

MARQUEZ MORALES JUAN

01177

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA

“PLANTA INTEGRAL DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES Y CONTROL DE
OLORES PARA REÚSO DE AGUA EN CASAS
HABITACIÓN”

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN INGENIERÍA
(AMBIENTAL)

PRESENTA:

BIOL. JUAN FRANCISCO MÁRQUEZ MORALES



OCTUBRE 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Adalberto Noyola Robles

Por permitirme, una vez más, ser mi tutor y por su acertada dirección en la elaboración de este trabajo.

Al Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume

Por su esforzada atención y seguimiento para que este proyecto caminara, y a quien también considero mi tutor

Al Posgrado en Ingeniería de la U.N.A.M

Por abrirme sus puertas

Al Instituto de Ingeniería-UNAM

Por permitirme el uso de sus instalaciones

A los miembros del jurado

Por sus contribuciones y comentarios que enriquecieron este trabajo

Al CONACYT

Por la beca, el congreso en el extranjero y el equipo de cómputo

A mis profesores del posgrado

Gracias a sus conocimientos he aprendido un poco más de la vida profesional pues hay mucho por aprender todos los días

A la familia Becerril-Laguell

Por su siempre y tan amable disposición para que se instalara el sistema de tratamiento en su casa así como durante la operación del mismo

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería-UNAM

Erick B., Santiago Ch., Raquel M., Lino J., Fernando M., Alejandro, Laura E., Antonio T., Antonio R., Hiram, Miguel Angel, Miguel H., Atahualpa, Rosa Evelia, Rosita, Maggy C., Soledad L., Roberto B., Don Peter, Alejandra y también a mi amiga Rosa Bautista

A mis compañeros de generación de la maestría, en especial a :

Gaby Ajqui, Antonio Durán, Carlo Mendoza, Gacy Vargas, Carlos Flores, Eduardo Botin, Anilú Miranda y Esmeralda González

Al personal del taller mecánico y del parque vehicular

Por los servicios proporcionados

DEDICATORIAS

A mis padres Ma. de los Angeles
Morales y Julio Márquez †

Porque este logro es parte del resultado de la educación que con muchos sacrificios me brindaron. lo cual me hace sentir muy orgulloso

A mi esposa Ana Isabel .

Por el apoyo incondicional en la culminación de este anhelo, por ser parte de este proyecto que hemos formado juntos, por ser parte de esta etapa de superación profesional en mi vida y en mi corazón

A nuestro hijo Juan Angel

Porque tú eres el motor que me inspira y motiva cada día. ¡Pórtate bien chamaco!

A mi hermano Julio

Por ser siempre mi amigo en la vida, por las alegrías y por todos los momentos que hemos pasado juntos

A mis tías Edith y Elsa y Jorge A. :

*Quienes siempre me hicieron sentir como en casa.
Extrañaré la hora de la cena*

A la familia Márquez y a la familia
Morales

Por que soy parte de su sangre

A la familia Pérez Bello

Quienes también contribuyeron con este objetivo

A Enrique y Abigail

Quienes pusieron su grano de arena en esta meta

y a todas aquellas personas que, incondicionalmente manifestaron su apoyo y confianza en la culminación de una meta más en mi desarrollo profesional y también (porque no!) a aquellas personas que no creyeron que esta meta se cumpliría

ÍNDICE GENERAL.....	i
ÍNDICE DE TABLAS.....	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	iv
NOMENCLATURA.....	vi
ABSTRAC.....	vii
RESUMEN.....	viii

1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos.....	4
2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	5
2.1 Tratamiento de aguas residuales.....	6
2.1.1 Procesos biológicos.....	6
2.1.2 Tratamiento " <i>in situ</i> " de aguas residuales domésticas.....	8
2.1.2.1 Plantas de tratamiento " <i>in situ</i> " de aguas residuales.....	11
2.2 Generación de malos olores en plantas de tratamiento.....	13
2.3 Características de H ₂ S.....	16
2.4 Sistemas biológicos para el tratamiento de gases contaminados.....	19
2.4.1 Filtro percolador o de lecho escurrido.....	20
2.4.2 Biolavador.....	22
2.4.3 Biofiltro.....	24
2.5 Parámetros de operación en biofiltros.....	27
2.5.1 Medio de soporte o medio filtrante.....	28
2.5.2 Contenido de humedad.....	30
2.5.3 Mecanismos de variación de humedad.....	30
2.5.3.1 Humedad o humedad relativa.....	31
2.5.3.2 Evaporación por bio-oxidación.....	31
2.5.4 Caída de presión.....	31
2.6 Criterios de diseño en biofiltros.....	32
3 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.....	37
3.1 Instalación del sistema integral de tratamiento.....	38
3.2 Descripción del sistema de tratamiento de agua.....	38
3.2.1 Fosa séptica.....	39
3.2.2 Planta paquete.....	40
3.2.3 Filtro de lecho de raíces.....	41
3.2.4 Tanque de almacenamiento.....	42
3.3 Descripción del sistema de control de olores.....	42
3.3.1 Medio filtrante.....	44
3.4 Técnicas analíticas.....	45

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	48
4.1 Tren de tratamiento de agua.....	49
4.1.1 Fosa séptica.....	49
4.1.2 Microplanta.....	52
4.1.2.1 Sistema de aereación.....	52
4.1.3 Lecho de raíces y tanque de almacenamiento.....	55
4.2 Sistema de control de olores.....	57
4.2.1 Curva granulométrica.....	57
4.2.2 Tasas de remoción de H ₂ S.....	60
4.2.3 Humedad relativa y temperatura en gas.....	62
4.2.4 Sulfatos en el medio filtrante.....	64
4.2.4.1 Balance teórico de Azufre.....	68
4.2.4.2 Datos experimentales.....	69
4.2.5 Humedad en el medio filtrante.....	72
4.2.6 Caída de presión en el medio filtrante.....	73
4.2.7 ph y alcalinidad en el medio filtrante.....	74
5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	77
6 REFERENCIAS.....	80
ANEXO A Datos obtenidos en el tren de tratamiento de agua.....	92
ANEXO B Datos obtenidos en el control de olores.....	96
ANEXO C Cálculo teórico para el balance de azufre.....	101
ANEXO D Valor teórico y real de sulfatos.....	107

INDICE DE TABLAS

TABLA 2.1	Concentraciones típicas de aguas residuales domésticas.....	7
TABLA 2.2	Principales grupos de contaminantes del agua y sus efectos.....	8
TABLA 2.3	Compuestos asociados en plantas de tratamiento.....	15
TABLA 2.4	Características en los biofiltros percoladores.....	22
TABLA 2.5	Características en los biolavadores.....	22
TABLA 2.6	Características en los biofiltros.....	24
TABLA 2.7	Tasas máximas de remoción de algunos compuestos en biofiltros.....	25
TABLA 2.8	Características para los diferentes arreglos de biofiltros.....	27
TABLA 2.9	Algunos tipos de medios de soporte utilizados en biofiltración.....	29
TABLA 2.10	Algunas características recomendadas para el diseño en biofiltros.....	32
TABLA 2.11	Problemas asociados con la humedad en el medio.....	36
TABLA 3.1	Algunas características del sistema de tratamiento.....	42
TABLA 3.2	Parámetros realizados en el sistema de control de olores.....	44
TABLA 3.3	Características del sistema de control de olores.....	45
TABLA 4.1	Valores promedio obtenidos en oxígeno disuelto en la microplanta.....	53
TABLA 4.2	Valores promedio en la operación del tren de tratamiento de agua.....	56
TABLA 4.3	Datos de la curva granulométrica en composta húmeda.....	59
TABLA 4.4	Datos de la curva granulométrica en composta seca.....	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Esquema del sistema de tratamiento centralizado.....	9
Figura 2.2	Esquema del sistema de tratamiento descentralizado.....	10
Figura 2.3	Esquema de un filtro de lecho de raíces (wetland).....	13
Figura 2.4	Principales fuentes de olores en una planta de tratamiento.....	14
Figura 2.5	Distribución de especies del sulfuro de hidrógeno en función del pH.....	17
Figura 2.6	Ciclo biológico del azufre.....	18
Figura 2.7	Utilización del sustrato en un proceso microbiano.....	20
Figura 2.8	Esquema de un filtro percolador o de lecho escurrido.....	21
Figura 2.9	Esquema de un bilavador.....	23
Figura 2.10	Esquema de un biofiltro.....	25
Figura 2.11	Diferentes arreglos en biofiltros.....	26
Figura 2.12	Tasa de remoción para los sistemas de biofiltración.....	33
Figura 2.13	Principio de degradación.....	35
Figura 3.1	Esquema del perfil del sistema de tratamiento integral para casas habitación.....	39
Figura 3.2	Vista de planta de las zonas que integran a la planta paquete.....	41
Figura 3.3	Esquema del sistema de control de olores en la casa habitación.....	43
Figura 3.4	Cronograma de muestreo para el sistema integral.....	46
Figura 3.5	Fotografías del sistema de tratamiento.....	47
Figura 4.1	Comportamiento de la DQO total y soluble.....	50
Figura 4.2	Comportamiento de los SST, SSV y SSF.....	51
Figura 4.3	Comportamiento del oxígeno disuelto en la planta paquete.....	54
Figura 4.4	Valores promedio de DQO, SST y eficiencia de cada operación unitaria.....	56
Figura 4.5	Fotografía de las muestras de agua en los puntos de muestreo.....	57
Figura 4.6	Curva granulométrica para composta seca y composta húmeda.....	58
Figura 4.7	Distribución de partícula en función de la apertura de malla para composta seca y composta húmeda.....	59
Figura 4.8	Comportamiento de la carga de H ₂ S durante la operación del sistema.....	61
Figura 4.9	Tasa de remoción de H ₂ S en la etapa convencional y de agitación.....	62
Figura 4.10	Comportamiento de la humedad relativa y de la temperatura en las dos fases....	63
Figura 4.11	Acumulación de sulfatos en biofiltro.....	65

Figura 4.12. Comportamiento de H_2S removido y del porcentaje de remoción en relación con la acumulación de SO_4^{2-}	66
Figura 4.13 Fotografías durante las etapas convencional y de agitación del sistema de control de olores.....	67
Figura 4.14 Microfotografía electrónica de barrido del material filtrante (composta) al término de la operación del biofiltro.....	68
Figura 4.15 Balance de masa para el azufre en el biofiltro de composta.....	69
Figura 4.16 Comportamiento teórico y real de la acumulación de sulfatos en el biofiltro.....	70
Figura 4.17 Comportamiento de la humedad en el biofiltro y en el testigo.....	72
Figura 4.18 Comportamiento de la caída de presión en la columna de biofiltración.....	74
Figura 4.19 Comportamiento de pH en la etapa convencional y de agitación del biofiltro.....	75
Figura 4.20 Comportamiento de la alcalinidad en las dos etapas de operación.....	76

NOMENCLATURA

COV	compuesto orgánico volátil
DQO total	demanda química de oxígeno total
DQO soluble	demanda química de oxígeno (filtrada)
H ₂ S	sulfuro de hidrógeno
P1	punto de muestreo 1
P2	punto de muestreo 2
P3	punto de muestreo 3
P4	punto de muestreo 4
Ppmv	partes por millón en volumen
PTAR	planta de tratamiento de aguas residuales
SST	sólidos suspendidos totales
SSV	sólidos suspendidos volátiles
SSF	sólidos suspendidos fijos

ABSTRACT

A biofiltration system of gases for the control of odors in an on-site treatment system for household wastewater is presented. It is composed of a septic tank, an anoxic-aerobic plant, a root bed (wetland) and a container for disinfection with addition of hypochlorite. The concentration of COD_t and COD_s in the influent system averaged 1103 mg/L and 569 mg/L respectively, while the efficiency of total removal was 89 and 81 % respectively. The biofiltration-unit was operated under conventional conditions (without mixing) and with mixing of the filtering medium, in both cases water was added to the medium. The biofilter was packed with compost (10 L) and was operated within a concentration range between 7 and 124 ppmv of H_2S from septic tank, with a gas flow of 28 L/min (surface load of 23.7 $m^3/m^2/h$, average mass load of 9 g $H_2S/m^3/h$). The concentration of SO_4^{2-} , humidity content, pH, alkalinity and pressure drop in the filtering medium, as well as humidity content of the gas were monitored. The mixing of the medium allowed a better control of the bio-filter. The accumulation of SO_4^{2-} in the medium caused a reduction in the removal rate of H_2S . This arrangement proved to be an efficient control of odors under certain conditions. The installation of an integral wastewater treatment system allowed the reclamation of wastewater. The offensive odors coming from the septic tank and the micro-plant were reduced to the complete satisfaction of the system users.

RESUMEN

Se presenta la operación de un sistema de biofiltración de gases para el control de olores instalado en un sistema integral de tratamiento para aguas residuales domésticas. Este consta de una fosa séptica, una planta anóxica-aerobia, un filtro de lecho de raíces y una cisterna en donde se adiciona hipoclorito para la desinfección. El tren de tratamiento trabajó bajo las condiciones específicas de la casa habitación donde fue instalada, a un 89 y 81 % de eficiencia de remoción para DQO_{total} y DQO_{soluble}, respectivamente. La unidad de biofiltración fue operada bajo condiciones convencionales (sin agitación del medio y con adición de agua) y bajo condiciones de agitación del medio filtrante. El biofiltro se empacó con composta (10 L) y fue operado bajo variaciones de concentración de H₂S provenientes de la fosa séptica y la planta anóxica-aerobia entre 7 y 124 ppmv, con un flujo de gas de 28 L/min (carga superficial de 23.7 m³ / m² / h y carga másica promedio de 9 g H₂S / m³ / h). Se monitoreó la concentración de SO₄²⁻, el contenido de humedad, pH, alcalinidad y caída de presión en el medio filtrante, así como el contenido de humedad en el gas. La agitación del medio permitió un mejor control del biofiltro. La acumulación de SO₄²⁻ en el medio ocasionó una disminución en la tasa de remoción de H₂S. Se demuestra un control eficaz del mal olor bajo determinadas condiciones. La baja concentración de O₂ en el flujo de alimentación ocasionó que la mayor especie de azufre formada fuera S⁰. La instalación de un sistema de tratamiento integral permitió el reúso de agua residual generada en una casa habitación en cultivo y evitó las molestias a los usuarios por malos olores al poner en operación el sistema de biofiltración.

1 INTRODUCCIÓN



En los últimos años el ser humano ha intensificado el uso de herramientas biotecnológicas en la búsqueda de procesos ambientales con tecnologías más limpias; en este contexto juega un papel muy importante la biotecnología ambiental. El desarrollo industrial acelerado del presente siglo, particularmente en los últimos 40 años, ha implicado un severo impacto ambiental que puede ser obvio a nivel local, como lo es la contaminación de los cuerpos de agua y atmósfera, la deforestación, erosión, etc., o bien menos evidente y con efectos a mediano y largo plazo, como la liberación de compuestos carcinogénicos, cambio climático global, destrucción de la capa de ozono, etc.

El crecimiento económico se ha basado en un uso intensivo de materias primas y energía, que con criterios de eficiencia y de rentabilidad económica maximiza ganancias aprovechando el "subsidio ecológico", que absorbe el costo de externalidad de la contaminación. En este contexto los recursos "abundantes" como el agua y el aire son usados indiscriminadamente ya sea como insumos o como receptores de desecho (Noyola, 1995; Grommen y Verstraete, 2002).

Las plantas de tratamiento son herramientas tecnológicas muy importantes para coadyuvar en la preservación del medio ambiente, en el reúso del agua y al control de enfermedades, particularmente las gastrointestinales, por lo que favorecer su instalación debe de ser un elemento prioritario como parte de acciones de saneamiento básico en la población. Sin embargo, al ejecutar estas acciones de saneamiento a través de estos sistemas lleva consigo problemas asociados como lo es la descomposición de residuos sólidos y lodos así como eventualmente la generación de malos olores.

El origen de éstos en las plantas de tratamiento de aguas residuales está ligado a la generación y tratamiento de residuos sólidos vía biológica y/o química, al propio manejo del agua residual y a la degradación de la materia orgánica dentro de la planta de tratamiento.

Uno de los problemas más significativos, o tal vez el más importante, y que está relacionado con el rechazo de la población a la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales, es la generación de los malos olores. Es por esto que el control de las fuentes de olores y de las tecnologías adquieren suma importancia al proponer soluciones y facilitar la instalación de estos sistemas de tratamiento básico.

Los malos olores en el tratamiento de las aguas residuales (TAR) proviene principalmente de la degradación de las aguas servidas, especialmente en los tratamientos anaerobios y en menor grado el aerobio. Debido al metabolismo de ciertas bacterias sulfato reductoras, el medio anaerobio es el más propenso a generar malos olores, sobre todo cuando el agua residual contiene altas concentraciones de sulfatos y sulfuros.

El impacto de los malos olores y de los aerosoles provenientes del TAR domésticas ha sido conocido desde hace tiempo atrás y en los últimos años se ha constituido como una de las principales preocupaciones en los sectores industriales y de salud puesto que los reclamos de la población cercana sectores se han incrementado considerablemente (Carducci *et al.*, 2000; Sheridan *et al.*, 2003). Dado ciertos factores como la invasión de malos olores en áreas habitadas, la preocupación por los derechos de la población a un ambiente saludable y la

INTRODUCCIÓN

implementación de mejoras en la legislación ambiental no es de sorprender que la minimización de las emisiones de olores en el TAR, especialmente las domésticas, se esté convirtiendo en un reto significativo en el ámbito del manejo de los recursos hídricos (Gostelow *et al.*, 2001; Canela *et al.*, 1998).

Este trabajo estuvo enfocado a la aplicación de un sistema biológico para el control de olores en una planta de tratamiento de aguas residuales de casa habitación. Se estudió el efecto en la agitación del material filtrante sobre la tasa de remoción de H₂S y sobre otros parámetros, utilizando una columna de biofiltración de gases empacada con composta. Igualmente se reportan los resultados de la operación de la microplanta de tratamiento (anóxica-aerobia) en conjunto con un filtro de lecho de raíces (wetland) y la desinfección en un tanque de almacenamiento. La efectividad operativa del biofiltro fue monitoreada con base en la remoción de H₂S, compuesto que contribuye en gran medida a la generación de malos olores y que fue tomado como gas patrón a tratar.

El concepto de la biofiltración de gases fue aplicado debido a que es una tecnología que no demanda costos excesivos de operación y de mantenimiento, además de ser eficiente para el control de emisiones de malos olores generados en el proceso de tratamiento biológico de aguas residuales domésticas.

1.1 OBJETIVOS

El presente trabajo tuvo los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL

Evaluar un sistema de control de olores en un sistema integral de tratamiento "in situ" para aguas residuales domésticas en una casa habitación.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar el funcionamiento de cada operación y proceso unitarios que conforman el sistema.

Caracterizar el arranque del biofiltro bajo condiciones convencionales y bajo condiciones de agitación del medio filtrante.

2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS



En este apartado se comentan las bases para llevar a cabo este trabajo. Se abordan los temas desde el tratamiento de las aguas residuales hasta los sistemas de biofiltración de gases.

2.1 Tratamiento de aguas residuales

Existe una gran variedad de operaciones y procesos unitarios para el tratamiento de agua residual. En este sentido, los contaminantes del agua residual pueden ser eliminados mediante procesos físicos, químicos y biológicos. Los métodos individuales de tratamiento se clasifican en operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios y procesos biológicos unitarios. Comúnmente estas operaciones y procesos unitarios son combinados en los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En las operaciones físicas se involucra la interacción de fuerzas físicas como la gravedad, las diferencias de cargas, de concentración y el tamaño. Ejemplos de estos son el cribado, la sedimentación, la flotación, la filtración y la transferencia de gases. Mientras que en los procesos químicos unitarios se lleva a cabo la transformación de contaminantes a través de la adición de reactivos químicos o bien a través de reacciones químicas donde no intervienen microorganismos. Y por último se encuentran los procesos biológicos en donde se involucra la actividad de microorganismos para la remoción y/o transformación de contaminantes.

2.1.1 Procesos biológicos

Los métodos biológicos son utilizados para la remoción de material biodegradable (soluble o coloidal) del agua residual. Básicamente, los contaminantes presentes en el agua residual son transformados por los microorganismos en materia celular, energía para su metabolismo y en otros compuestos orgánicos e inorgánicos. En el caso del agua residual doméstica, el objetivo principal es reducir el contenido orgánico y, en ciertos casos, los nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo.

Los procesos biológicos se dividen en 2 grupos; los anaerobios y los aerobios. El proceso anaerobio se caracteriza por tener una baja tasa de síntesis bacteriana, es decir, una baja producción de lodos de desecho, ya que el 90 % de la energía se encuentra en el metano producido, mientras que el 10 % restante se emplea para la síntesis celular. Por lo contrario, en el tratamiento aerobio, el 65 % de la energía es utilizada para la síntesis celular, por lo que hay una mayor generación de biomasa como lodo no estabilizado, cuyo tratamiento y disposición incrementa la dificultad técnica y el costo del tratamiento.

El proceso anaerobio es un productor de energía (CH_4), mientras que el aerobio es un consumidor de ésta en forma de agitación y de oxigenación. Sin embargo el proceso anaerobio es más sensible a cambios ambientales, requiere un mayor tiempo de arranque y alcanza calidades de agua tratada inferiores al proceso aerobio. El nivel de tratamiento requerido en un proyecto específico de aguas residuales dependerá de las características iniciales del agua a tratar así como de la calidad de agua requerida por el efluente tratado. El conocimiento de la naturaleza y de los constituyentes químicos y

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

biológicos del agua residual es esencial para el proyecto de las instalaciones de recolección, tratamiento y evacuación, dentro de una gestión de la calidad del medio ambiente.

