. 71-83 pp.
- Eckenfelder, W. W. y Ford, L. D., 1970. "Water pollution control experimental procedures for process design" Edit. Jenkis book publishing Company. Austin. U. S. A. 173-183 pp.

- Fair, M. G., Geyer, J. y Okun, A. D., 1992. "Purificación de aguas. Tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales". Volumen II. Séptima edición. Edit. Limusa. México. 531-584 pp.
- Fleming, C. H., 1993. "Biofilms and enviromental protection". Wat. Res. Vol. 27. No. 7 - 8. Great Britain. 1 - 10 pp.
- Ferrero, J., 1974. "Depuración biológica de las aguas". Edit. Alhambra. España.
- Grady, L. y Lim, H. C., 1980. "Biological wastewater treatment". Edit. Marcell Deker, inc. New York, U. S. A. 715-747 pp.
- Hammer, J. M., 1986. "Water and wastewater technology". Second edition. Edit. John Wiley & Sons. U. S. A. 385-395 pp.
- Hemming, M. l., 1979. "General Biological aspects to wastewater treatment including the deep - shaft process". Water poll control. 78 - 312 - 325 pp.
- Henry, G. J. & Heinke, W. G., 1989. "Enviromental Science and Engineering". Edit. Prentice - Hall, inc. U. S. A. 454 - 455 pp.
- Ibars, J. F., 1993 "Diseño de las unidades de tratamiento de aguas residuales mediante computo electrónico". Tesis para obtener el grado de maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto de Ingeniería, Universidad Veracruzana. Veracruz, Ver. 47 - 55, 104 - 112 pp.
- Izurrieta, E., 1991, "Curso sobre tratamiento de aguas residuales industriales". Sección Ingeniería Ambiental. DEPMI - UNAM. México.
- J. T. Baker; 1993/1994. "Laboratory reagents and chromatography products". J. T. Baker Inc. Phillipsburg, N.J. USA. 97 pp.



- La Camp, B., Hansen, F., Penillard, P. y Rogalld, F., 1993. "Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors". Wat. Res. Vol. 27. No. 5 - 6. Great Britain, 263 - 276 pp.
- Lapeña, R. M., 1989. "Tratamiento de aguas Industriales: aguas de proceso y residuales". Marcombo Boixareu editores. España.
- Lens, n. p., Vochten, M. p., Speleers, L. y Vestraete, H. W., 1994. "Direct Treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. Wat. Res. vol. 28, No. 1, 17 - 26 pp.
- Metcalf & Eddy., 1985. "Ingeniería sanitaria, tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales." Segunda edicion. Edit. labor. España. 484 - 495 pp.
- Metcalf & Eddy., 1977. "Tratamiento y depuración de las aguas residuales". Edit Labor. España. 564 - 573 pp.
- Motyca, T., Anna, S. G. y Prost, C., 1982. "Trickling filter models: a review and evaluation". Enviromental technology Letters. Science and technology letters. Vol.3 385 - 394 pp.
- Muslu, Y., 1993. "Mass transfer and subtrate utilization in biofilm reactors". Departament of enviromental engineering faculty. Istambul Technical University. Ayazaga, Istambul. Turcky. J. chem. tech. Biotecnol.
- NSW Corporation Enviromental Systems., 1993 "Sessil trickling filter at a soft Drink Bottling Company proyect profile. Enviroment Conference. Roanoke. Virginia. U. S. A. 160 - 172 pp.
- Nalco; 1992. "Manual del agua su naturaleza, tratamiento y aplicaciones". Tomo II. Edit. Mc Graw Hill, Inc. México. 23 - 12, 23 - 13 pp.

- Parker, W. H., 1975. "Wastewater System Engineering". Edit. Prentice - Hall inc. U. S. A. 172 - 178 pp.
- Polanco, F. F., Villa verde, S. y Garcia, A. P., 1991. "Temperature effect over nitrifying bacteria activity in biofilter: activation and free ammonia inhibition". Enviromental biotechnology Group. Department of Chemical Engineering. University of Valladolid. Spain.
- Ramalho, R. S., 1991. "Introduction to wastewater treatment processes". Quebec, Canada. Ac. press N. Y. Sn. Eco. - London. Second Edition. U. S. A. 472 - 493 pp.
- Ramírez, B. L., 1992. "VIII Congreso Nacional Acciones para un Ambiente Limpio". Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C., Cocoyoc, Morelos. Capítulo II.
- Schulz, R. Ch. y Okun, A. D., 1990. "Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo". Edit. Limusa. México. 61 - 65, 203 - 270 pp.
- SIGMA, Ch. C; 1995. "Bioquímicos compuestos orgánicos para investigación y reactivos de diagnóstico". Sigma-aldrich química. México 440 pp.
- Sundstrom, W. D. Y Klei, E. H., 1979. "Wastewater treatment. Edit. Prentice - Hall, inc. U. S. A. 129 - 136, 172 - 175 pp.
- The Merck Index; 1983. "And encyclopedic of chemicals, drugs, and biologicals". Merck & Co; Inc. Rahway, N.J. USA. 4063 pp.
- Winkler, M., 1994. "Tratamiento biológico de aguas de desecho" Tercera edicion. Edit Limusa. México. 183 - 236 pp.