El agua residual doméstica proviene principalmente de las zonas residenciales y conjuntos habitacionales en las cuales se hace uso de sanitarios, baños, cocinas, lavaderos y demás servicios. Aquí se pueden incluir hoteles, restaurantes, escuelas, etc. Este tipo de agua contiene principalmente materia orgánica biodegradable (proteínas, carbohidratos, grasas animales) así como microorganismos patógenos (como *Salmonella sp*; *Vibrio cholera*, *Staphilococcus aureus*) y sustancias inorgánicas como cloruros, amonio y nutrientes (Metcalf y Eddy, 2003). En la TABLA 2.1 se muestran las variaciones en la composición del agua residual doméstica típica.

TABLA 2.1 CONCENTRACIONES TÍPICAS DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

CONSTITUYENTE	CONCENTRACION FUERTE	CONCENTRACION MEDIANA	CONCENTRACION DEBIL
Demanda química de oxígeno, mg/L	1000	500	250
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L	400	220	110
Sólidos suspendidos totales, mg/L	350	220	100
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L	400	220	110
Nitrógeno total, mg/L	85	40	20
Nitrógeno orgánico, mg/L	35	15	8
Nitritos, mg/L	0	0	0
Nitratos, mg/L	0	0	0
Alcalinidad, como CaCO ₃ , mg/L	200	100	50
Grasas, mg/L	150	100	20

TOMADO DE: Metcalf y Eddy, 2003

El agua, al ser utilizada incorpora diversas sustancias en forma suspendida, coloidal o disuelta que contaminan y degradan su calidad o pureza. En la TABLA 2.2 se presentan los principales agentes contaminantes del agua, los parámetros utilizados para su medición, así como algunos impactos negativos que pueden causar.

TABLA 2.2 PRINCIPALES GRUPOS DE CONTAMINANTES DEL AGUA Y SUS EFECTOS

ANÁLISIS PRINCIPAL	CONTAMINANTE CONSIDERADO	EFECCIÓN
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Materia orgánica biodegradable	Abatimiento del oxígeno disuelto en cuerpo receptor. Crecimiento incontrolable de microorganismos.
Demanda química de oxígeno (DQO)	Materia orgánica en general	Mismos que DBO. Acumulación en cuerpo receptor. Riesgos de toxicidad.
Carbón orgánico total (COT)	Materia en suspensión sedimentable y no sedimentable.	Sedimentación y asolvamientos en cuerpos receptores. Digestión y liberación de materia orgánica e inorgánica.
Sólidos suspendidos totales (SST)		
Volátiles (SSV) y fijos (SSF)		
Varios	Compuestos tóxicos (metales pesados)	Impacto a la salud humana y a la flora y fauna del cuerpo receptor (alta toxicidad, carcinogénicos o mutagénicos)
Nitrógeno total Kjeldhal (NTK), nitratos y nitritos (NO ₃ , NO ₂), fósforo total (Pt), ortofosfatos (PO ₄ ³⁻)	Nitrógeno y fósforo	Nutrientes que provocan eutroficación en cuerpos de agua. Contaminación de acuíferos.
Grasas y aceites	Grasas y aceites	Acumulación en drenajes y cuerpos de agua. Reducen la transferencia de oxígeno a los cuerpos de agua. Contaminación visual.
Sólidos totales fijos (STF)	Sales inorgánicas	Restringen el uso de agua tratada
Coliformes fecales y huevos de helmintos	Patógenos	Transmisión de enfermedades gastrointestinales.

TOMADO DE: Noyola, 1999

2.1.2 Tratamiento “in situ” de aguas residuales domésticas

En la mayoría de los países en desarrollo existe el grave problema de la recolección, tratamiento y evacuación inadecuada de las aguas residuales domésticas generadas en los centros urbanos así como en las áreas rurales. En este contexto de escasos recursos económicos los países de la región latinoamericana y del caribe enfrentan un rezago histórico en materia de servicios, en particular los relacionados con el saneamiento básico y de salud. En el caso de abastecimiento de agua potable la cobertura del servicio es re

municipales y domésticas es aún muy limitado, puesto que solo se trata el 15 % del caudal captado por los sistemas de alcantarillado (Noyola, 2003).

En dichos lugares, al no contar con servicio de drenaje convencional, una gran cantidad de aguas residuales son evacuadas sin ningún control en las inmediaciones de áreas habitadas. Para el control de las descargas líquidas de tipo doméstico existe la opción de sistemas alternativos de tratamiento. Estos sistemas de tratamiento pueden ser unidades compactas de tratamiento, ensambladas parcial o totalmente en el sitio de ubicación de la planta, sin equipo grande o complicado, denominadas plantas paquete, las cuales están orientadas al tratamiento inmediato después de la evacuación de las aguas residuales servidas; de ahí su denominación "in situ".

A través de los años el tratamiento de las aguas residuales ha seguido un esquema de tipo centralizado, es decir, que el concepto tradicional se basa en la recolección y tratamiento de las aguas servidas que son llevadas a un sistema de tratamiento central, en donde se necesita un espacio grande para las instalaciones y los costos de operación y de mantenimiento tienden a ser altos, así como el requerimiento de operadores especializados (EPA, 1999). Los países desarrollados cuentan con sistemas centralizados de colección y tratamiento de aguas residuales, en los cuales se han alcanzado altos estándares en la calidad del agua tratada. En la Figura 2.1 se ilustra el concepto del tratamiento centralizado, el cual normalmente consiste en un sistema de drenaje que colecta aquellos flujos provenientes de casas habitación, comercios, pequeñas instituciones y escuelas para llevarlas a la planta de tratamiento ubicada en los límites de la ciudad o población.

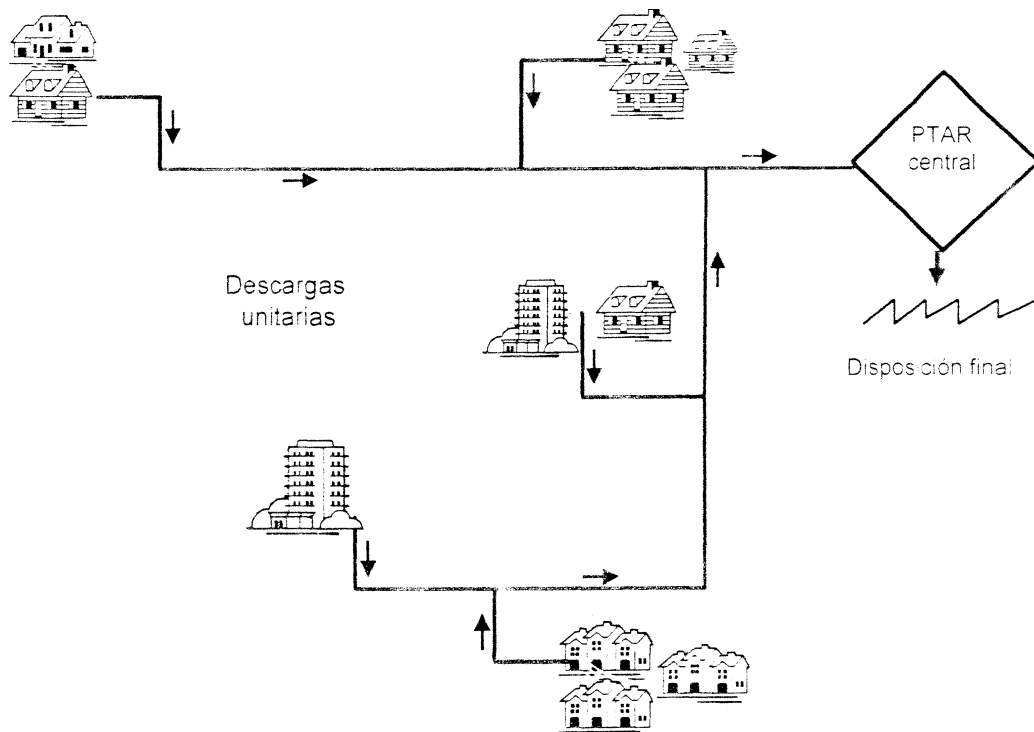


Figura 2.1. Esquema del sistema de tratamiento centralizado

Por otra parte el agua que es generada en cada casa habitación, escuela, hospital o pequeña industria, puede ser tratada en el punto de origen de la descarga por un sistema de tratamiento descentralizado. Este concepto refiere a que el agua residual llega a la planta para ser tratada de manera "in situ".

Combinar las aguas residuales de diferentes calidades y diferentes cantidades en el drenaje no es una opción viable desde el punto de vista costo-ambiente, por lo que la utilización de sistemas descentralizados están siendo considerados de manera importante (Yung *et al.*, 1997), dentro de un esquema de manejo sostenible del agua, tanto en países desarrollados como en países en vías de desarrollo.

En la Figura 2.2 se esquematiza el sistema descentralizado para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico.

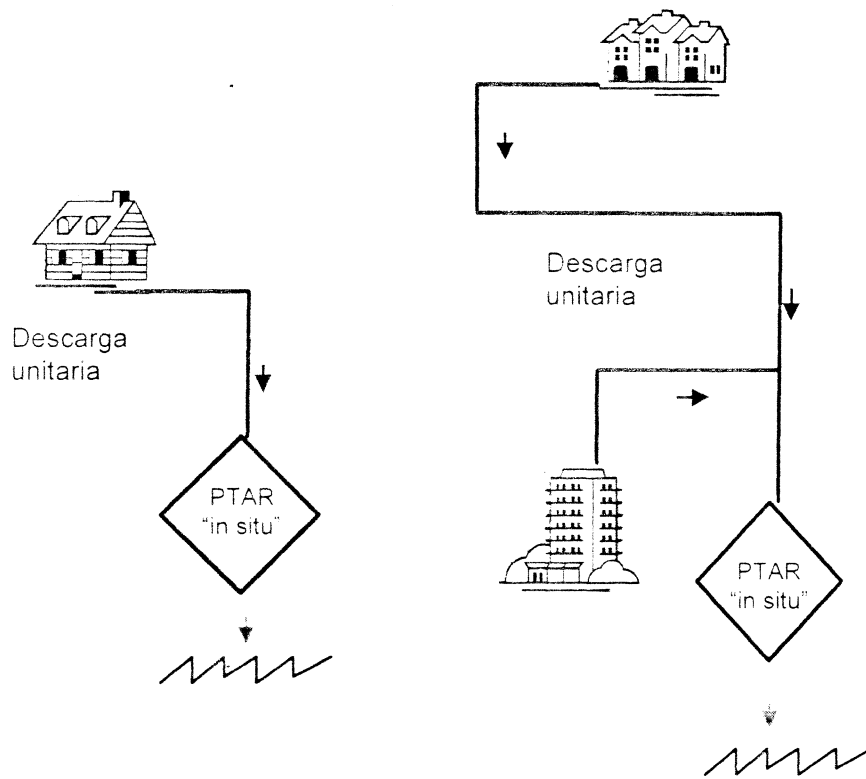


Figura 2.2. Esquema del sistema de tratamiento descentralizado.

En este concepto la inversión requerida para la colección de aguas servidas disminuye considerablemente, ya que no se requiere la instalación de largas tuberías y estaciones de bombeo que conecten a la planta de tratamiento y los fallos que se pueden presentar no llevarían al colapso del sistema (Wilderer y Schreff, 2000). Además se ha demostrado que la contaminación disminuye considerablemente cuando los efluentes de pequeñas plantas de tratamiento "in situ" son descargados en las inmediaciones de los núcleos poblacionales, en

especial en ciertos tipos de subsuelos (Geenens y Thoeve, 2000). En estos casos, la descarga de los efluentes puede ser infiltrada en el terreno, demostrándose que la DQO remanente puede ser eliminada hasta en un 100% a través de una profundidad de suelo entre 60 y 120 cm (Kunst, 2000).

2.1.2.1 Plantas de tratamiento “in situ” de aguas residuales

En el mercado hay una gran variedad de plantas paquete, enfocadas al tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico, que si bien en algunos casos trabajan eficientemente, en otros no consideran factores que ayuden a tener un tratamiento “in situ” ideal.

Estos sistemas de tratamiento son llevados a cabo por medio de la instalación de unidades compactas de tratamiento, ensambladas parcial o totalmente en el sitio de ubicación de la planta, sin equipo grande o complicado, denominadas plantas paquetes, las cuales están orientadas al tratamiento inmediato después de la evacuación de las aguas residuales servidas, de ahí su denominación “in situ”.

El manejo descentralizado del agua puede ser la respuesta en zonas con limitada infraestructura. El tratamiento y reúso “in situ” deja vislumbrar amplias expectativas de un manejo racional del recurso hídrico, de tal manera que se fomenten actividades que ayuden a tener un desarrollo sustentable del agua (Wilderer y Schreff, 2000) como a las que a continuación se mencionan.

- Ahorro en el consumo de agua potable.
- Disminución de la contaminación en el sitio de producción.
- El riego de áreas verdes.
- La infiltración en suelos adecuados.
- Retorno para recarga de acuíferos.

El tratamiento “in situ”, dentro del medio mexicano, deberá de cumplir con las siguientes características:

- Que la planta de tratamiento posea dimensiones que permitan su instalación y operación a nivel unifamiliar y con márgenes de crecimiento en caso de incremento en el gasto domiciliario.
- Que la planta sea económica en su inversión y sobre todo en los recursos destinados a su operación y mantenimiento.
- Que opere con eficacias tales que cumpla con la normatividad vigente.
- Que el mantenimiento preventivo y correctivo, en caso de ser necesarios, sean efectuadas por los propios usuarios.
- Que la planta de tratamiento no provoque molestias al usuario en relación con ruido, proliferación de insectos y de malos olores

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

La mayoría de las plantas paquete comerciales utilizan al proceso aerobio, como el sistema lodo activado y el filtro percolador. lo cual en la mayoría de los casos eleva sus precios de venta en el mercado de una manera considerable debido al consumo de energía por un lado, y por otro a que al ser de procedencia extranjera son caras de tal forma que cuando el servicio de mantenimiento y/o reparaciones son necesarias el usuario depende del personal calificado y de las partes de repuesto importadas (Márquez, 1997).

El prototipo de planta de tratamiento y control de olores "*in situ*" que se evaluará en este trabajo, se espera que supere las características de las plantas existentes en el mercado, ya que utiliza procesos biológicos combinados para tener un efluente de calidad y con bajo contenido de nitrógeno, buscando un bajo costo de mantenimiento y operación.

En algunas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se anexa una unidad para dar un pulimento al efluente del sistema con la finalidad de remover aquellos contaminantes remanentes. Algunos autores recomiendan la instalación de un filtro artificial de lecho de raíces (Huang *et al.*, 2000; Ayaz y Akca, 2001) también conocido como wetland sistema que tuvo sus inicios en Alemania a principios de los 70's y tuvo una aceptación tal que pronto se expandió a otros países. La clave del wetland es que un lecho de raíces de plantas, que generalmente pertenecen al género *Phragmites* y *Thypha*, conocidos comúnmente como carrizos y tules respectivamente, proporciona una vía o ruta hidráulica a través de la cual fluye el agua a tratar. Esta zona se llama rizósfera y es el espacio entre los rizomas, las raíces y el suelo circundante. Estas plantas aportan el oxígeno atmosférico a la rizosfera a través de las hojas, tallos y rizomas de estas plantas. El agua residual se trata así aeróbicamente por la actividad bioquímica microbiana en la rizósfera, y anaerobicamente en el suelo circundante. Las mayores ventajas sobre otros procesos son su bajo costo, fácil instalación y mantenimiento.

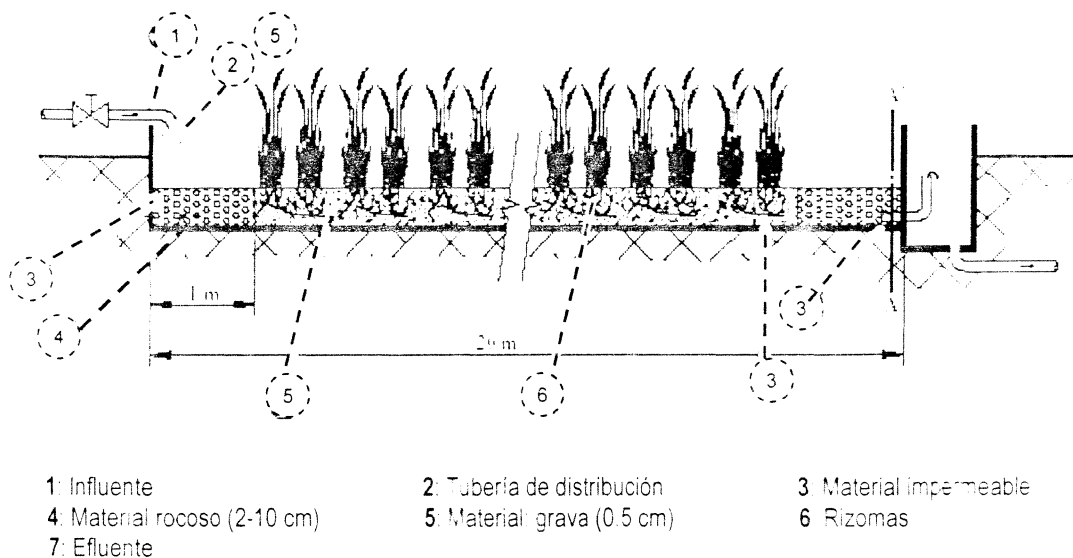


Figura 2.3. Esquema de un filtro de lecho de raíces (wetland).

2.2 Generación de malos olores en plantas de tratamiento.

El impacto de los malos olores provenientes de los sistemas de tratamiento de aguas residuales se han conocido desde hace tiempo. En este sentido, Sullivan (1969), reportó que los malos olores eran principal preocupación de la población cuando se hablaba del tratamiento de aguas residuales. En los últimos años, la preocupación por los derechos de la población a un ambiente saludable, asociada a la implementación de mejoras en la legislación ambiental se ha incrementado, ha conducido hacia la minimización de las emisiones de olores en el TAR, especialmente las domésticas, lo cual se ha convertido en uno de los retos más significativos en el ámbito del manejo de los recursos hídricos (Stuetz *et al.*, 1999; Sironi y Botta, 2001; Tri-Tugaswati, 1993). Recientemente, Gostelow *et al.*, (2001) mencionan que en un tren de tratamiento completo, las unidades que mayormente se identifican como fuentes potenciales de malos olores son el desarenador y el digester anaerobio; es así que el 17 % de las PTAR reportan al desarenador como una fuente potencial en la generación de malos olores seguida del digester anaerobio en el 26 % de los casos (Figura 2.4). Los tanques sépticos han sido identificados como fuentes de malos olores en algunos trabajos (Hobson, 1995; Vicent y Hobson, 1998; Kularatne *et al.*, 2003).

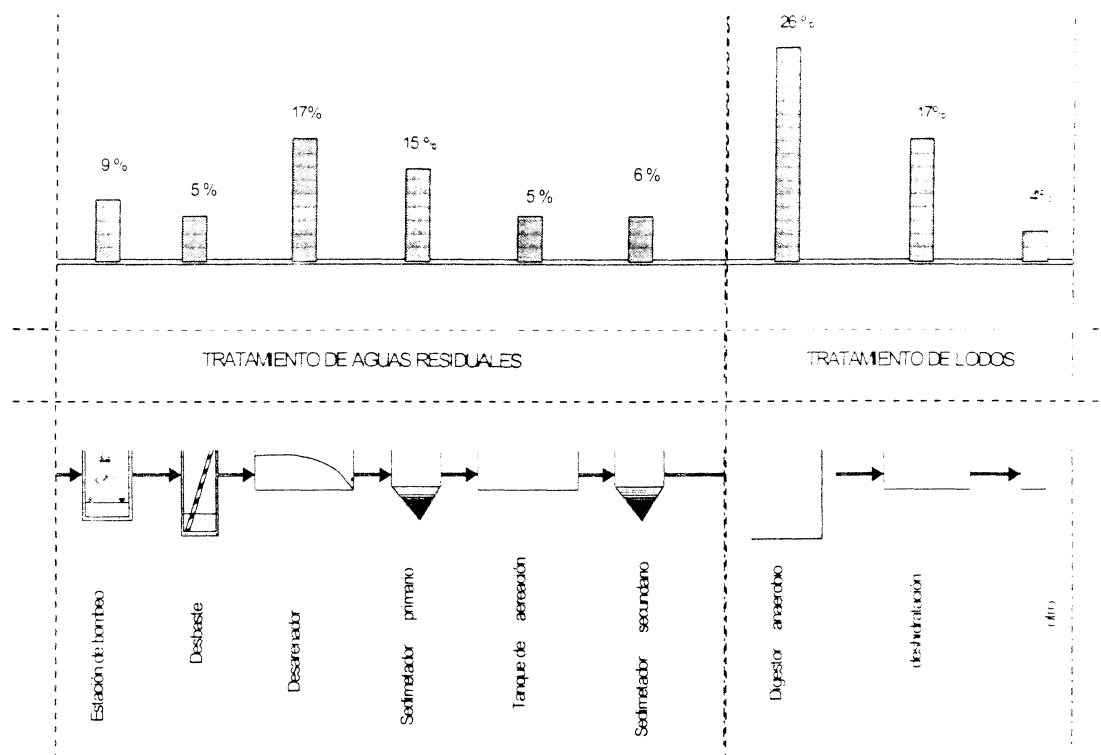


Figura 2.4 Principales fuentes de olores en una planta de tratamiento. (Gostelow *et al.*, 2001)

La generación de sulfuros es uno de los principales problemas presentes durante la transportación y colección de las aguas residuales debido a su olor desagradable y características de corrosión (Muezzinoglu *et al.*, 2000). Algunos autores han enfocado sus esfuerzos en predecir la formación de H_2S en las líneas de colección y transporte del agua (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975.). El problema se agudiza en zonas con climas relativamente calurosos.

Cuando la velocidad del agua en el sistema de recolección es baja (cerca de 0.5 m/s) puede darse la sedimentación de sólidos suspendidos y como consecuencia dar lugar a las transformaciones químicas y bioquímicas responsables de la producción de H_2S . Incluso en la transportación de agua ya tratada y procedente de una planta de tratamiento, a través de una tubería de por lo menos 20 km de longitud para ser reusada en riego, la producción de H_2S puede ser significativa en los primeros 500m., a pesar de la cantidad de materia orgánica medida como DQO_{total} sea baja (120 mg DQO_t / L), pues a pocos minutos de recorrido ya prevalecen condiciones anaerobias (Deigado *et al.*, 1999; Palmer *et al.*, 2000). Además, las plantas de tratamiento representan una fuente importante de aerosoles, particularmente aquellas unidades que cuentan con mecanismos de agitación donde se propicia la aireación, situación que también es de preocupación para la ingeniería ambiental.

En la Tabla 2.3 se mencionan los compuestos asociados en los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales.

TABLA 2.3 COMPUESTOS ASOCIADOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO

CLASE	COMPUESTO	FORMULA	CARÁCTER	
Azufrado	Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	Huevo podrido	
	Sulfuro dimetil	(CH ₃) ₂ S	Eter	
	Sulfuro dietil	(C ₂ H ₅) ₂ S	Vegetales en descomposición	
	Sulfuro difenil	(C ₆ H ₅) ₂ S	Plástico quemado	
	Sulfuro dialil	(CH ₂ CHCH ₂) ₂ S	Ajo en descomposición	
	Sulfuro de metilo	Me ₂ S	Putrefacción	
	Carbon de disulfuro	CS ₂	Vegetales en descomposición	
	Disulfuro dimetil	(CH ₃) ₂ S ₂	Putrefacción	
	Metil mercaptano	CH ₃ SH	Ajo y col en descomposición	
	Etil mercaptano	C ₂ H ₅ SH	Col en descomposición	
	Propil mercaptano	C ₃ H ₇ SH	Descomposición	
	Butil mercaptano	C ₄ H ₉ SH	Descomposición	
	tButyl mercaptano	(CH ₃) ₃ CSH	Descomposición	
	Alil mercaptano	CH ₂ CHCH ₂ SH	Ajo en descomposición	
	Crotil mercaptano	CH ₃ CHCHCH ₂ SH	Rancio, húmedo	
	Benzil mercaptano	C ₆ H ₅ CH ₂ SH	Descomposición	
	Tiocresol	CH ₃ C ₆ H ₄ SH	Rancio húmedo	
	Tiofenol	C ₆ H ₅ SH	Podrido y nauseabundo	
	Dioxido de azufre	SO ₂	Irritante y descomposición	
	Nitrogenado	Amonio	NH ₃	Rancio y picante
		Metilamina	CH ₃ NH ₂	Pescado
		Dimetilamina	(CH ₃) ₂ NH	Pescado
		Trimetil amina	(CH ₃) ₃ N	Amonio y pescado
Etilamina		C ₂ H ₅ NH ₂	Amonio	
Dietil amina		(C ₂ H ₅) ₂ NH ₂	---	
Trietil amina		(C ₂ H ₅) ₃ N	----	
Diamina		NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Carne en descomposición	
Piridina		C ₅ H ₅ N	Irritante y desagradable	
Indole		C ₈ H ₇ NH	Fecal y nauseabundo	
Eskátole		C ₈ H ₉ NH	Fecal y nauseabundo	
Ácidos		Acético	CH ₃ COOH	Vinagre
		Butirico	C ₃ H ₇ COOH	Rancio y sudor
	Valérico	C ₄ H ₉ COOH	Sudor	
Aldehidos y cetonas	Formaldehído	HCHO	Asfixiante	
	Acetaldehído	CH ₃ CHO	Frutas	
	Butiraldehído	C ₃ H ₇ CHO	Rancio y sudor	
	Isobutiraldehído	(CH ₃) ₂ CHCHO	Frutas	
	Isovaleraldehído	(CH ₃) ₂ CHCH ₂	Frutas	
	Acetona	CH ₃ COCH ₃	Frutas y dulces	
	Butanoato	C ₂ H ₅ COCH ₃	Manzanas	

Modificado de: Gestelow *et al.*, 2001, y Zwart y Kuenen, 1992; Zhu, 2000.

2.3 Características de H₂S

Las emisiones gaseosas con compuestos azufrados provienen de dos tipos de fuentes, las naturales y las antropogénicas. Las primeras resultan en parte de la actividad volcánica y de la evaporación de las aguas oceánicas en donde se lleva a cabo la reducción química del SO₄²⁻ por medio del hierro que se da en las áreas basálticas de los océanos donde se encuentran sistemas hidrotermales (Kelly y Smith, 1990; De Bo *et al.*, 2002). De manera global en el ambiente marino el dimetil sulfuro (Me₂S) es el que más predomina y se forma por el rompimiento enzimático del dimetil beta propiothetina por algunas especies de algas.

El H₂S es emitido a la atmósfera en cantidades considerables debido a diversas actividades comerciales e industriales, tales como: la industria petroquímica, la alimenticia, la del procesamiento fotográfico, la del papel, la de los ingenios azucareros y la del tratamiento del gas natural (Ergas y McGrath, 1997; Park *et al.*, 2002)

El sulfuro de hidrógeno en la atmósfera proviene de la reducción desasimilatoria del sulfato, el cual se lleva a cabo en ambientes anaerobios ricos en materia orgánica. Otras fuentes de H₂S se deben al catabolismo de compuestos orgánicos azufrados por microorganismos heterotróficos, al metabolismo asimilatorio del azufre y a la reducción química del sulfato presente en los mares.

El H₂S posee las siguientes características (Martin y Laffort, 1991; Meeyoo *et al.*, 1998; Deloraine *et al.*, 1995): Gas inflamable y venenoso perceptible en el aire a concentraciones de 0.02-0.13 ppmv. Es un gas altamente tóxico y puede ser fatal. La exposición del ser humano al H₂S a bajas concentraciones puede causar dolores de cabeza, náusea e irritación de ojos y garganta así como rinitis, queratoconjuntivitis, fotofobia, tos intensa y bronconeumonía (Eto *et al.*, 2002). La exposición a altas concentraciones puede causar parálisis del sistema respiratorio que resulta en la pérdida del conocimiento y la muerte. Concentraciones de H₂S que exceden el 0.2% (2000 ppmv) pueden ser fatales en seres humanos a una exposición de pocos minutos. El H₂S es también corrosivo y ataca a diferentes materiales (hierro, cobre, cemento etc.), también se ha visto que afecta de manera importante en la industria electrónica al darse la corrosión en las zonas de contacto eléctrico hechas con cobre (Tran *et al.*, 2003). La corrosión biogénica por ácido sulfúrico se encuentra regularmente en las alcantarillas y albañales; varios autores han referido a la corrosión como un problema grave en PTAR (Heuver y Kaskens, 1993; Monteny *et al.*, 2000).

La presencia de H₂S molecular llevará a la formación de malos olores por lo que éstos serán altamente dependientes del pH: a un pH de 7, el 50 % se encuentran en esta forma; por lo tanto las condiciones ácidas propiciarán problemas de olores, mientras que las condiciones básicas las inhibirán o limitarán.

En la Figura 2.5 es posible observar que prácticamente la totalidad del S se encuentra como H₂S a un pH por debajo de 6. La fuerza motriz para el transporte del H₂S del líquido al gas es la diferencia en la presión parcial del H₂S al equilibrio con el líquido y la que en realidad hay en el

gas. Cuando el H₂S es transferido a la fase gas, el equilibrio de disociación entre el H₂S y el HS⁻ es favorecido a la formación de más H₂S. El equilibrio o la concentración de gas disuelto en un líquido es función del tipo de gas y de la presión parcial del gas adyacente al líquido. La relación entre la presión parcial del gas en equilibrio con el líquido y la concentración del gas en el líquido (a concentraciones bajas) está descrita por la ley de Henry (Al-Haddad 1996; Morgan-Sagsatume *et al.*, 2001) representada por:

$$P = H \cdot X \quad (\text{ecuación 1})$$

donde,

P: presión parcial del gas en la mezcla gaseosa, atm

H: constante de la ley de Henry del sistema gas / agua, $\frac{\text{atm (mol gas/mol aire)}}{\text{mol gas/mol aire}}$

X: fracción molar del gas disuelto al equilibrio en el agua: $x = \frac{\text{mol}_{\text{gas}}}{(\text{mol}_{\text{gas}} +$

mol H₂O)

*mol*_{agua}: 55.6 g mol / L

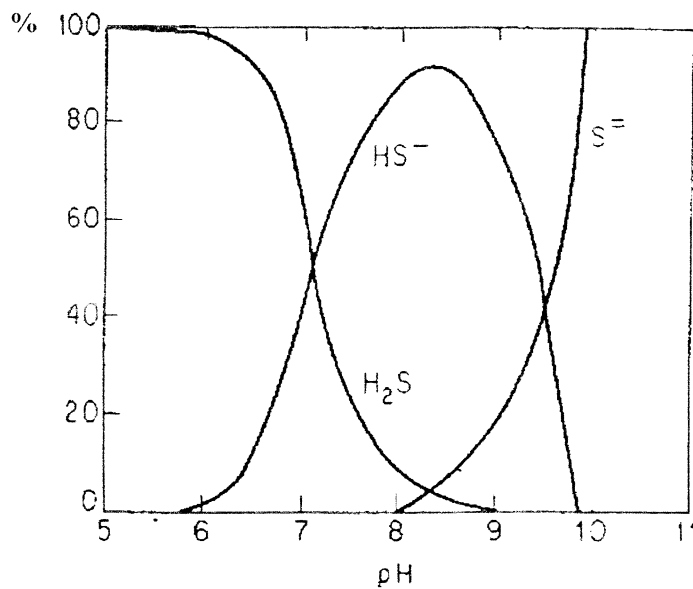
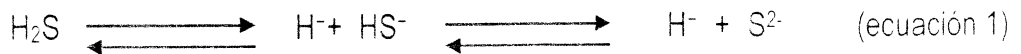


Figura 2.5 Distribución de especies del sulfuro de hidrógeno en función del pH

El sulfuro de hidrógeno es un ácido débil que se disocia de acuerdo a la constante de disociación (Abbott, 1993):

$$pK_{a1} = 7.04$$

$$pK_{a2} = 12.89$$



La forma más reducida del azufre, el sulfuro tiene una alta demanda de oxígeno, 2 mol O_2 / mol S^0 , por lo que puede causar el agotamiento del O_2 en los cuerpos de agua (Syed y Henshaw, 2003).

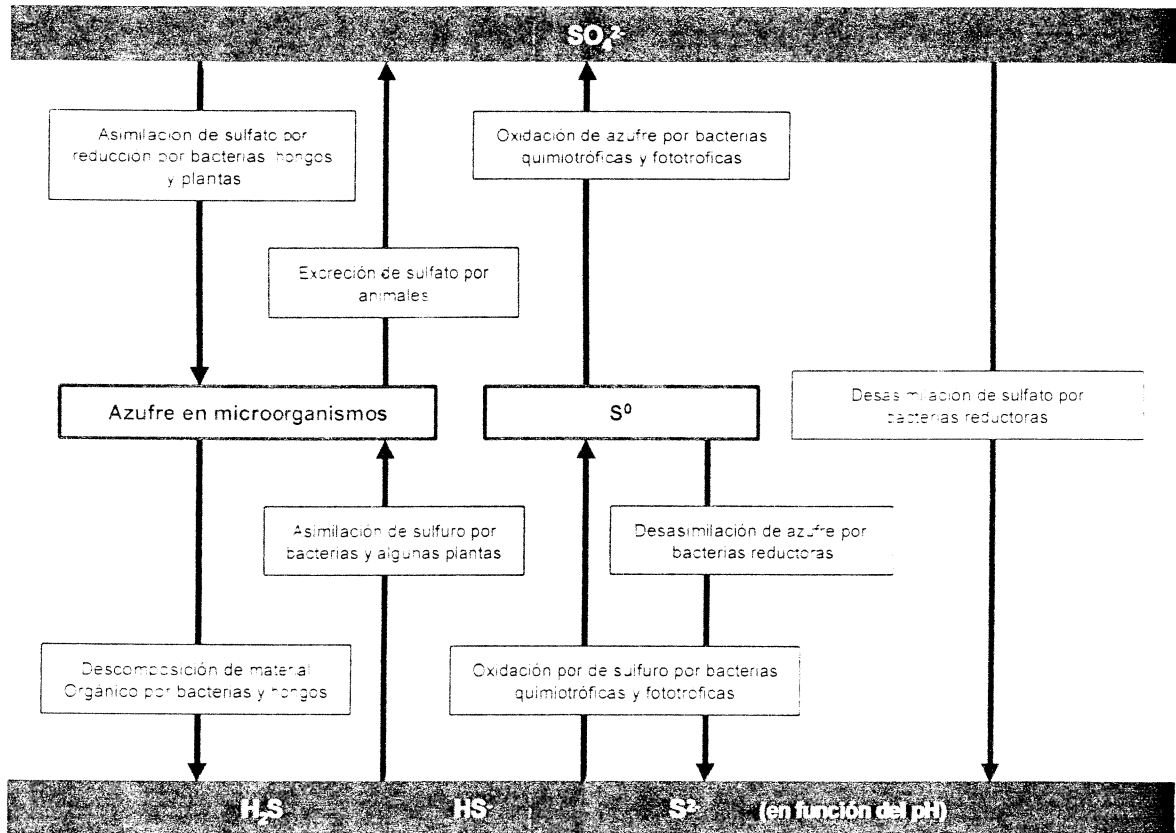


Figura 2.6. Ciclo biológico del azufre. (Adaptado de: Fisher, 1984., y Madigan, *et al.*, 1998)

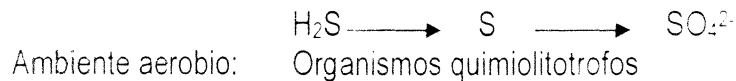
Cuando se suministra una fuente de oxígeno, los microorganismos consumen las especies iónicas de sulfuro para transformarlos en especies de azufre sin olor.

El tratamiento de H_2S se basa en el ciclo del azufre en la naturaleza. El azufre circula permanentemente en la naturaleza debido a su continua oxidación y reducción así como a los procesos de asimilación y desasimilación (ver Figura 2.6).

Las plantas y muchos de los organismos aerobios (bacterias, hongos y otros) llevan a cabo la asimilación de SO_4^{2-} a través de su reducción con fines de biosíntesis, mientras que la desasimilación la ejecutan para la obtención de energía para su metabolismo.

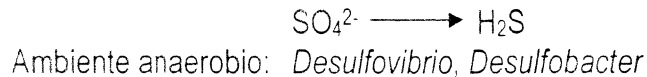
Es así que las diferentes rutas de transformación son de las siguientes maneras.

- Oxidación sulfuro / azufre



Ambiente anaerobio: Algunos quimiolitotrofos, fototrofos

- Reducción de sulfato



- Reducción de azufre



Ambiente anaerobio: *Desulfomonas* entre otras

Respecto a la clasificación de los tratamientos existentes para la eliminación de H₂S, compuestos orgánicos volátiles (COV's) y en general de compuestos que generan malos olores se encuentran los tratamientos fisicoquímicos como la absorción, adsorción, oxidación térmica; dentro del tratamiento biológico se encuentran 3 sistemas principales que son el filtro percolador, el biolavador y el biofiltro.

Los procesos de eliminación biológica presentan ciertas ventajas sobre los métodos fisicoquímicos, particularmente para el tratamiento de efluentes gaseosos con bajas concentraciones (Sene, *et al.*, 2002; Spigno, *et al.*, 2003), donde los demás métodos, para tratar eficientemente estos flujos requieren de altos costos de operación.

2.4 Sistemas biológicos para el tratamiento de gases contaminados

El uso de biotecnologías para el tratamiento de gases contaminados ha crecido significativamente en los últimos años debido a su habilidad para transformar los contaminantes o compuestos indeseados, transfiriéndolos de la fase gaseosa a una líquida, a compuestos inocuos, no agresivos al medio ambiente (Harshman y Barnette 2000). A nivel mundial hay un amplio rango de herramientas biotecnológicas disponibles para el tratamiento de gases provenientes de las plantas de composteo, de procesos industriales así como de plantas de tratamiento de aguas residuales (Accortt *et al.*, 2001), sin embargo a nivel nacional y regional esta tecnología es prácticamente inexistente., situación que concuerda con lo encontrado por Ramírez-López *et al.* (2003) y Cohen (2001) donde la biofiltración de gases no esta siendo desarrollada en Latinoamérica como en EU, Canada o Europa, la principal razón, probablemente sea la ausencia de una tecnología específica.

En este tipo de bioreactores para el tratamiento de gases de desecho, los contaminantes al difundirse en la fase líquida donde existen microorganismos se degradan a productos como CO₂ y H₂O y minerales, ver Figura 2.7.

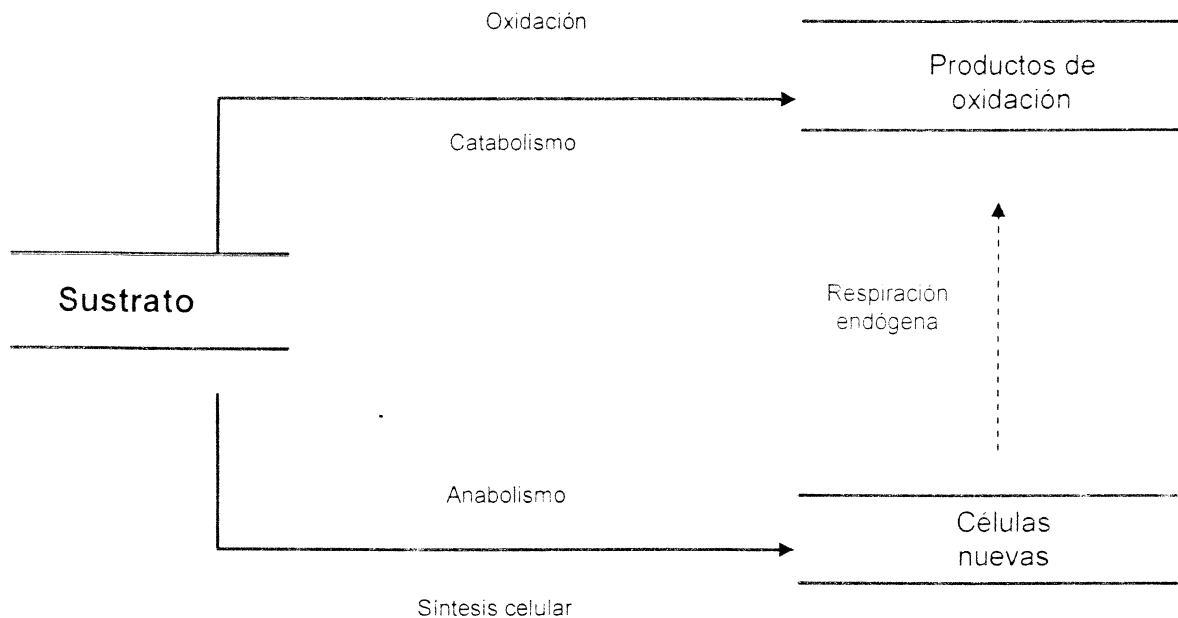


Figura 2.7. Utilización del sustrato en un proceso microbiano

A lo largo del proceso parte de estos compuestos son transformados a nuevo material celular. Los microorganismos son conocidos por jugar un importante rol en los ciclos geo y biogeoquímicos al mineralizar compuestos como los biopolímeros y los xenobióticos (Lie, *et al.*, 1998). El proceso de transformación se describe a través de



2.4.1 Filtro percolador o de lecho escurrido

En esta unidad, el flujo de aire contaminado, con sustancias fácilmente biodegradables, pasa a través de un consorcio de microorganismos que se encuentran adheridos a un medio de soporte con una alta área superficial. Los compuestos son transferidos a una fase acuosa en donde son degradados aeróbicamente por la biopelícula presente. En los filtros percoladores es necesario contar con un sistema de recirculación de agua para proporcionar el medio de absorción así como humedad en el material filtrante y el suministro continuo de una solución nutritiva y mineral puesto que el soporte es hecho de material inerte. En la Figura 2.8 se muestra el arreglo típico para este sistema

Este material de soporte estructurado es comúnmente manufacturado con materiales como plástico, cerámica, carbón activado.

En el esfuerzo de maximizar la capacidad de eliminación de contaminantes al añadir nutrientes para proporcionar y mantener un proceso activo de crecimiento celular se puede incurrir en el problema de sobresaturación de biomasa y al darse éste se presentan las condiciones de taponamiento e incremento en la caída de presión en el filtro percolador, reto que deben de enfrentar los diseños (Cox y Deshusses 1998). Cox *et al.*, (1998), encontraron tasas de acumulación de biomasa entre 3.1 y 9.8 kg / m³ reactor / d con un decaimiento en la tasa de remoción de 40 a 20 g tolueno / m³ / d en tan solo 3 meses. Se cree que la principal causa de falla en la capacidad de eliminación es la acumulación de biomasa (Alonso, *et al.*, 1997)

Para el tratamiento de contaminantes como hidrocarburos halogenados, H₂S y amoníaco los cuales producen metabolitos ácidos y alcalinos, el filtro percolador facilita su control y evita su acumulación en el sistema. También otros compuestos de interés general como el éter di-etil y el metil terbutyl eter (MTBE) usados como aditivos en las gasolinas, fueron recientemente reportados como susceptible a la biodegradación por estos sistemas (Fortín y Deshusses, 1997).

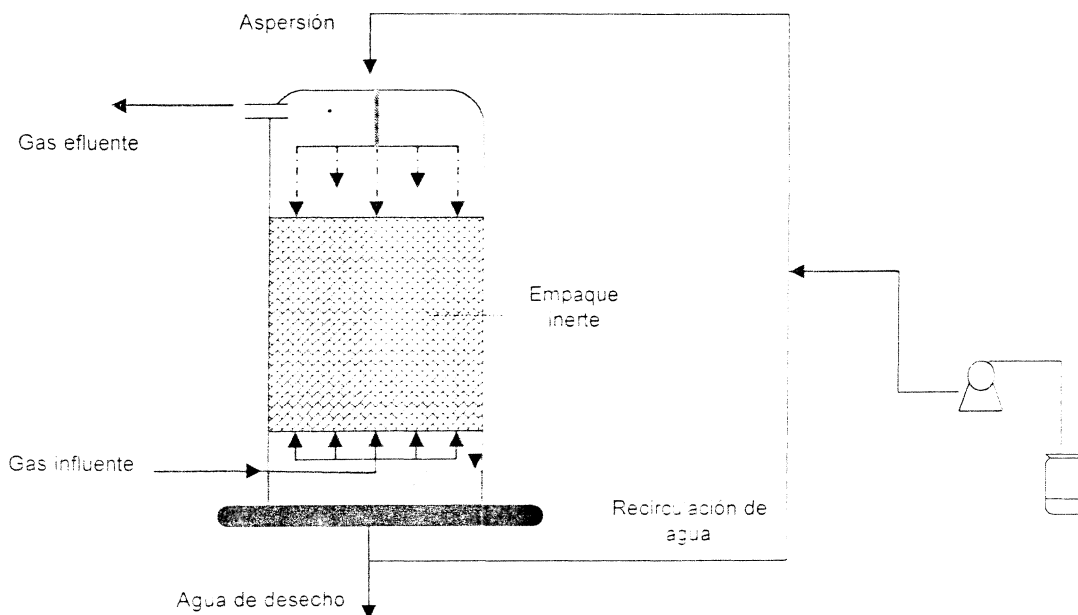


Figura 2.8. Esquema de un filtro percolador o de lecho escurrido.

Algunos factores que afectan la remoción de contaminantes del gas son el tipo de contaminante, el material de soporte y su configuración, el patrón del flujo del gas y del líquido, la tasa de recirculación del líquido, la adición de nutrientes (Yeom y Yoo 1999) y el pH (Choug y Huang, 1997; Moe e Irvine, 2001). En la Tabla 2.4 se amplían las ventajas y desventajas.

TABLA 2.4 CARACTERÍSTICAS EN LOS FILTROS PERCOLADORES.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
Diseño simple y flexible	Criterios de diseño todavía en desarrollo.
Bajo costo de operación y mantenimiento.	La disolución del gas a la fase líquida es un paso limitante, por lo que se necesitan tiempos de residencia largos.
Puede tratar hasta 500 ppmv de H ₂ S.	El medio de soporte se necesita reemplazar con regularidad.
	Se necesita recircular el flujo de gas.
	Remoción de H ₂ S del 60 % aproximadamente.
	Fácil acumulación de la biomasa en el material filtrante, se reduce el área superficial y se incrementa la caída de presión.
	Susceptible a la corrosión de sus componentes.

TOMADO DE: Burgess *et al.*, 2001

2.4.2 Biolavador

Sistema que mejora el tratamiento de aire viciado, COV's y compuestos de azufre (Darlington, *et al.*, 2000). En primera instancia, en estos sistemas, el gas entra en contacto con agua en una torre de aspersión empacada con material inerte en donde serán absorbidos o disueltos en el agua los compuestos indeseables en el gas. El agua con los componentes disueltos es tratada aeróbicamente para su biodegradación en un sistema anexo (por ejemplo los lodos activados). En la Figura 2.9 se esquematiza el arreglo típico para estos sistemas. En este sistema se da el fenómeno de absorción de los compuestos en una fase líquida dentro de la columna de intercambio gas / líquido.

En los biolavadores el agua es una fase móvil que permite un mejor control de las condiciones de reacción tales como la adición de nutrientes y disoluciones tampón, temperatura, pH y fuerza iónica.

TABLA 2.5 CARACTERÍSTICAS EN LOS BIOLAVADORES.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
El proceso es mejor controlado. Temperatura, nutrientes, pH, eliminación de metabolitos tóxicos.	Remoción solo de contaminantes altamente solubles (coeficientes de solubilidad pequeños).
Remoción de metabolitos tóxicos productos de la degradación de contaminantes.	Crecimiento bacteriano tiene que ser controlado para mantener una buena eficiencia de tratamiento.
Fácil control sobre la composición del medio líquido. La unidad de proceso es de fácil control.	
La aclimatación de la biomasa provee una eficiente degradación de los contaminantes.	

TOMADO DE: Burgess *et al.*, 2001; Tanaka 2002

El biolavador presenta ciertas ventajas sobre los biofiltros y los filtros percoladores (ver TABLA 2.5). El proceso es más fácilmente controlado porque algunos parámetros críticos como el pH, temperatura, nutrientes y la remoción de productos metabólicos pueden ser modificados en la fase líquida del sistema. Sin embargo los requerimientos para la disolución de los contaminantes en un corto tiempo en la columna de absorción son grandes debido al tiempo de retención que son generalmente de segundos a minutos, además de que algunos gases son de bajo grado de solubilidad. Los biolavadores son menos populares que los biofiltros.

Debido a la acumulación de biomasa en la columna a los que están predispuestos estos sistemas, la caída de presión se incrementa y consecuentemente sus costos de operación y al mismo tiempo la remoción de contaminantes se ve afectada principalmente por la reducción del área para la transferencia de masa. Al respecto varios trabajos se han realizado enfocando sus objetivos a la disminución del crecimiento bacteriano por medio de la limitación de nutrientes (Hekmat, *et al*; 1997; Weber y Hartmans, 1996), de la adición de NaCl con concentraciones limitantes para el crecimiento bacteriano (Van Lith y Ottengraf, 1994) y de establecer una operación discontinua con periodos de ayuno (Farmer *et al.*, 1995). Cox y Deshusses (1999) experimentaron la reducción del exceso de biomasa por medio de la predación de protozoarios. También la reducción de la biomasa es posible mediante el incremento del tiempo de retención celular (mantenimiento energético) y limitando el suministro de nutrientes para el crecimiento (Burgess, *et al.*, 2001).

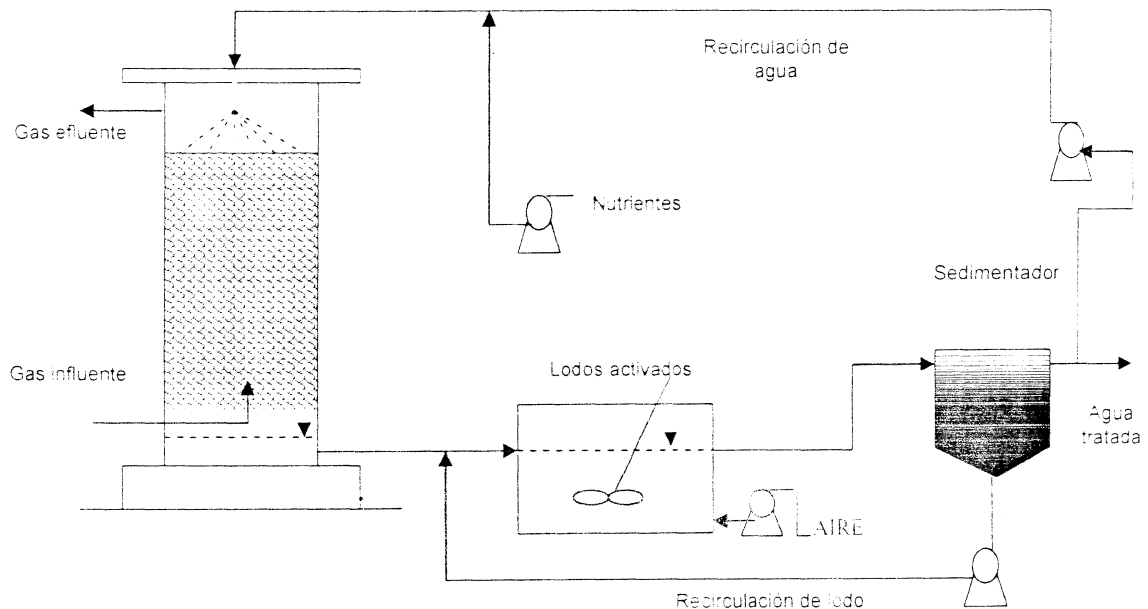


Figura 2.9. Esquema de un biolavador.

2.4.3 Biofiltro

La biofiltración consiste en el paso del gas a través de un lecho empacado biológicamente activo, donde los contaminantes son absorbidos y degradados biológicamente por la población microbiana transformándolos a CO₂, agua y nuevo material celular.

El principal componente del biofiltro es el medio biológico filtrante, en donde los compuestos indeseables en el aire, en primera instancia, son absorbidos y adsorbidos para que puedan ser degradados posteriormente por los microorganismos. El material de empaque del medio biológico filtrante es una mezcla de materiales naturales con un área específica y espacios vacíos grandes, y que puede ser composta, tierra o turba mezclada con un abultante (hojarasca, piedras, plumas, etc.) o también materiales cerámicos con gran cantidad de poros en su superficie (Hirai *et al.*, 2001). El medio posee la superficie, la humedad y los nutrientes necesarios para que en ella se desarrolle una biopelícula de microorganismos que serán los responsables de la degradación de los compuestos indeseables en el gas. En la mayoría de los estudios publicados sobre biofiltración, se ha preferido trabajar con cultivos mixtos, de manera que tenga lugar una selección natural de la población para degradar compuestos específicos. Una fracción alta de microorganismos / poros (producidos por el material abultante) favorece una baja caída de presión del gas en la cama, así como una adecuada oxigenación del filtro y distribución del flujo de gas. En la Figura 2.10 se presenta un esquema del proceso mencionado.

En la TABLA 2.6 se mencionan algunas características en los biofiltros, mientras que en la TABLA 2.7 se reportan algunas tasas de remoción de algunos compuestos utilizados en biofiltros como proceso de tratamiento.

TABLA 2.6 CARACTERÍSTICAS EN LOS BIOFILTROS

VENTAJAS	DESVENTAJAS
Diseño simple y flexible con bajo costo de capital (Kennes y Thalasso, 1998)	Criterios de diseño aún en desarrollo
Excelente para tratar flujos con altos volúmenes y con baja concentración en compuestos azufrados (Smet y van Langenhove, 1998)	Se requieren eventuales cambios del material filtrante.
Eficiencia > 90% en flujos con aldehídos, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. 90 % de remoción para metano, propano, e isobutano y amonio	Concentraciones > 15 ppm H ₂ S pueden llevar a una acidificación del medio

MODIFICADO DE: Burgess, 2001, Busca y Pistarino 2003; Hong *et al.*, 2002

TABLA 2.7 TASAS MAXIMAS DE REMOCION DE ALGUNOS COMPUESTOS CON BIOFILTROS

COMPUESTO	TASA MAXIMA DE REMOCION
Formiato de metilo	35 g / kg lecho seco / d
Sulfuro de hidrógeno	5 g / kg turba seca / d
Acetato de butilo	2.41 g / kg turba seca / d
Butanol	2.41 g / kg turba seca / d
Tolueno	2.58 g / kg turba seca / d
Metanol	1.35 g / kg lecho seco / d
Disulfuro de dimetilo	0.68 g / kg turba seca / d
Sulfuro de dimetilo	0.35g / kg turba seca / d
Amoniaco	0.16 g / kg turba seca / d

ADAPTADO DE: Williams y Miller, 1992

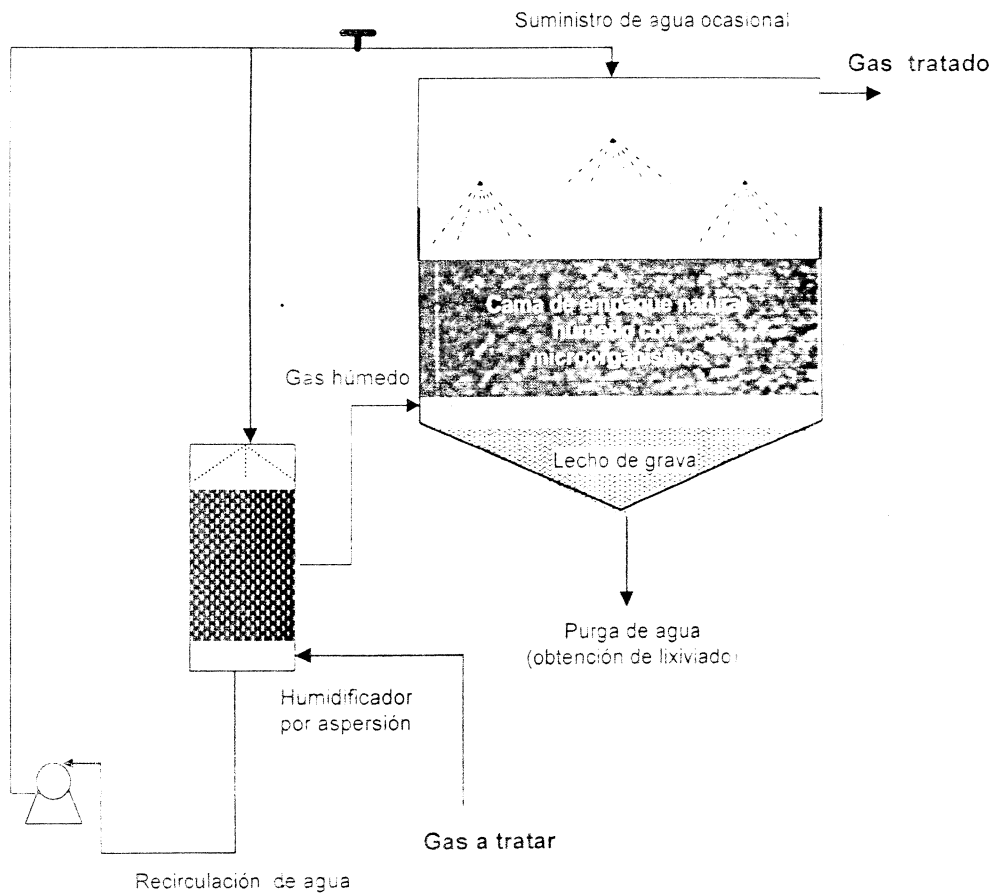


Figura 2.10. Esquema de un biofiltro.

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Los biofiltros han sido aplicados con éxito en el tratamiento de malos olores en plantas de tratamiento, así como en plantas de compostaje (Ying-Chien, *et al.* 2000, Smet *et al.*, 1999). También han sido exitosos en el tratamiento de compuestos como amoníaco, monóxido de carbono, acetona, metano, estireno, óxido de nitrógeno, pentano, sulfuro de dimetilo y xileno entre otros (Delhomèrie, *et al.*; 2002; Chitwood *et al.*; 1999; Mohseni y Allen, 2000).

Muchos de estos compuestos se generan en la industria de la pulpa del papel, de la química, petroquímica y farmacéutica, de la fabricación de las pinturas, adhesivos, recubrimientos, así como en la industria alimenticia, entre las que se encuentran los saborizantes, fragancias, café, cocoa, pescado y en la industria de la manufactura de tarjetas de circuitos impresos (Shareefdeen, *et al.*, 2003). La biofiltración de gases tiene un alto potencial de aplicación tanto en plantas de tratamiento como en la industria (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999).

Por otro lado existen diferentes diseños y arreglos de biofiltros que han sido utilizados para el tratamiento de malos olores y compuestos orgánicos volátiles, los cuales se esquematizan en la Figura 2.11 y en la TABLA 2.8 son mencionan sus principales ventajas y desventajas.

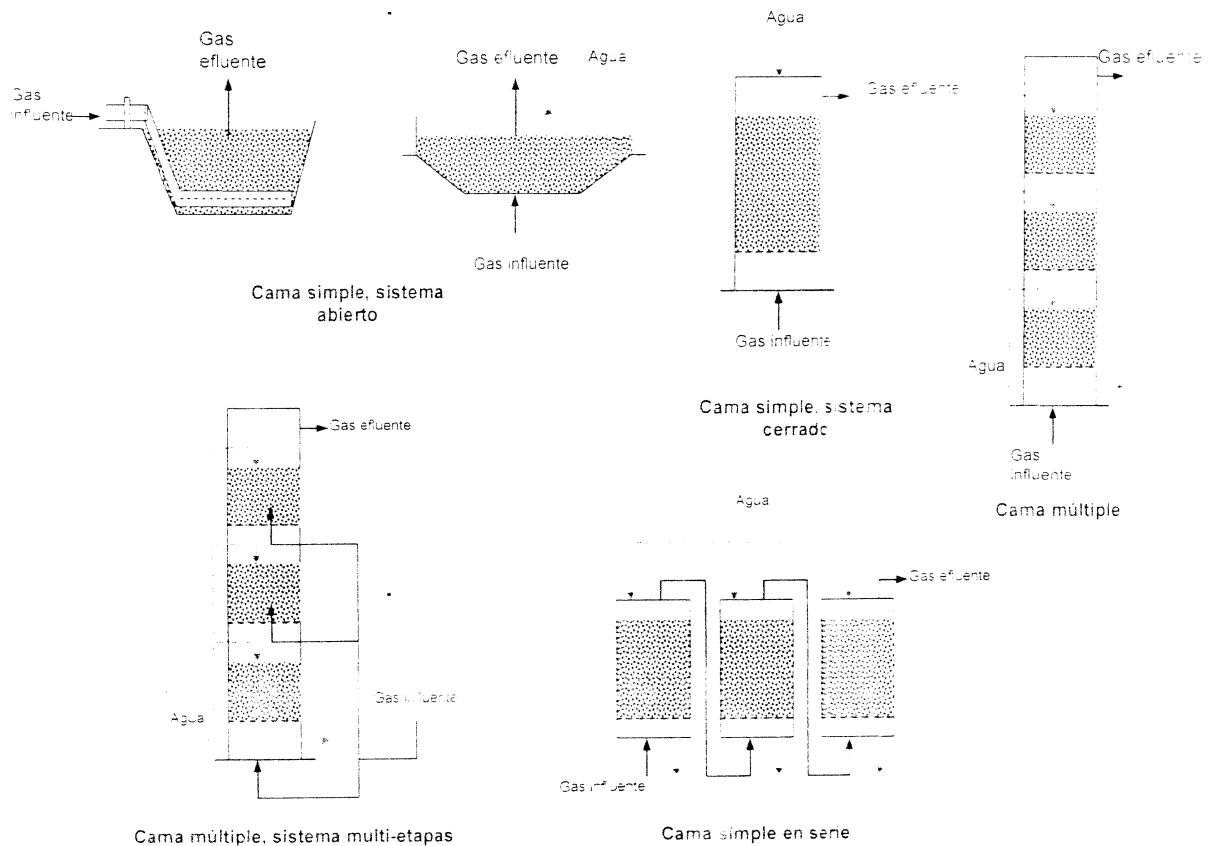


Figura 2.11 Diferentes arreglos en biofiltros.

TABLA 2.8 CARACTERÍSTICAS PARA LOS DIFERENTES ARREGLOS DE BIOFILTROS

TIPO DE SISTEMA	VENTAJAS	DESVENTAJAS	APLICACIONES
Cama simple, sistema abierto	Inversión baja y de diseño simple. mantenimiento e inversión bajo.	Funcionamiento variable, difícil de seguir, control de proceso limitado y requerimiento de espacio.	Utilizado en el control de olores y de COV's
Cama simple, sistema cerrado	Diseño simple, inversión y mantenimiento bajo. se incrementa el control del proceso.	Requerimiento de espacio	Tratamiento de COV's
Cama múltiple	Se reduce el espacio requerido, se incrementa la flexibilidad de operación del proceso, eficaz para el tratamiento de gases mixtos.	Se incrementa la complejidad del diseño, de la operación y del costo.	Limitado para el uso a escala industrial. Se ha utilizado en plantas piloto y de laboratorio para la eliminación de COV's.
Cama múltiple, sistema multietapas	Mejora la respuesta del sistema a picos orgánicos de flujo. Gran flexibilidad en la operación y control del proceso.	Aún no probado a nivel piloto o escala industrial.	Tratamiento de COV's a nivel laboratorio.
Cama simple en serie	Alta flexibilidad en su funcionamiento y muy efectivo para el tratamiento de mezcla de gases	Mayores costos en cuanto a su inversión y mantenimiento.	Tratamiento de mezclas de COV's a nivel laboratorio.

Adaptado de Swanson y Loehr, 1997

La biofiltración es un proceso complejo al que afectan varios factores, como la oxigenación del medio, el contenido de humedad y nutrientes, el pH, la temperatura y los patrones de flujo.

2.5 Parámetros de operación en biofiltros

A continuación se describen algunos de los parámetros mas significativos durante la operación de estos sistemas.

2.5.1 Medio de soporte o material filtrante

El medio de soporte es aquel en donde se hace pasar un flujo de aire con los compuestos responsables de los malos olores y que cuenta con actividad biológica. Debe de poseer características tales que contribuyan a tener una operación eficiente de los contaminantes (Gerrard *et al.*, 2000; Jones y Bañuelos, 2000; Goldstein, 1999) las cuales se mencionan brevemente a continuación:

- Cantidad y diversidad de microorganismos.
- Alta área superficial.
- Menor grado de compactación.
- Disponibilidad de nutrientes.
- Capacidad de retención de humedad.
- Baja caída de presión.
- Bajo costo de adquisición y fácil disponibilidad del material.
- Capacidad de neutralización (amortiguadora).
- Vida útil.

El medio posee la superficie y los nutrientes necesarios para que en él se desarrolle una biopelícula de microorganismos que serán los responsables de la degradación de los compuestos indeseables en el gas.

Los medios de soporte típicos usados incluyen suelo, carbón, composta, corteza de árboles, lodos activados, esferas de poliestireno, plumas y/o combinaciones de los anteriores. Algunos de ellos funcionan como material abultante. Las profundidades de las camas son generalmente del orden de 1 metro en aplicaciones industriales (Wade 1999, Scottford *et al.*, 1996). En su revisión sobre operación sobre biofiltros Williams y Miller (1992) observaron que las profundidades van desde 0.5 a 2.5 m. Una mayor profundidad de cama requiere menos área pero resulta en una mayor caída de presión a través de la cama. La vida de operación del biofiltro puede variar desde 3 meses hasta 4 años (Swanson y Oler, 1997). En la TABLA 2.9 se mencionan algunos trabajos en biofiltros en donde se utilizaron diversos medios filtrantes.

TABLA 2.9 ALGUNOS TIPOS DE MEDIOS DE SOPORTE UTILIZADOS EN BIOFILTRACIÓN

MEDIO	COMPUESTO REMOVIDO	REMOCIÓN %	ESCALA	REFERENCIA
Composta	Tolueno	96 a 99.7	Laboratorio	Neal y Loehr, 2000
Fibras	H ₂ S y ácido butírico	97.8 (H ₂ S) 99.9	Laboratorio	Lie <i>et al.</i> , 1998
Lodo granulado	H ₂ S y NH ₃	100 (H ₂ S) 80	Piloto	Malhautier, <i>et al.</i> , 2003
Roca volcánica	H ₂ S	97	Piloto	Kyung-Suk, <i>et al.</i> , 2000
Turba/suelo	NH ₃	98.3	Laboratorio	Bonnin, <i>et al.</i> , 1990
Arcilla granular expandida	Hexano	80	Laboratorio	Spigno, <i>et al.</i> , 2003
Cubos de vidrio	H ₂ S	72-84	Laboratorio	Pagella y Defaveri, 2000
Turba y perlas de vidrio	Tolueno y estireno	N.E.	Laboratorio	Zilli <i>et al.</i> , 2001
Composta	NH ₃	85, 92, 95	N.E.	Sheridan <i>et al.</i> , 2002
Viruta de madera	H ₂ S	98.5	Completa	Chitwood <i>et al.</i> , 1999
Bagaso de caña	Benzeno	N.E.	Laboratorio	Sene <i>et al.</i> , 2002
Composta	H ₂ S	> 99	Piloto	Morgan-Sagastume, 2002
Composta variada	Xileno	N.E.	Laboratorio	Jorio <i>et al.</i> , 2000
composta	BTEX	85	Laboratorio	Namkoong <i>et al.</i> , 2003

N.E. = no especificado

Hay un número de parámetros usados para describir la calidad del material de la cama de un biofiltro en particular. Algunas cualidades como una alta área superficial para la adsorción, un adecuado contenido de humedad (y por lo tanto bajas caídas de presión en la cama) son requeridas en aplicaciones con biofiltros mientras que en otras el pH en particular dependerá su aplicación.

También es importante el tamaño de partícula y en este sentido Levenspiel (1998) propuso un método experimental para estimar la esfericidad (ϕ) usando estudios granulométricos. La ecuación que relaciona la esfericidad (ϕ) con el diámetro promedio de partícula (d) y el diámetro promedio de partícula estimado por estudios de granulometría (d_s) es:

$$d \cong \phi d_s \quad (\text{ecuación 2})$$

y d_s puede ser estimado con la siguiente ecuación:

$$d_s = \left[\sum_i^m \frac{x_i}{d_i} \right]^{-1} \quad \text{(ecuación 3)}$$

en donde d_i es el promedio de la apertura de criba que retiene la fracción másica X_i . El número total de tamices para el cribado esta representado por m y un tamiz en particular es i .

2.5.2 Contenido de humedad

El contenido de humedad resulta ser el parámetro más importante para la viabilidad operacional. Los contenidos óptimos de humedad varían del 20 % al 60 % (Williams y Miller, 1992; Spencer y Alix, 2003). La actividad biológica cesa si el contenido de humedad de un medio de soporte es muy bajo. Además se forman grietas y canalizaciones en una cama seca. Contrariamente, mucha humedad lleva a la formación de zonas anaerobias en la cama donde el oxígeno es requerido y debido a la biooxidación biológica éste se agota rápidamente. Por esta razón, la capacidad de la cama para remover olores, cae marcadamente cuando ésta se vuelve muy húmeda. También la transferencia de masa de compuestos de malos olores a una superficie orgánica en una cama muy húmeda se vuelve limitante; contrario a que si la transferencia se diera a través de una capa de agua cubriendo la partícula orgánica. Yang y Allen (1994) encontraron que un contenido de humedad de 30 % no tuvo mucho efecto en la capacidad de remoción de H_2S , utilizando un biofiltro, pero con un contenido de humedad inferior al 30 % la eficiencia de remoción decreció proporcionalmente. Por otra parte, en un filtro percolador que operó con periodos sin suministro de agua demostró que la caída de presión disminuyó de un 100 % a un 13 %, decreciendo así la remoción de H_2S (Thalasso *et al.*, 2000).

El calor generado por la actividad biológica en una biofiltro puede incrementar la temperatura del flujo después de que el gas contaminante pase a través de la cama. Es importante proporcionar un 100 % de humedad relativa en el gas que entrará al biofiltro o bien, la adición de agua directa de agua a la cama para reemplazar la humedad perdida (McNevin y Barford, 2000).

La humedad es esencial para la supervivencia y metabolismo de los microorganismos, además contribuye a la capacidad amortiguadora del material filtrante. Cuando no existe humedad óptima puede resultar en una compactación del lecho y en una incompleta degradación del gas contaminado. Si existiera un exceso de humedad los nutrientes pueden ser lavados o percolados fuera del reactor, sin embargo, es importante proporcionar un 100 % de humedad en el aire a tratar o bien adicionar agua a la cama para mantener y/o reemplazar la humedad perdida.

2.5.3 Mecanismos de variaciones de humedad

En gran parte, tres factores controlan el contenido de humedad: la humedad del flujo de gas, evaporación debida al calor generado por la biooxidación y la conductividad hidráulica del medio

filtrante. La humedad y la temperatura del aire del influente y del efluente tienen una importante influencia sobre el contenido de humedad en los biofiltros. Estos factores pueden ayudar a adicionar o a remover humedad.

2.5.3.1 Humedad Relativa.

La humedad relativa es el contenido de agua en el aire. Es el porcentaje de saturación del aire con vapor de agua. La HR depende de la temperatura y de la presión

$$H.R. = \frac{[\textit{presión actual de vapor}]}{[\textit{presión de vapor a la saturación}]} (100) \quad (\text{ecuación 4})$$

Los valores de humedad relativa arriba o abajo de las condiciones de equilibrio pueden cambiar el contenido de agua en el medio filtrante. Si el medio filtrante se expone a la corriente continua de gas fresco que contiene una presión parcial dada del vapor "X", el medio o bien perderá humedad por evaporación o ganará humedad del gas hasta que la presión de vapor de la humedad del medio sea igual a "x". (Treybal, 1988)

El aire de entrada cuando se encuentra a una temperatura igual o menor a la que se encuentra en el biofiltro puede ocasionar pérdida de agua en el lecho filtrante, a menos que la humedad relativa se encuentre al 100%. Debido a esto es común que cuando se tratan corrientes gaseosas se preacondicione el flujo antes de entrar al sistema (Kan y Ghoshal, 2000; Neal y Loehr, 2000; Morgan-Sagastume *et al.*, 2001). Hay corrientes gaseosas que no presentan un contenido aceptable de humedad relativa o no se encuentran saturadas con vapor de agua. Para evitar un secado excesivo de la cama se requiere humidificar el flujo en columnas de agua antes de entrar al biofiltro.

2.5.3.2 Evaporación por bio-oxidación

Otro mecanismo que puede causar un cambio en el contenido de humedad es el calor generado durante la oxidación de los compuestos contaminantes por microorganismos. La oxidación de un compuesto contaminante es una reacción exotérmica que constantemente libera calor dentro del biofiltro y puede llevar a que la temperatura se incremente. Es así que entre mayor sea el sustrato en la corriente gaseosa de entrada al sistema mayor será la generación de calor. Por otro lado además de la generación de calor también se produce agua, por metabolismo microbiano, y su formación puede adicionar agua al medio filtrante, sin embargo, la cantidad de agua formada es normalmente insignificante comparada con los cambios en el contenido de humedad debido a la evaporación y condensación (Striebig *et al.*, 2001)

2.5.4 Caída de presión

El flujo de gas que atraviesa la cama del biofiltro produce una caída de presión que impacta directamente la potencia requerida para sostener dicho flujo. Leson y Winer (1991) mencionan un consumo energético de 1.8-2.5 kWh / 1000 m³ de gas tratado. La caída de presión a través

de la cama del biofiltro se incrementa con el flujo de gas y con un tamaño de partícula disminuida. El monitoreo de este parámetro se considera importante debido a que puede identificar la formación de grietas en el medio de soporte, resultando en caminos preferenciales en la cama (McNevin y Barford, 2000). Una fracción de espacios vacíos alto, producidos por un material abultante, favorece una baja caída de presión del gas en la cama así como una adecuada oxigenación del filtro y distribución del flujo del gas (Park, *et al.*, 2002).

2.6 Criterios de diseño en biofiltros

A continuación se presentan algunos de los principales parámetros importantes en el diseño de biofiltros para el control de gases.

Tiempo de contacto en cama vacía (TCCV)

Es una medida práctica del tiempo de residencia del gas sin considerar el volumen ocupado por el medio. En el cálculo del volumen real habría que conocer la porosidad del medio, situación que raramente se sabe (Swanson y Oler, 1997). En la TABLA 2.10 se mencionan algunos criterios de diseño para estos sistemas.

TABLA 2.10 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS RECOMENDADAS PARA EL DISEÑO EN BIOFILTROS

PARAMETRO	ECUACIÓN	UNIDADES	INTERVALO	REFERENCIAS
Tiempo de contacto en cama vacía (TCCV)	V/Q	Segundos	15-60	Pomeroy, 1982; Williamns y Miller, 1992; Severin <i>et al.</i> , 1993; Corsi y Seed, 1994.
Carga superficial	Q/A	$m^3 / m^2 / h$	18-96 50-200 300-500	Mueller, 1988; Williams y Miller, 1992; Leson y Winer, 1991; Sabo <i>et al.</i> , 1993.
Carga másica	QC_i/V	$g / m^3 / h$	10-160	Ottengraf y VanDenOever, 1983; Leson y Winer, 1991; Elias <i>et al.</i> ; 2002 y Severin <i>et al.</i> ; 1993.
Tasa de remoción	$Q(C_i - C_e)/V$	$g / m^3 / h$	10-100 10-160	Ottengraf y VanDenOever, 1983; Deviniy <i>et al.</i> , 1983; Leson y Winer, 1991; Shareefdeen, 2003.
Eficiencia de remoción	$(C_i - C_e)/C_i$	%	90-99	Deshusses y Johnson, 2000; Leson y Winer, 1991; Marsh, 1992; Williams y Miller, 1992.

V : volumen, Q : flujo de gas, C_i : concentración en el influente, C_e : concentración del gas en el efluente.

Carga superficial

La carga superficial del gas es una medida del volumen aplicado en una unidad de tiempo sobre la superficie de flujo del biofiltro. Para un biofiltro dado, una carga superficial alta debido a flujos de gas altos, baja el TCCV y la eficiencia de remoción de contaminantes. Se recomiendan aplicar cargas superficiales menores a $200 \text{ m}^3 / \text{m}^2 / \text{h}$ (Sabo *et al*; 1993).

Carga másica

La carga másica es la cantidad de masa del contaminante de interés aplicada al filtro por unidad de volumen por unidad de tiempo. Debido a que la carga másica incluye efectos de flujo volumétrico y de concentración, un biofiltro puede operar diferente a una misma carga másica. Otro aspecto que influye en la operación de biofiltros es el régimen de flujo, dado que al calcular una carga másica se supone un mezclado perfecto ya que se utiliza en su cálculo la totalidad del volumen, y generalmente los filtros tienden a trabajar como flujo pistón. Este hecho produce que la zona de entrada se encuentre sobrecargada.

Las tasas de eliminación de contaminantes en biofiltros se determinan experimentalmente y se reportan como una función de las tasas de aplicación del contaminante; para el sulfuro de hidrógeno es $\text{mg H}_2\text{S} / \text{m}^3 / \text{h}$. Asimismo se ha observado que para algunos contaminantes precursores de mal olor como el H_2S da un comportamiento de eliminación de tipo lineal 1 a 1 y sigue así hasta llegar a una tasa de alimentación crítica donde la tasa de eliminación se vuelve esencialmente constante, de comportamiento asintótico. El Figura 2.12 se ejemplifica lo antes mencionado en donde después de llegar a la carga crítica de alimentación, la remoción se desvía significativamente de la línea del 100 % de remoción. Al seguir incrementándose la carga, la tasa de eliminación empieza a disminuir hasta la carga crítica indicando así que la capacidad máxima de eliminación se ha alcanzado (Zilli *et al.*, 2001).

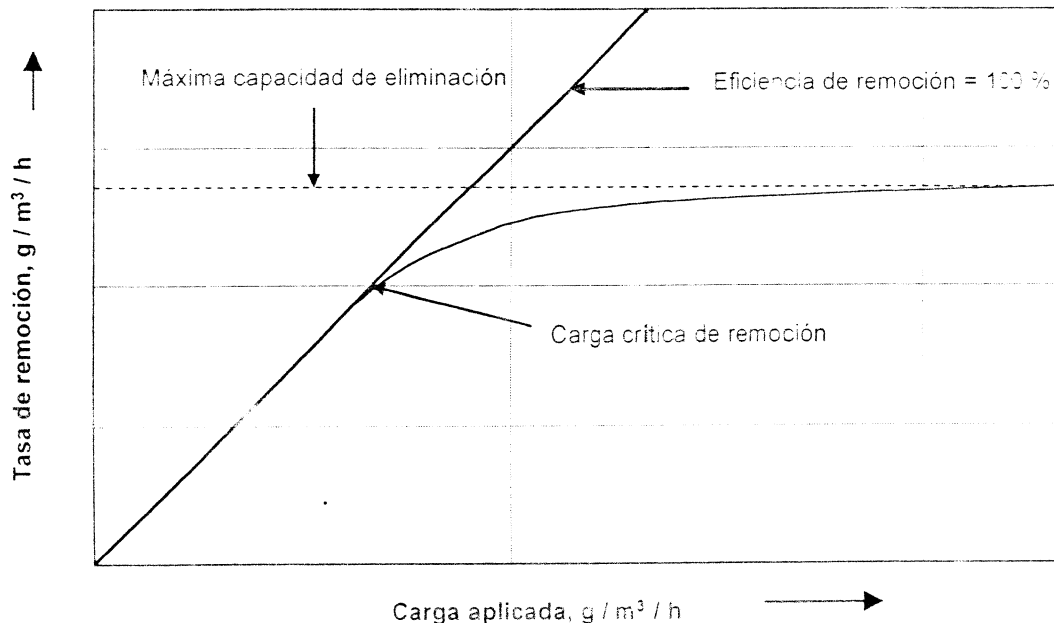


Figura 2.12 Tasa de remoción para los sistemas de biofiltración.

Tasa de remoción

La tasa de remoción de contaminantes se define como la cantidad de masa eliminada por unidad de volumen de biofiltro por unidad de tiempo.

Eficiencia de remoción

Es la diferencia entre la concentración de entrada y la concentración de salida dividida con la concentración de entrada y multiplicada por 100, por lo cual se expresa en porcentaje.

Fenómenos de adsorción/absorción

La biosorción de un compuesto consiste por una parte, en la absorción del compuesto por la biopelícula y por otra, en la adsorción del compuesto por las partículas del medio no colonizado con microorganismos.

Modelo básico.

Los principios que gobiernan a los procesos de biofiltración son similares a aquellos que se dan en los procesos comunes de biopelícula. Básicamente, se lleva a cabo un proceso de 3 etapas dentro de la cama del biofiltro. En la Figura 2.13 se esquematiza el proceso que prevalece alrededor de la biopelícula interactuando con la partícula sólida o medio sólido, el sustrato y el intercambio de gases. Se representan los perfiles de concentración del sustrato (compuestos azufrados) y del oxígeno. Primero, el compuesto en la fase gaseosa atraviesa la interfase entre el flujo del gas en el espacio del poro y la biopelícula acuosa que rodea al medio. Después el compuesto se difunde a través de la biopelícula, donde existe un consorcio de microorganismos aclimatados. Finalmente, estos microorganismos obtienen energía de la oxidación del compuesto como un sustrato primario o también, pueden co-metabolizar el compuesto por una vía alterna enzimática. Simultáneamente hay una difusión de los nutrientes presentes en el material de soporte natural como nitrógeno y fósforo en formas disponibles así como O_2 hacia la biopelícula.

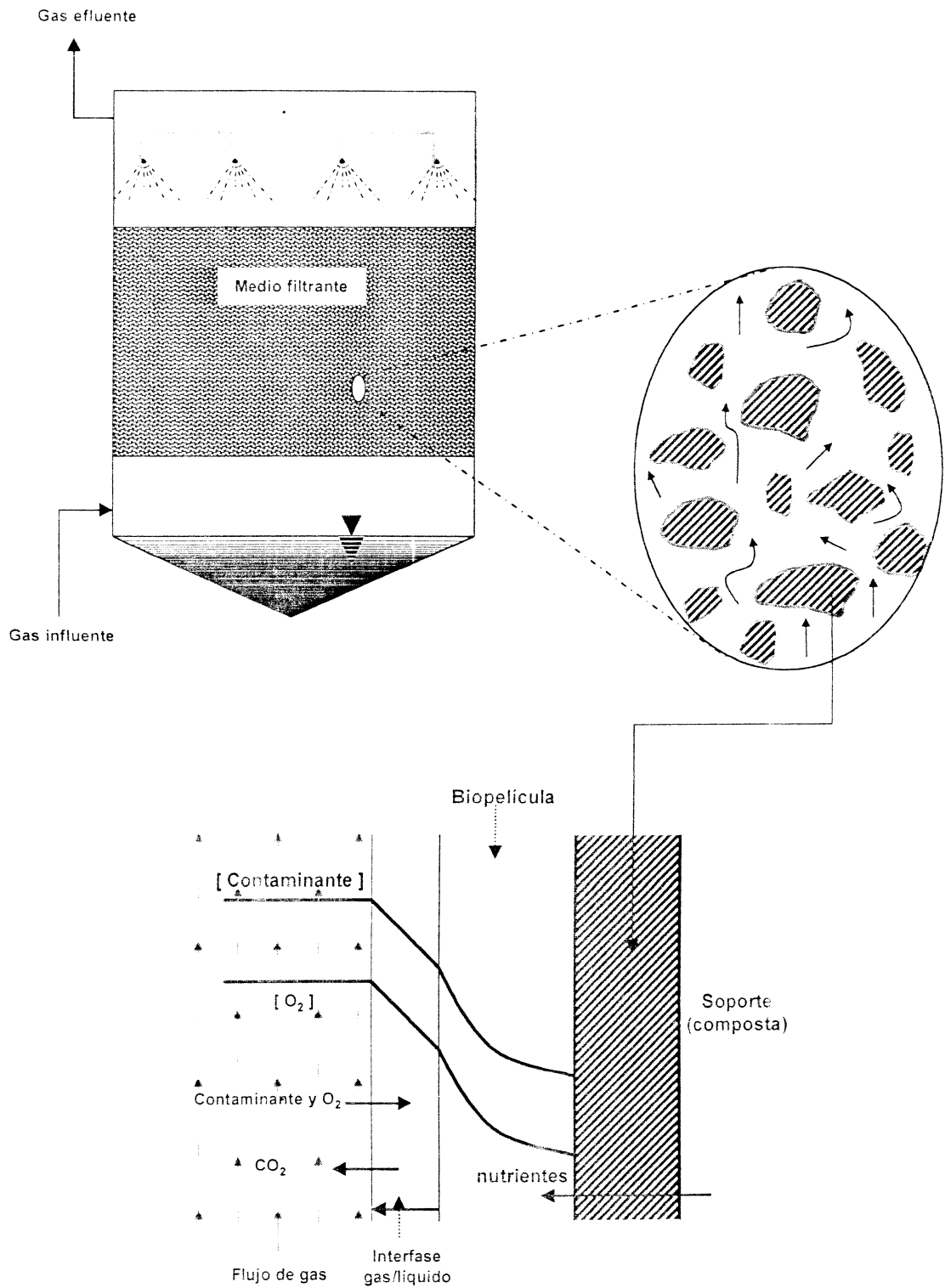


Figura 2.13 Principio de degradación.

La presencia del compuesto, de nutrientes y aceptores de electrones ayudan a que continuamente se mantengan los gradientes de concentración activos así como el transporte difusivo en la biopelícula. Un diseño apropiado así como la adecuada operación del biofiltro

convierten a los compuestos indeseables en el gas a productos finales como CO₂, H₂O, sales inorgánicas y biomasa (Reij *et al.*, 1998).

Condiciones fluido-dinámicas

El comportamiento fluido-dinámico del gas dentro de un biofiltro ha sido reportado como tendiente a flujo pistón (Morgan-Sagastume, 2003). Uno de los factores importantes a considerar para asegurar el buen funcionamiento de un biofiltro es la buena distribución y homogeneización del gas con el objeto de evitar zonas muertas dentro del biofiltro. Conforme el gas ingresa a la cama, las partículas del medio filtrante ejercen influencia sobre el gas produciendo canalizaciones y zonas muertas dentro del mismo.

Humidificación

La humidificación del gas permite mantener con agua la cama del biofiltro lo cual es esencial para la supervivencia y el metabolismo de los microorganismos responsables de la degradación de los contaminantes del gas. El contenido de humedad en el medio se ha identificado como un parámetro de importancia en la operación y viabilidad en biofiltros.

Se recomienda que la corriente gaseosa alimentada contenga una humedad relativa mayor al 95%. El contenido de humedad óptimo en el medio filtrante se encuentra en el intervalo entre 20 y 60% en peso. (Williams y Miller, 1992). Como regla heurística el consumo de agua en un biofiltro se encuentra entre 1.5 a 3 ml de agua por cada m³ de gas tratado (Leson y Warner, 1991).

La actividad biológica cesa si el contenido de humedad del medio es muy bajo. Además, se forman grietas y canales, lo cual va en detrimento de la eficiencia del biofiltro. Por lo contrario, si hay mucha humedad se pueden formar zonas anaerobias. En la TABLA 2.11 se amplían los problemas asociados cuando no se alcanza un intervalo óptimo de humedad en el medio filtrante.

TABLA 2.11 PROBLEMAS ASOCIADOS CON LA HUMEDAD EN EL MEDIO

ALTO CONTENIDO DE AGUA	BAJO CONTENIDO DE AGUA
Bajos tiempos de retención del gas y presiones negativas.	Inactividad de microorganismos.
Problemas en las transferencias de masa.	Formación de canales.
Creación de zonas anaerobias y bajas tasas de degradación.	Difícil rehidratación de compuestos hidrofóbicos
Lavado de nutrientes.	

Modificado de: McNevin y Bradford, 2000 y Swanson y Loehr, 1997.

3 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL



A continuación se presentan los procedimientos y técnicas analíticas que fueron aplicados en esta investigación, así como la descripción de cada operación y proceso unitario que conformaron al tren de tratamiento de agua y al control de olores. Cabe hacer mención que la descripción del sistema se hará conforme el agua residual va recorriendo el tren de tratamiento, para que por último, se mencione al sistema de control de olores, parte fundamental de esta investigación. Posteriormente se presenta la frecuencia de muestreo aplicada en la evaluación del sistema integral de tratamiento en la casa habitación.

La investigación se basó los siguientes puntos:

- La capacidad de tratamiento del agua residual en la fosa séptica.
- La capacidad de tratamiento del agua residual en la microplanta.
- La capacidad de tratamiento del agua residual en el filtro de raíces (etapa inicial)
- Caracterización del biofiltro en condiciones convencionales (sin agitación)
- Caracterización del biofiltro en condiciones de agitación.

3.1 Instalación del sistema integral de tratamiento

Las unidades del sistema integral de tratamiento se instalaron en una casa habitación ubicada en una zona alta de la delegación de Xochimilco en el Distrito Federal, zona que se caracteriza por la falta de servicios hidráulicos básicos como lo es el suministro adecuado de agua potable y la infraestructura de drenaje y alcantarillado para las aguas residuales. También en esta zona se realiza el cultivo de vegetales y de maíz, situación que contrasta con el incremento de la densidad poblacional que en los últimos años ha experimentado la zona metropolitana del Valle de México.

El sistema de tratamiento recibe el agua residual que es generada en la casa habitación, en la cual vive una familia con 4 integrantes. Posteriormente a una mínima obra civil y eléctrica se procedió a la instalación del tren de tratamiento. El arranque de todo el sistema se vio retrasado debido a que se tuvieron que corregir las fugas de agua que se presentaron, así como la preparación de un sello hermético y la conducción de los gases generados en la fosa y en la planta paquete.

El agua residual recorre un tramo de tubería de aproximadamente 12 m para llegar a la fosa séptica, primera unidad en recibir el flujo de agua residual y responsable principalmente de la emisión de los malos olores. El agua doméstica es una mezcla de agua residual proveniente de los sanitarios, cocina, lavabos, regaderas y lavaderos.

3.2 Descripción del sistema de tratamiento de agua

El sistema de tratamiento de agua estuvo conformado por una fosa séptica, la planta paquete, un filtro de lecho de raíces (wetland), desinfección y sistema de almacenamiento (ver Figura 3.1). Dichas unidades a continuación se describen.

3.2.1 Fosa séptica

En esta zona se retienen los sólidos sedimentables contenidos en el agua residual para su almacenamiento y parcial digestión. La fosa séptica es la primera unidad que recibe la descarga directa de agua residual. En ella se lleva a cabo la separación de grasas y aceites, la sedimentación de sólidos y la degradación parcial de la materia orgánica. Además, posee la función de homogeneizar en cierto grado el agua residual previo a su ingreso a las unidades siguientes del tren de tratamiento. La fosa séptica fue construida en un tanque comercial prefabricado de plástico con capacidad de almacenamiento de 1 m³. Esta zona es responsable, en gran parte, de contribuir a la formación de malos olores en el sistema de tratamiento por lo que se procuró un sello hermético de toda la unidad, dejando solo una salida por donde el gas formado fuera conducido hasta el control de olores por medio de una manguera entramada de 1" de diámetro.

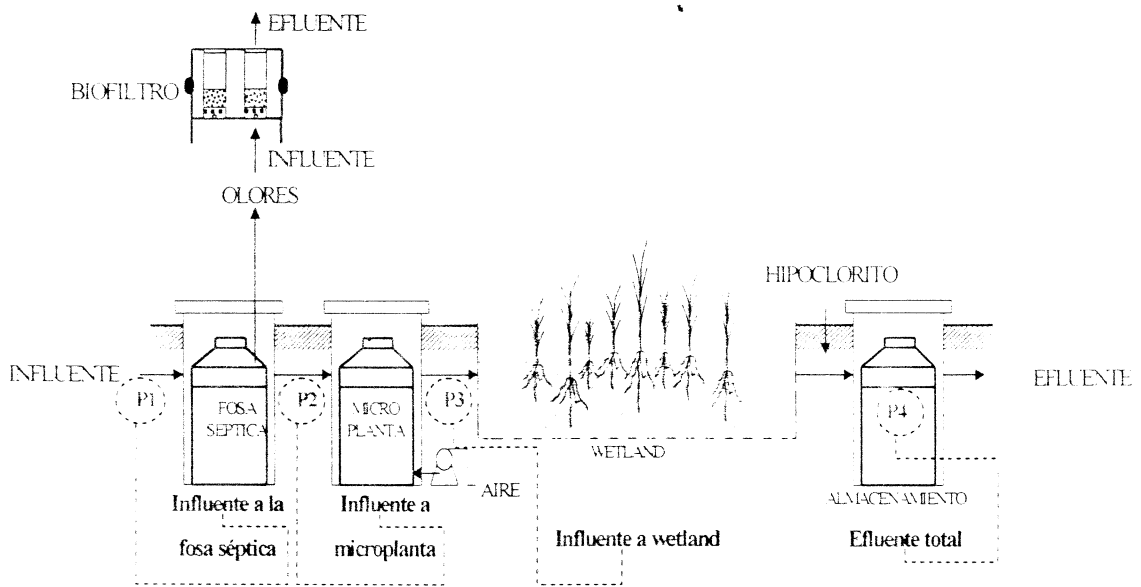


Figura 3.1 Esquema del perfil del sistema de tratamiento integral para la casa habitación.
 P1: influente a fosa séptica. P2: influente a microplanta. P3: influente a wetland. P4: efluente total

3.2.2. Planta paquete

La planta paquete de tratamiento de aguas residuales es un prototipo diseñado en el Instituto de Ingeniería de la UNAM (US Patent 6,210,578). La planta de tratamiento fue concebida para entregar una excelente calidad de agua a un bajo costo de operación y mantenimiento. El prototipo posee un volumen total de 1016 L con una capacidad de tratamiento de $1\text{m}^3/\text{d}$ (de 5 a 10 personas). La planta de tratamiento está calculada para el manejo de agua residual doméstica con concentraciones típicas de DQO, DBO_5 y SST de 500, 220 y 220 mg/L respectivamente.

Zona anaerobia. El agua residual ingresa a la planta en una zona central para retener sólidos sedimentables y luego es tratada en un filtro anaerobio empacado, el cual removerá de un 50 a 60% (estos valores son estimaciones de diseño) el contenido de material orgánico del agua residual. Los microorganismos responsables de la transformación de contaminantes se encuentran adheridos en forma de biopelícula al material de empaque. Esta parte se encuentra dividida en 2 zonas las cuales trabajan con flujo ascendente.

Zona nitrificante-desnitrificante. Después de la zona anaerobia, el agua residual ingresa a una cámara que se encuentra llena de un empaque de plástico comercial prefabricado. Esta zona está compuesta por una primera sección nitrificante la cual se divide en 4 compartimientos donde, en la parte inferior de cada compartimento se encuentra una salida de aire que suministra el aire a los microorganismos encargados de consumir la materia orgánica contaminante y en convertir el amoníaco en nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), mientras que en la segunda sección, anóxica o desnitrificante, en donde no existe oxígeno disuelto, se efectúa la conversión de nitratos y nitritos a nitrógeno elemental (N_2).

El diseño de las zonas empacadas elimina el uso de una bomba para la recirculación de agua entre las secciones nitrificante y desnitrificante, necesaria para la eliminación de nitrógeno del agua debido a que se encuentran conectados en serie. El oxígeno que se suministró a la planta fue por medio de un compresor de diafragma marca HAGEN-100 con un consumo de energía eléctrica de 60 W.

La planta cuenta con la adición de un sistema de recirculación "Airlift" con la finalidad de retornar los nitratos producidos en la sección aerobia a la zona anaerobia para asegurar su total transformación hasta nitrógeno molecular, así como a de ayudar a la digestión de lodos que sean producidos en el transcurso del tiempo, evitando así la purga de lodos con menos frecuencia. Ver figura 3.2.

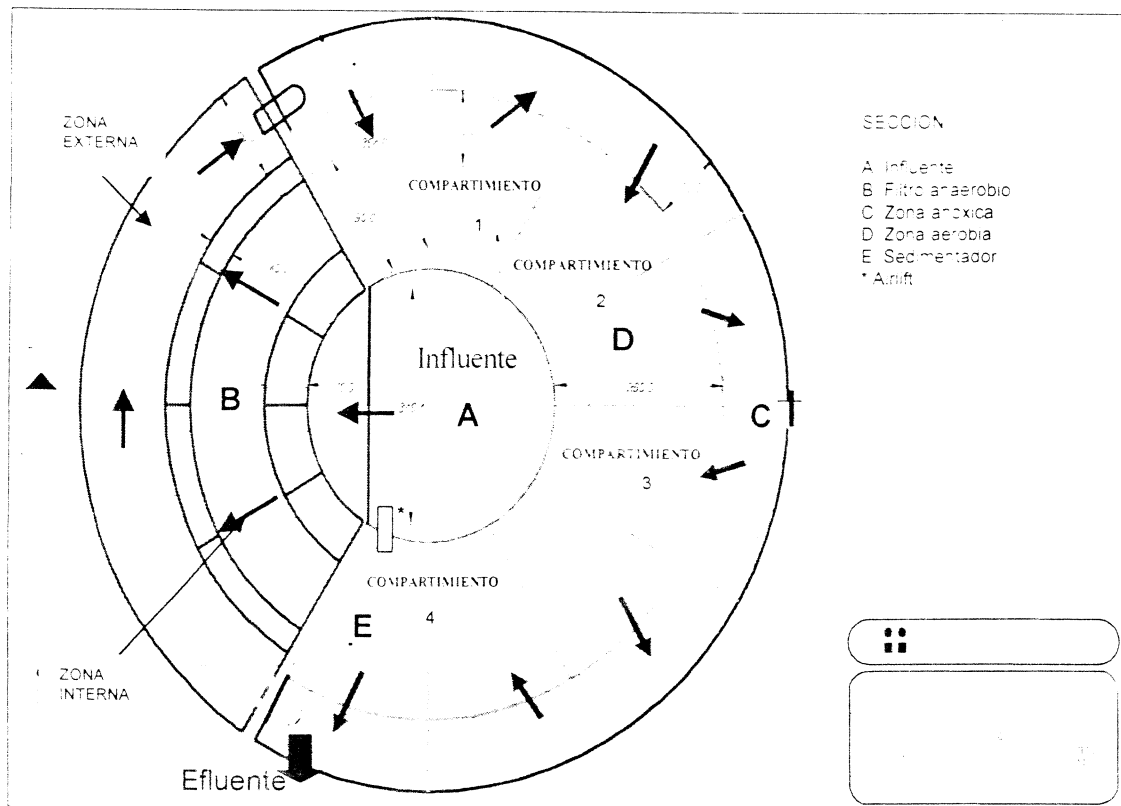


Figura 3.2 Vista de planta de las zonas que integran a la planta paquete.

Aquí también se generan malos olores, aunque si bien, no tan abundantes como en la fosa séptica, si son significativos de molestia al usuario; por lo tanto también se procuró un sello hermético de tal manera que, dichos gases, junto con el aire del compresor fueran conducidos hasta el control de olores a través de una manguera entramada de 2.54 cm de diámetro.

3.2.3 Filtro de lechos de raíces

Una vez que el agua residual ha salido de la planta paquete ingresa inmediatamente a un filtro de lecho de raíces o wetland, el cual esta empackado con grava con un diámetro aproximadamente de 1.9 cm de diámetro. Las plantas que se encuentran sembradas pertenecen a la familia de las macrofitas, comúnmente conocidas como carrizo y tule. Las plantas fueron extraídas de una de las zonas lacustres de los canales de Xochimilco. Se sembraron un total de 50 plantas de los géneros *Phragmites* y *Thypha*, a una densidad de 6.4 planta/m², de la cuales al final de la operación sobrevivieron 36, es decir un 72 % de sobrevivencia.

Este proceso unitario se consideró con la finalidad de dar un pulimento al efluente de la planta paquete, de tal manera que aquella materia contaminante que no pudo ser removida en dicha unidad aquí lo hiciera a niveles más bajos. Este filtro posee una altura de 1.3 m, una longitud de 3.9 m y 2.0 m de ancho. Su volumen útil es de 5.22 m³. Cuenta con 3 mamparas a lo largo del tanque para minimizar los cortos circuitos hidráulicos.

3.2.4 Tanque de almacenamiento

El tanque fue elemento comercial fabricado en plástico con capacidad de almacenamiento de 1 m³. En esta unidad el agua tratada es desinfectada con pastillas de cloro (0.3 a 0.5 mg/L como cloro residual en el efluente). La disposición del agua tratada puede ser reutilizada en riego de cultivos ornamentales por los habitantes de la casa habitación. Para el riego en las áreas de cultivo se utilizó una bomba marca *Siemens*, monofásica de ¼ de h.p.

En la TABLA 3.1 se muestran algunas características del sistema de tratamiento de agua en la casa habitación.

TABLA 3.1 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

CARACTERÍSTICAS	FOSA SÉPTICA	MICROPLANTA	WETLAND	TANQUE DE ALMACENAMIENTO
Altura tanque, m	1.4	1.4	1.3	1.4
Altura nivel agua, m	1.1	1.1	0.6	1.0
TRH de diseño, d	1.0	1.0	1.5	1.0
FEV, adimensional	N.a.	N.a.	0.55	N.a.
Volumen del tanque, m ³	1.0	1.0	10.4	1.0
Volumen de grava, m ³	N.a.	N.a.	5.2	N.a.
Diámetro, m	1.3	1.2	N.a.	1.3

N.a. no aplica. TRH: tiempo de residencia hidráulica. FEV: fracción de espacio vacío.

3.3 Descripción del sistema de control de olores

La unidad de biofiltración de gases, fue construida con lámina galvanizada, la cual estuvo integrada por dos columnas; una de ellas se utilizó como testigo a la cual no se introdujo el flujo de gas ni se le agitó el medio filtrante. (ésta siempre estuvo almacenada en la columna; solamente se le adicionó agua. La otra columna como se mencionó, fue operada inicialmente siguiendo un criterio convencional y posteriormente otro con agitación del medio. Las dos columnas de biofiltración se encuentran contenidas en una estructura metálica que permitió la agitación del medio filtrante a través del movimiento giratorio de la misma accionado manualmente (solamente aplicado a la columna de biofiltración, no al testigo). En la Figura 3.3 se esquematiza el sistema de control de olores.

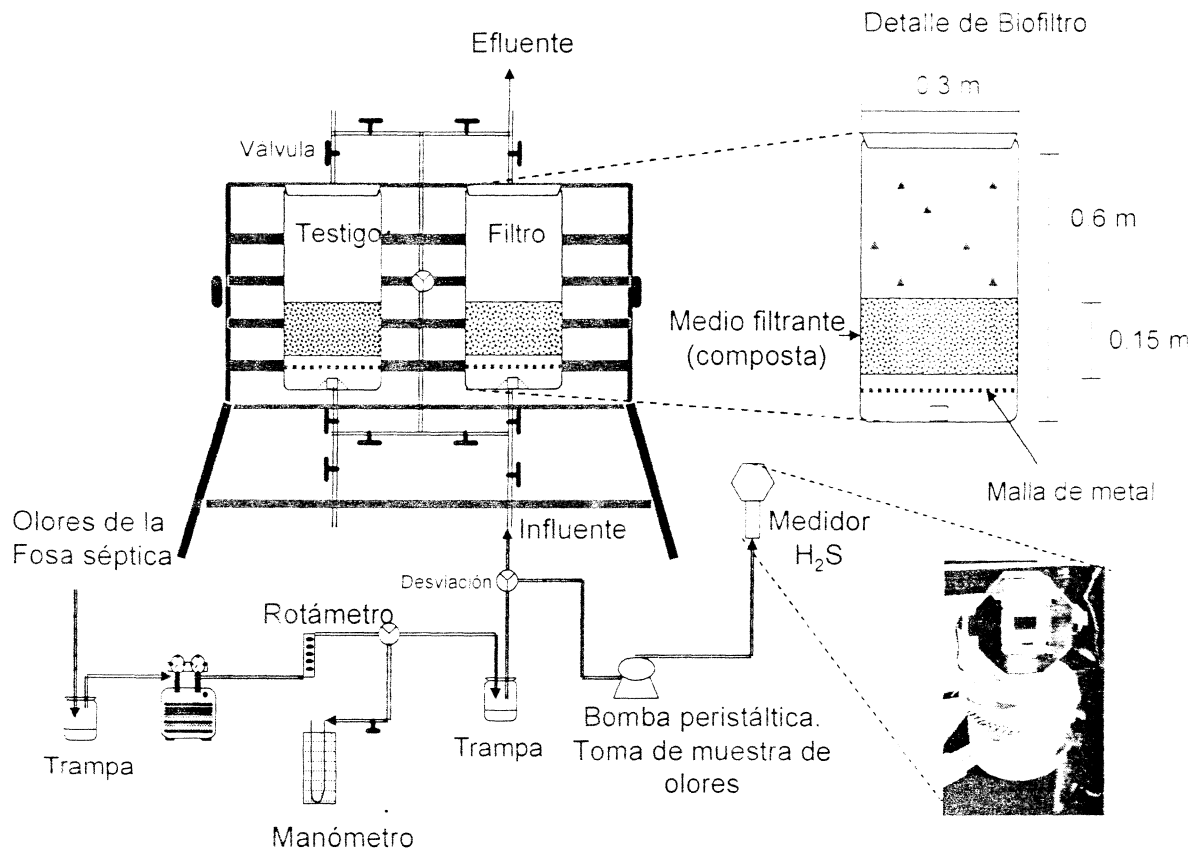


Figura 3.3. Esquema del sistema de control de olores en la casa habitación.

La agitación al medio filtrante se efectuó cada 2 días durante 10 minutos. El flujo de gas (28 L/min) proveniente de la fosa séptica y de la planta llegaba a este sistema de biofiltración por medio de un pequeño compresor marca *GAS-T*, modelo DOA-P104 que era controlado mediante el uso de un rotámetro calibrado marca *Cole Parmer* con rango de 0 a 100 L/m. Cada columna de biofiltración posee una altura de 0.6 m, con un diámetro de 0.3 m. La altura de empaque del medio filtrante fue de 0.15 m.

Se utilizó un manómetro de vidrio en "U" a la entrada del gas al biofiltro, en cm de agua para la observación de la caída de presión, que ejercía el flujo de gas sobre el material filtrante. Con lo que respecta a la medición de la humedad relativa del gas se utilizó un detector de humedad *Digi-Sense* marca *Cole Parmer* modelo 91090-00 con electrodo modelo 37000-50. Se utilizó un sensor de H₂S marca *EIT Gas Detection Systems* serie 4500 con sensor y transmisor electroquímico para monitorear el sulfuro de hidrógeno en el gas, tanto en el influente como en el efluente, junto con este sensor se utilizó una bomba peristáltica para la toma de muestra de gas marca *Cole Parmer Masterflex* de velocidad variable, así como un interruptor de horario programado y motor cromométrico, marca *Tork*, modelo 8001. En la TABLA 3.2 se resumen los parámetros evaluados para el sistema de control de olores.

TABLA 3.2 PARAMETROS REALIZADOS EN EL SISTEMA DE CONTROL DE OLORES

PARAMETRO	EN	REFERENCIA	DESCRIPCION
Concentración de H ₂ S	Gas influente y efluente	EIT Gas Detection Systems, USA.	Sensor y transmisor electroquímico
Humedad Relativa	Gas influente y efluente	Detector de humedad DigiSense, Cole Palmer Instruments, U.S.A.	Medición electrónica con sensor
Temperatura	Gas influente y efluente	Detector de humedad DigiSense, Cole Palmer Instruments, U.S.A.	Medición electrónica con sensor
SO ₄ ²⁻	Medio filtrante	Malhaurier <i>et al.</i> (2003)	Método fotométrico con lectura a 515 nm. 1 g composta en 100 ml agua desionizada con agitación durante 5 minutos
Humedad	Medio filtrante	Parent y Caron (1993), Schwarz <i>et al.</i> , (1999)	Secado de 1 g de muestra a 103°C por 48 hrs
Caída de presión	Medio filtrante	Manómetro diferencial	Medición en la diferencia de altura entre los meniscos del líquido (agua)
pH	Medio filtrante	Hendershot <i>et al.</i> (1993); Acuña <i>et al.</i> , (2002); Oyarzún <i>et al.</i> , (2003); Schwarz <i>et al.</i> (1999); Bagreev <i>et al.</i> , (2001)	1 g composta seca en 100 ml de agua desionizada con agitación durante 5 min
Alcalinidad	Medio filtrante	Hendershot <i>et al.</i> , (1993)	1 g composta seca en 100 ml de agua desionizada con agitación durante 5 min

3.3.1 Medio filtrante

La composta utilizada como material filtrante fue obtenida de la planta de producción de composta de Ciudad Universitaria-UNAM. Aquí este material se genera de algunos desperdicios orgánicos recolectados en el campus universitario. La proporción de sus constituyentes es de 4 partes de mezcla, 1 parte de estiércol de caballo y una parte de triturado de madera. La mezcla consiste de un 80 % de hojas y ramas de Eucalipto con un 20 % de pasto, fresno y liquidambar. Una rama de Eucalipto contiene aproximadamente 80 % de madera y 20 % de hojas. El proceso de composteo se lleva a cabo por medio de pilas estáticas y su duración en este espacio es de aproximadamente 3 meses.

La relación de Carbono Nitrógeno es de 20:1 en la composta al final del proceso. A la composta se le determinó una humedad del 51%, un pH de 8.03, con una alcalinidad de 15 mg CaCO₃/g medio seco, un coeficiente de uniformidad de 2.01 y un tamaño efectivo de partícula de 0.83.

Las características principales del biofiltro y la composta de relleno se mencionan a continuación en la TABLA 3.3.

TABLA 3.3 CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA DE CONTROL DE OLORES

EN	CARACTERÍSTICA	VALOR
	Contenido de humedad inicial en medio, %	51
Medio filtrante (composta)	Alcalinidad inicial en medio, mg CaCO ₃ /g composta seca	11
	pH inicial del medio, unidad	8.30
	Tamaño de partícula promedio, mm	1.06
	Volumen empacado (composta), L	10.6
	Sentido del flujo	Ascendente
	Altura de cama, m	0.15
	Diámetro de columna, m	0.30
	Tiempo de retención en cama vacía, s	23.4
	Carga superficial, m ³ /m ² /h	23.7
Columna	Carga másica en etapa convencional, g H ₂ S/m ³ /h	12.8
	Carga másica en etapa de agitación, H ₂ S/m ³ /h	5.4
	Concentración promedio de contaminante en influente en etapa convencional, mg H ₂ S/ L	0.08
	Concentración promedio de contaminante en influente en etapa de agitación, mg H ₂ S/ L	0.035
	Adición de agua al medio filtrante, ml cada 2 días	161
	Flujo alimentado de gas, m ³ /h	1.63

3.4 Técnicas analíticas

La toma de muestras al sistema de tratamiento de agua de la casa habitación se realizó cada 2 días, por la mañana (11:00 hrs). Las muestras eran almacenadas en frascos de vidrio de 300 ml, a < 4 °C para su posterior traslado al laboratorio. Para el muestreo se definieron los puntos P1 para el influente general o entrada a la fosa séptica, P2 para el influente a la microplanta o efluente de la fosa séptica, P3 para el influente al wetland o efluente de la microplanta y por último el P4 como efluente del wetland o efluente general del tren de tratamiento. Ver Figura 3.1.

Al tren de tratamiento se le determinaron los parámetros de demanda química de oxígeno total y soluble (DQO t y DQO s), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF) y pH de acuerdo a los Métodos Estándar (APHA, 1995), mientras que para la determinación del oxígeno disuelto y de la temperatura se utilizó un oxímetro digital con electrodo de membrana marca YSI, modelo 58.

UNIDAD	PARAMETRO	L	M	M	J	V	S	D
TREN DE TRATAMIENTO	DQO t							
	DQO s							
	SST							
	SSV							
	SSF							
	pH							
	Temperatura							
	Oxigeno disuelto							
UNIDAD	PARAMETRO	L	M	M	J	V	S	D
CONTROL DE OLORES	Humedad en gas							
	Humedad en medio							
	H ₂ S							
	SO ₄ ⁻							
	pH al medio							
	Alcalinidad al medio							
	Temperatura del gas							
	Caida de presión							

Figura 3.4 Cronograma de muestreo para el sistema integral.

Para llevar a cabo la evaluación del sistema de biofiltración se llevaron a cabo los parámetros resumidos en la Figura 3.4. Cada 2 días se realizó la toma de muestras del medio filtrante así como la medición de parámetros de campo. Las muestras de la cama se depositaron en frascos de plástico de 30 ml para su posterior análisis en el laboratorio. Todo el equipo de medición y equipo complementario se instaló dentro de una pequeña caseta que se colocó junto al sistema de biofiltración con la finalidad de proteger el equipo utilizado de las condiciones ambientales.

En la Figura 3.5 se aprecian fotografías de diferentes partes sistema de tratamiento integral ubicado en la casa habitación.



Figura 3.5 Fotografías al sistema de tratamiento. A) vista general de la casa habitación. B) tren de tratamiento integral y C) mediciones a la columna de biofiltración.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN



A continuación se presentan los resultados obtenidos durante la operación en general del sistema integral de tratamiento así como su discusión. Primero se discutirán los resultados obtenidos en el tren de tratamiento de agua de manera particular, es decir el comportamiento que presentó cada operación y proceso unitario durante su operación de 7 meses y por último, se abordarán los resultados obtenidos al sistema de control de olores, en la cual su operación se dividió en dos etapas: una fase convencional y una fase de agitación de la cama con 2 meses de operación para cada etapa. La descripción de cada etapa se menciona en su apartado correspondiente.

4.1 Tren de tratamiento de agua

A continuación se mencionan los resultados obtenidos por cada unidad. Al final del punto 4.1.3 se encuentra la TABLA 4.2 en donde se resumen los datos para las 4 unidades que integraron al tren de tratamiento de agua.

4.1.1 Fosa séptica

Durante el proceso de arranque del tren de tratamiento de agua se observaron fugas hidráulicas importantes tanto en la fosa séptica, la microplanta así como en el wetland; las cuales tuvieron que ser reparadas. Esta situación provocó que el arreglo de tales unidades retardara la etapa de arranque ya que tenían que estar vacías y secas para hacer las reparaciones correspondientes. Estas actividades fueron realizadas en varias ocasiones.

La concentración de la DQO_{total} en esta unidad, en el influente, se encontró en el intervalo entre 500 y 2250 mg/L, con un promedio de 1103 mg/L en el P1, mientras que en la salida el intervalo osciló entre 400 a 1750 mg/L, con un promedio de 816 mg/L; por lo tanto, la eficiencia de remoción obtenida para estos valores fue del 26 %. Respecto a la DQO_{soluble} en la entrada el intervalo se encontró entre 167 a 842 mg/L, con un promedio de 569 mg/L. Ver Figura 4.1.

Las concentraciones de DQO al inicio del tren de tratamiento son altas para ser agua residuales domésticas (Metcalf y Eddy, 2003).

En esta unidad la operación consistió en recibir las aguas residuales de la casa habitación y sedimentar la materia orgánica contaminante, a la vez que se produjo una hidrólisis o digestión parcial de la misma, esto se reflejó por una parte en el aumento de la DQO_{soluble} (569 mg/L en promedio en P1 sobre el efluente 578 mg/L, en el P2). En la Figura 4.1 se resumen los datos obtenidos para las 4 unidades que conforman al tren de tratamiento de agua.

El pH se mantuvo en un rango neutral, tanto en el influente (P1) como en el efluente (P2) con 7.4 y 7.2 respectivamente. La temperatura no varió mucho (solo 1°C) con 18.3°C en el influente (P1) y 19.4°C en el efluente (P2).

Con lo que respecta al oxígeno disuelto, en el influente (P1) fue de 1.1 mg O₂/L y en el efluente (P2) disminuye hasta 0.3 mg O₂/L, valor esperado para esta unidad de tratamiento primario.

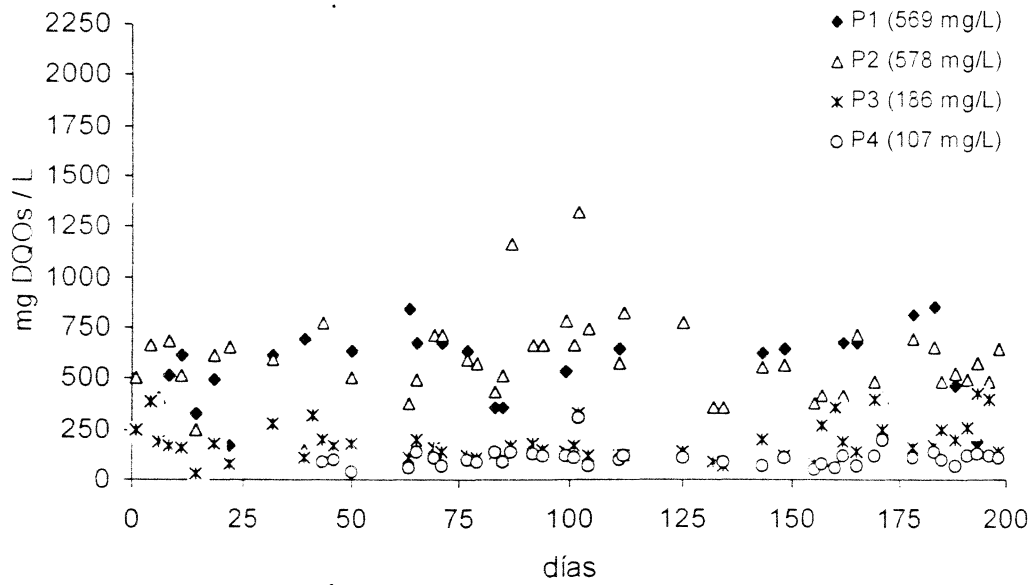
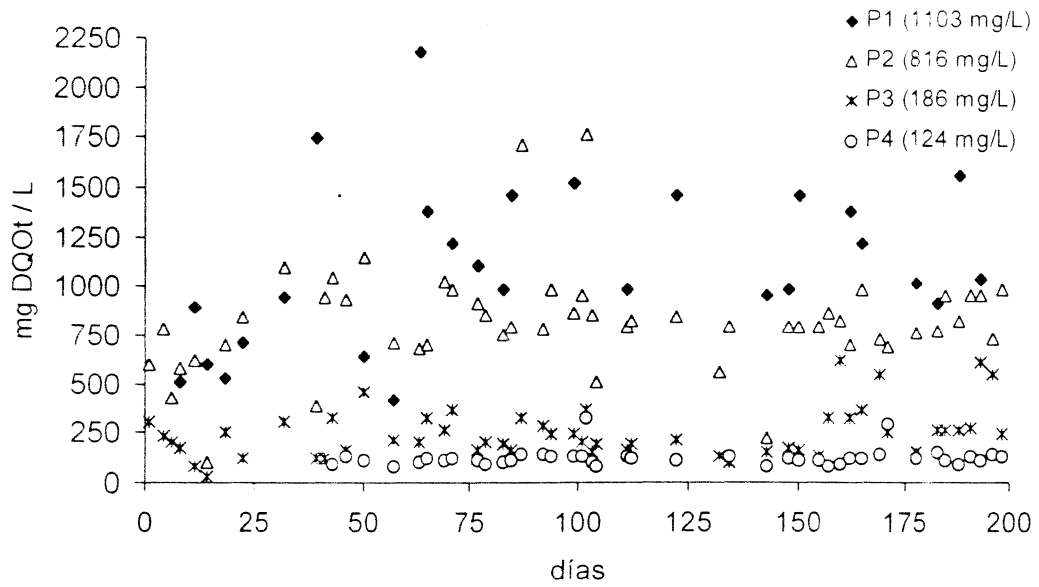


Figura 4.1 Comportamiento de la DQO total y soluble y el promedio para cada punto

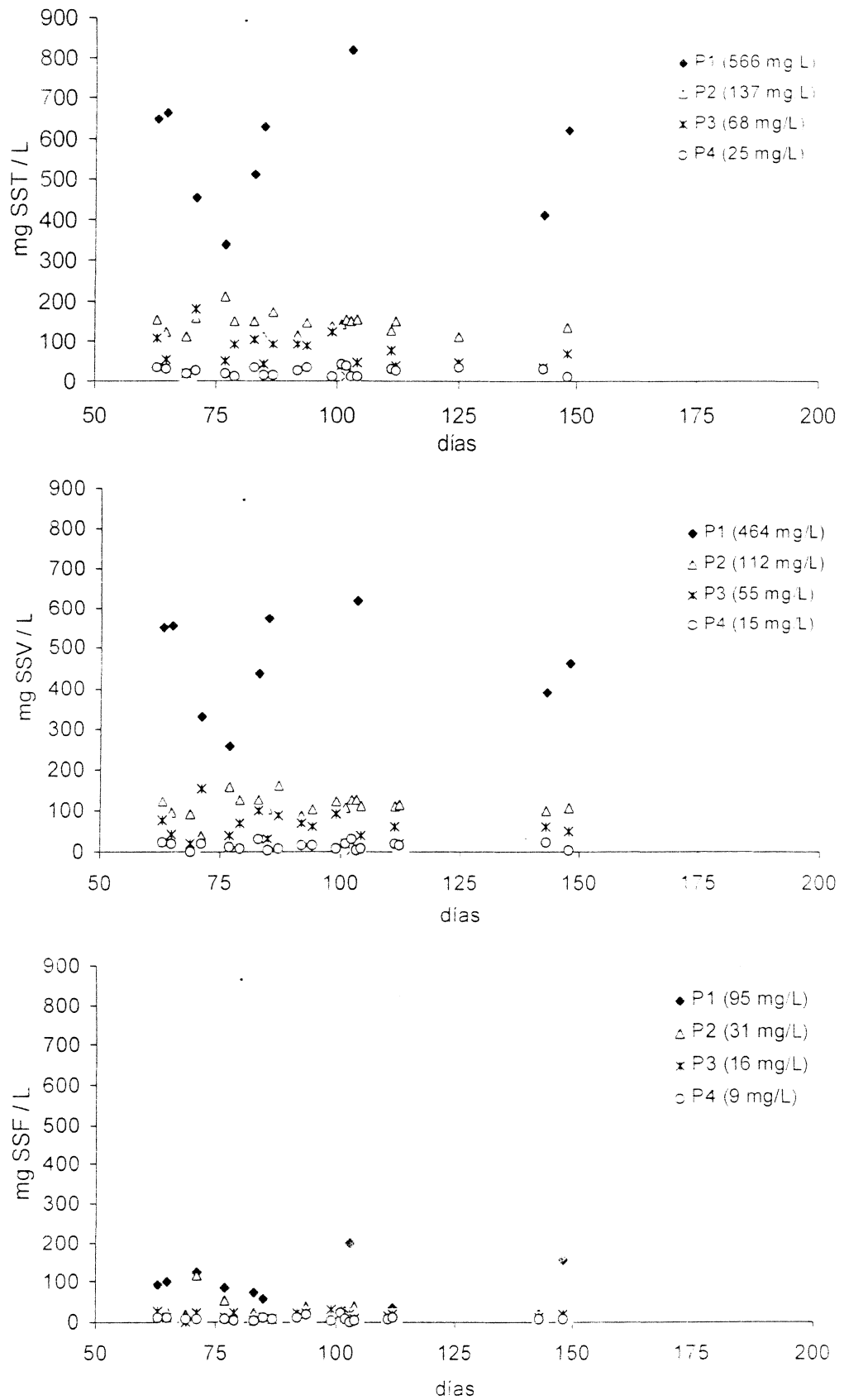


Figura 4.2 Comportamiento de los SST, SSV y SSF y el promedio para cada punto

4.1.2 Micropolanta

Las concentraciones para la DQO_{total} y la $DQO_{soluble}$ en el influente (P2) se encontraron en un intervalo entre 105-1760 mg / L, con un promedio de 816 mg / L y 246-1320 mg / L, con un promedio de 578 mg / L respectivamente.

La carga orgánica promedio aplicada a la planta paquete fue de 0.82 kg DQO_t / m³ / d y de 0.58 kg DOQ_s / m³ / d. El agua residual que estuvo tratando la planta paquete posee una concentración por arriba de lo que generalmente presenta un agua residual catalogada como doméstica (entre 250 y 500 mg / L para DQO_{total} , ver TABLA 2.1). Debido a que el influente al sistema de tratamiento presentaba altas concentraciones de materia orgánica, proveniente de los sanitarios y lavaderos, ocasionó que los parámetros típicos se apartarán del intervalo esperado de diseño de la planta paquete. La remoción promedio de esta unidad fue del 70 % (de 816 a 248 mg / L) para la DQO_{total} y del 68 % (de 578 a 186 mg / L) de DQO_s , mientras que para los SST, SSV y SSF fue del 50 % (138 a 69 mg / L), 51 % (112 a 55 mg / L) y 46 % (26 a 14 mg / L) respectivamente, porcentajes de remoción que mejoran trabajos anteriores (Márquez, 1997), ver Figura 4.1 y 4.2.

Respecto al pH en el influente (P2) fue de 7.2 y en efluente (P3) de 7.5, mientras que la temperatura fue de 19.4 en el P2 y 19.3 en el P3.

Durante la operación de esta unidad ocasionalmente se produjeron derrames entre compartimientos, principalmente entre la zona anaerobia y el sedimentador, hecho que no contribuyó a la remoción de contaminantes, puesto que no se daba el contacto debido entre el sustrato y los microorganismos. Esto se debió principalmente a la acumulación de sólidos y natas en la fosa séptica, ocasionando que se obstruyeran las líneas de flujo hidráulico entre compartimientos, por lo cual se debe de realizar el desazolve de esta unidad por lo menos cada año.

4.1.2.1 Sistema de aireación

Con el objeto de contar con información real sobre el desempeño del sistema de aireación basado en un compresor de diafragma de la micropolanta, se realizó un seguimiento diario de 5 días (de lunes a viernes) en una semana. Las mediciones fueron realizadas cada media hora. Se tomaron dos puntos de medición, el compartimiento 1 que es la primera zona aerobia en recibir el agua residual proveniente del reactor anaerobio y el segundo punto de medición fue el sedimentador secundario, ultimo compartimiento del filtro aerobio y zona que alimenta a la unidad siguiente que en el filtro de lecho de raíces.

En la Figura 4.3 se muestra el comportamiento que tuvo el oxígeno disuelto en cada punto de medición durante los 5 días. El OD en el compartimiento 1 de la zona aerobia el día lunes es muy parecido al del sedimentador secundario (o efluente de la zona aerobia), con 0.75 y 0.67 mg / L respectivamente; ya que no hay mucha variación entre ambas zonas, la diferencia es de 0.16 mg / L en promedio para estos dos puntos de medición; sin embargo, el día viernes la

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

variación es de 0.19 mg/L pero la concentración de OD es alta con 2.51 y 2.54 mg / L para el compartimiento 1 y el sedimentador respectivamente, valores deseables que debe de mantener el sistema de aireación para asegurar una alta eficiencia de transferencia de oxígeno (con K_L a mayores a 9 h^{-1} a una temperatura promedio de 20°C). En la TABLA 4.1 se resumen los valores obtenidos durante los 5 días.

Resulta evidente que la concentración de oxígeno disuelto se ve influenciada de manera directa por los hábitos y actividades en la casa habitación como es la variación en la concentración de contaminantes al tener concentraciones de DQO total de 750 mg/L en promedio en el influente de la microplanta y al flujo de agua en la casa habitación (además de la temperatura y la solubilidad). Como se puede apreciar en la Figura 4.3 los días martes miércoles y jueves tiende a bajar respecto a la concentración de oxígeno disuelto, días en los cuales hubo actividades en la casa habitación como es el lavado de ropa y el aseo de la casa misma. Se debe procurar una concentración de oxígeno disuelto por arriba o igual de $2 \text{ mg O}_2/\text{L}$ con la cual se asegure que la tasa de remoción de materia orgánica no se limite por la falta de oxígeno disuelto en el filtro aerobio.

TABLA 4.1 VALORES PROMEDIO OBTENIDOS EN OXÍGENO DISUELTO EN LA MICROPLANTA (DATOS POR DIA Y POR PUNTO)

DÍA	COMPARTIMIENTO 1 (mg / L)	SEDIMENTADOR SECUNDARIO (mg / L)	DIFERENCIA PROMEDIO (mg / L)
Lunes	0.75	0.67	0.16
Martes	1.54	0.75	1.2
Miércoles	1.25	1.01	0.43
Jueves	1.41	0.59	0.83
Viernes	2.51	2.54	0.19

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

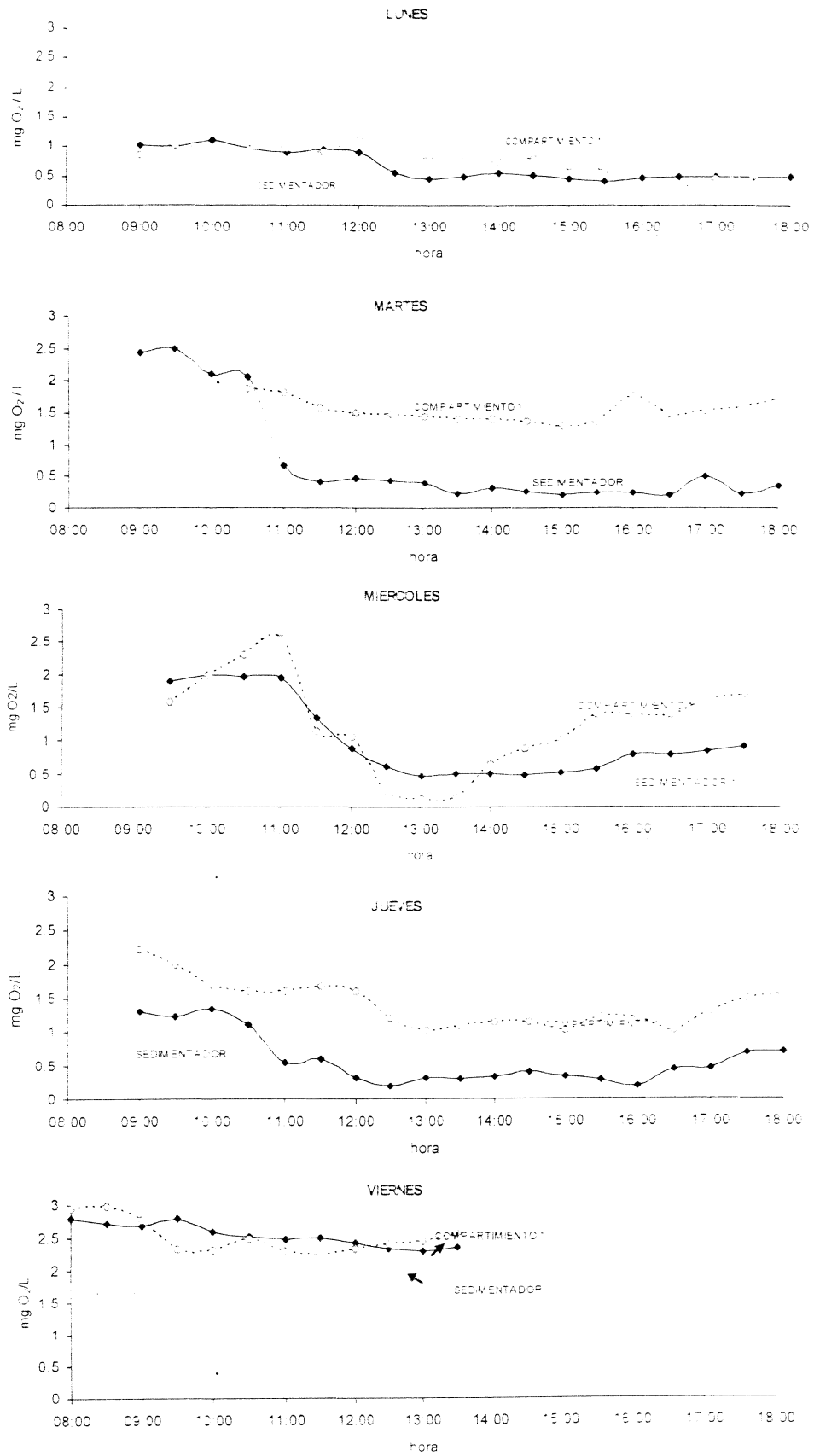


Figura 4.3 Comportamiento de oxígeno disuelto en la planta paquete. Compartimiento 1: primera zona aerobia sedimentador; salida de planta paquete.

4.1.3 Lecho de raíces (Wetland) y tanque de almacenamiento

Las concentraciones en el wetland con respecto al influente (P3) se encontraron, para DQO_{total} y $DQO_{soluble}$, en el intervalo de 35-615 mg / L (con un promedio de 248 mg / L) y 28-420 mg / L (con un promedio de 186 mg / L) respectivamente. Con respecto al efluente (P4) de esta unidad fue para la DQO_{total} y $DQO_{soluble}$ de 77-320 mg / L (con un promedio de 124 mg / L) y 41-304 mg / L (con un promedio de 107 mg / L) respectivamente. La remoción de esta unidad fue del 50 % para DQO_{total} y del 42 % para $DQO_{soluble}$; mientras que para los SST, SSV y SSF fue del 62, 73 y 21 % respectivamente. El pH en el influente (P3) fue de 7.5 con 19°C en promedio y en el efluente (P4) de 7.9 con 16.9°C en promedio. Las plantas que fueron introducidas al wetland fueron recolectadas de los canales de Xochimilco, zona cercana a la casa habitación, para permitir una fácil adaptación al lugar. De un total de 50 plantas, el 25 % correspondió al género de *Phragmites* y el resto al género *Thypha*. Sólo 36 plantas sobrevivieron, por lo que el porcentaje de sobrevivencia fue del 72 %, con una densidad poblacional aplicada de 4.6 plantas / m². La desinfección en el tanque de almacenamiento se realizó con pastillas de cloro (0.3 a 0.5 mg / L como cloro residual en esta unidad), con la cual el usuario del sistema de tratamiento, mediante una bomba, extraía el agua para disponerla en el terreno cercano al sistema. El reúso del agua tratada fue destinado al riego de plantas con fines ornamentales.

TABLA 4.2 VALORES PROMEDIO EN LA OPERACIÓN DEL TREN DE TRATAMIENTO DE AGUA

Parámetro	P1*	P2*	% REM en FS	P3*	% REM en MP	P4*	% REM en FLR	REM TOTAL
DQOt, mg/l	1103	816	26	248	70	124	50	89
σ	414	268		126		45		
n	27	54		54		42		
DQOs, mg/l	569	578	Prod	186	68	107	42	81
σ	183	202		91		44		
n	24	49		51		39		
SST, mg/l	562	138	75	69	50	26	62	95
σ	142	31		40		10		
n	9	21		21		21		
SSV, mg/l	464	112	76	55	51	15	73	97
σ	123	25		36		9		
n	9	21		21		21		
SSF, mg/l	98	26	73	14	46	11	21	87
σ	54	23		8		6		
n	9	21		21		21		
pH	7.4	7.2	N.a.	7.5	N.a.	7.9	N.a.	N.a.
σ	0.9	0.5		0.9		0.3		
n	12	24		24		24		
Temp, °C	18.3	19.4	N.a.	19.3	N.a.	16.9	N.a.	N.a.
σ	3	2.6		2.7		3.3		
n	29	50		50		50		
OD, mg/l	1.1	0.3	N.a.	1.1	N.a.	1.1	N.a.	N.a.
	0.7	0.3		0.5		0.8		

* Ver Figura 3.1 para su ubicación: N.a. =No aplica; REM = Remoción; FS = fosa séptica; MP = Microplanta; FLR = Wetland o filtro lecho de raíces; prod = producción; σ = desviación estándar; n: número de muestras tomadas

En la Figura 4.4 se presentan los promedios de DQOt, SST y la eficiencia para cada operación unitaria.

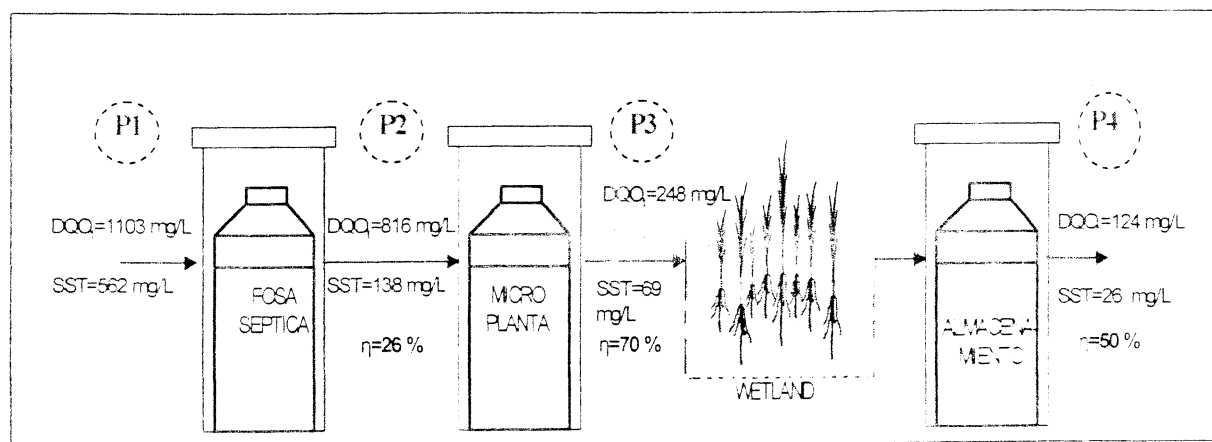


Figura 4.4 Valores promedio de DQOt, SST y eficiencias de cada operación unitaria.

La calidad de agua obtenida en cada punto de muestreo del tren de tratamiento de agua se puede observar en la Figura 4.5.

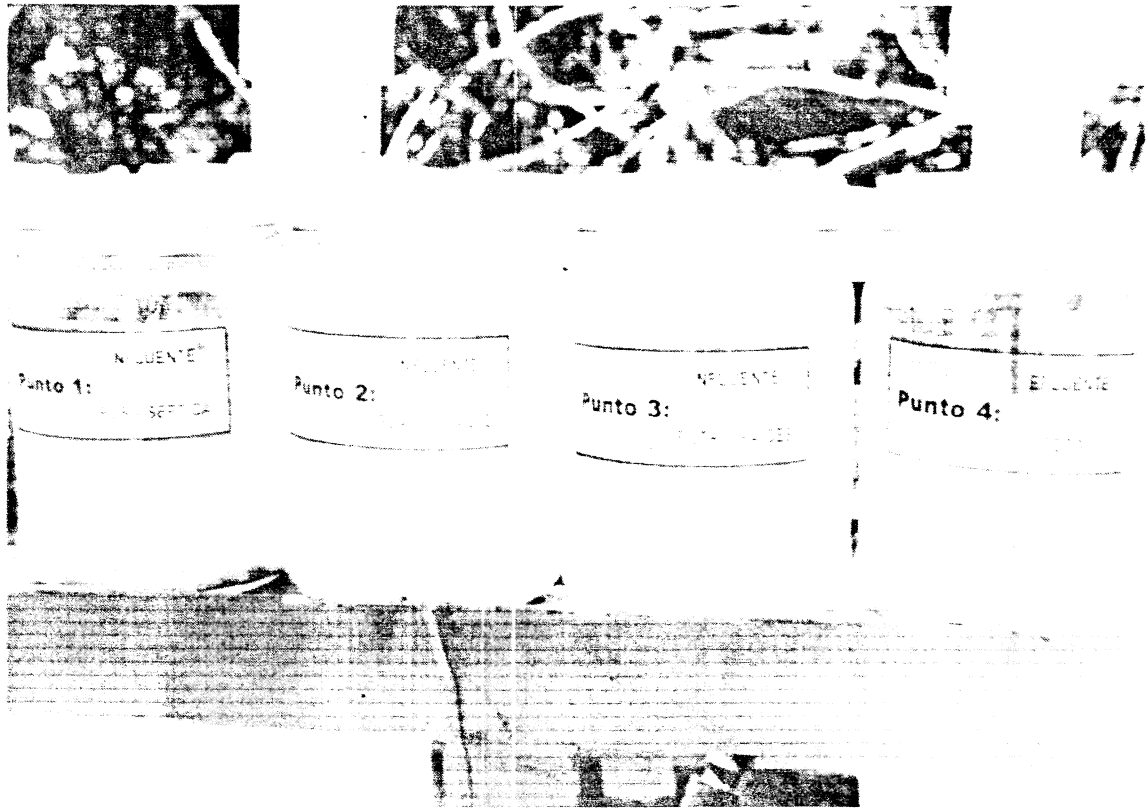


Figura 4.5 Fotografía de las muestras de agua en los puntos de muestreo

4.2 Sistema de control de olores

En este apartado se abordarán los parámetros determinados durante el seguimiento en la operación del sistema tanto para la fase convencional como de agitación, es decir que en cada apartado destinado a cada parámetro se discuten las dos fases a las cuales el biofiltro fue sometido.

Cabe recordar que la unidad de biofiltración estuvo integrada por dos columnas; una de ellas se utilizó como testigo a la cual no se le introdujo flujo de gas ni se le agitó el medio filtrante, solo se le adicionó agua. La otra columna fue operada inicialmente siguiendo un criterio convencional en el cual se le introdujo el flujo de gas contaminado (H_2S) y agua, y posteriormente una segunda etapa con agitación del medio, es decir, se le hizo pasar también el gas contaminado, se le adicionó agua y se agitó el medio filtrante.

4.2.1 Curva granulométrica

Una parte fundamental en la biofiltración de gases es el medio filtrante el cual se constituye de material inerte o natural, el cual deberá de tener características granulométricas adecuadas para dejar pasar el flujo de gas contaminado sin problemas de obstrucción. Para este caso, los datos

característicos del medio filtrante utilizado se muestran en la Figura 4.6 y los datos a partir de los cuales se construyó dicha figura se muestran en la TABLA 4.3 y TABLA 4.4. mientras que en la Figura 4.6 se muestra la distribución de partículas en función de la apertura del tamiz.

El tamaño específico (TE) de una partícula es el tamaño promedio, medido como el claro en milímetros del tamiz que deja pasar el 10 % en peso y que retiene al 90 % restante, es decir al que corresponde cuando el 90 % de las partículas son mayores a ese tamaño. El incremento de 0.28 a 0.83 mm correspondiente a la composta seca y húmeda respectivamente (determinado a partir de la Figura 4.5), refleja el incremento del tamaño de partícula debido a la cohesión de partículas finas provocada por el contenido de agua en el medio. Otro dato que proporciona la Figura 4.5 es el Coeficiente de Uniformidad (CU), que se entiende como la relación entre el tamaño del tamiz que deja pasar el 60 % de la muestra dividida entre el que solo deja pasar el 10 % y la pendiente que se observa en dicha figura refleja la dispersión del tamaño de partículas en el medio. Al incrementarse el valor de CU más uniformes serán las partículas en cuanto a su tamaño. La composta húmeda presentó un CU de 2.03 y la composta seca de 4.64. En este sentido, se confirma el efecto del agua en el incremento del tamaño de partícula, pues el CU es mas bajo cuando hay humedad en el medio; situación que es resaltada por Morgan-Sagastume (2003) en cuanto a mantener una adecuada humedad del medio filtrante ya que en ausencia de ésta la operación del biofiltro decae al presentarse efectos de canalizaciones, reducción de volumen útil y zonas muertas.

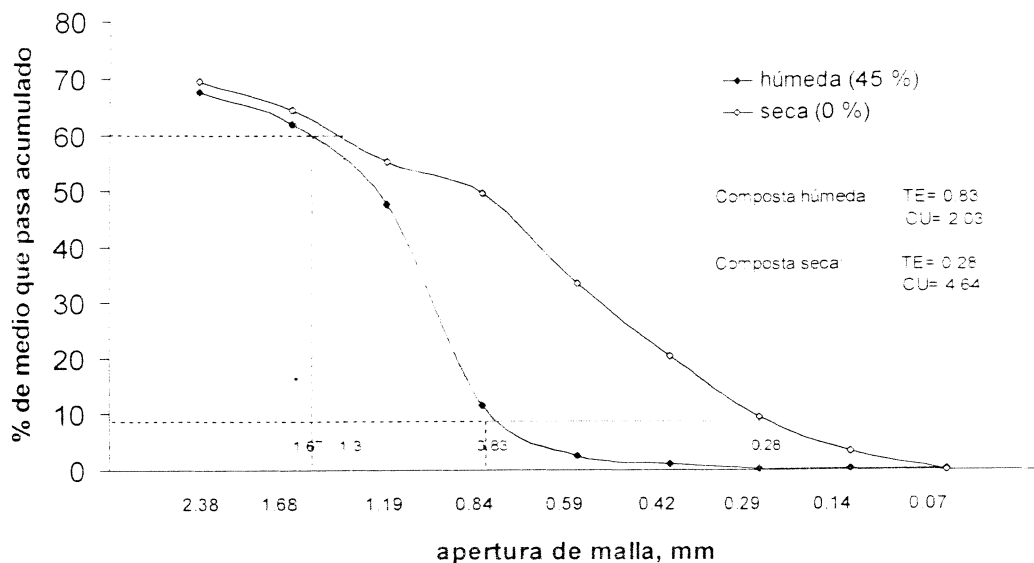


Figura 4.6 Curva granulométrica para composta seca y composta húmeda utilizada como medio.

La Figura 4.7 muestra una distribución de partículas de composta seca en un intervalo de apertura de malla más amplio que la mostrada por la composta húmeda, lo que indica que una composta menos húmeda tiende a disgregarse. Una columna de biofiltración con composta con escasa humedad tiende a presentar problemas operacionales como lo es el taponamiento y formaciones de canales preferentes de flujo (Morgan-Sagastume 2003).

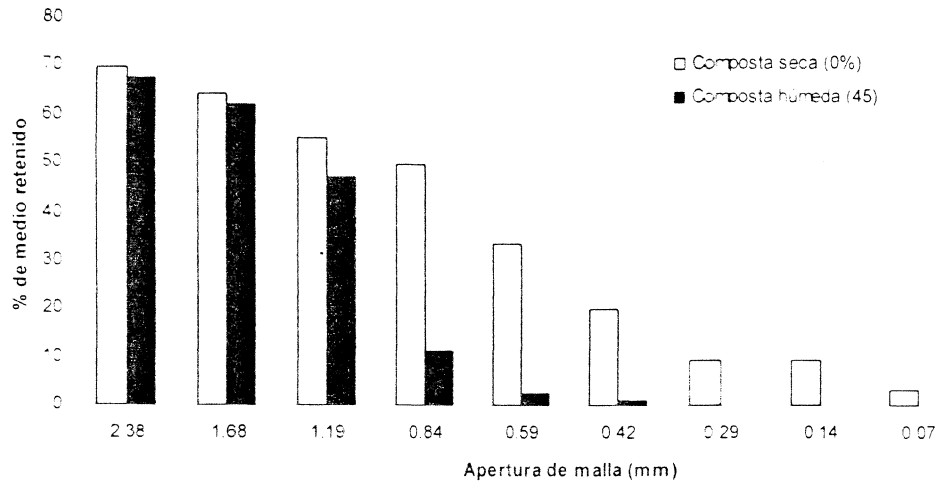


Figura 4.7 Distribución de partícula en función de la apertura de malla para composta seca y composta húmeda.

TABLA 4.3 DATOS DE LA CURVA GRANULOMÉTRICA EN COMPOSTA HÚMEDA

NÚMERO DE TAMIZ	APERTURA DE MALLA (mm)	PESO (gr)	%	% DE MEDIO QUE PASA ACUMULADO
8	2.38	324	32.4	67.7
10	1.68	57	5.7	62.0
16	1.19	142.5	14.3	47.7
20	0.84	361.5	36.2	11.5
30	0.59	91	9.1	2.4
40	0.42	13	1.3	1.1
60	0.29	10	1.0	0.1
100	0.14	0	0	0
200	0.07	0	0	0

TABLA 4.4 DATOS DE LA CURVA GRANULOMÉTRICA EN BASE SECA

NÚMERO DE TAMIZ	APERTURA DE MALLA (mm)	PESO (gr)	%	% DE MEDIO QUE PASA ACUMULADO
8	2.38	305	30.6	69.4
10	1.68	50	5.0	64.4
16	1.19	92	9.2	55.2
20	0.84	55	5.5	49.7
30	0.59	162	16.2	33.5
40	0.42	132	13.2	20.2
60	0.29	108	10.8	9.4
100	0.14	60	6.0	3.4
200	0.07	34	3.4	0

Por otra parte y de acuerdo a la ecuación (3) se determinó el tamaño promedio, el cual fue de 1.06 mm y comparando este valor en base húmeda contra el encontrado de Morgan-Sagastume (2003) de 1.9 mm el primero resulta bajo. Sin embargo la caída de presión mostrada durante la operación del biofiltro no tuvo cambios notorios que pudieran influir en la tasa de eliminación de H₂S. En este sentido Groenestijn y Liu (2002) utilizaron material cerámico con un tamaño de partícula promedio de 0.4 mm para tratar gases contaminados con Alfa-pinene como compuesto modelo, mientras que Elias *et al.*, (2002) utilizaron pelets de composta con 6 mm de diámetro promedio. Ambos mencionaron no tener problemas significativos de caída de presión por el tamaño de partícula manejado.

4.2.2 Tasas de remoción de H₂S

Durante la etapa de agitación disminuyeron las cargas aplicadas al biofiltro debido a la variación en el contenido de H₂S en la corriente gaseosa proveniente del sistema de tratamiento sin que esto pudiera ser controlado en la operación (ver Figura 4.8). Al comparar las cargas máxicas aplicadas que son similares tanto en la fase convencional como en la de agitación del medio es posible observar que las tasas de remoción en la fase de agitación son menores a las encontradas en la fase convencional, con una disminución de los valores promedio de remoción de H₂S de 86 a 71% entre una fase y otra.

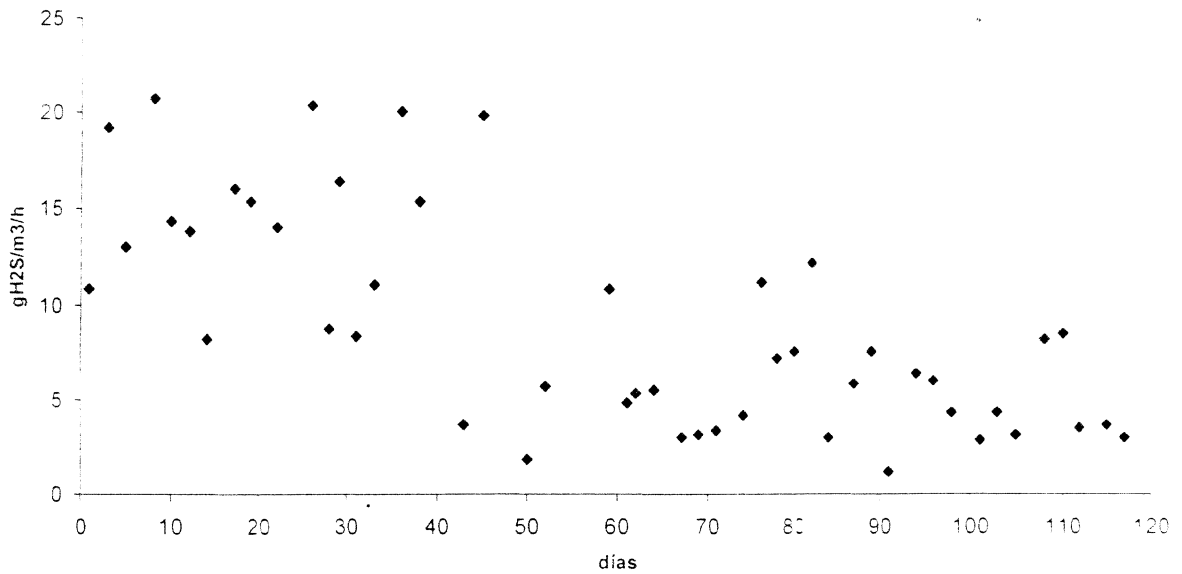


Figura 4.8 Comportamiento de la carga de H₂S durante la operación del sistema.

Este comportamiento en principio no esperado se relaciona con la producción de SO₄²⁻ en el medio, ya que en la fase de agitación, el biofiltro estuvo trabajando con concentraciones inhibitorias de sulfatos, fenómeno que se explicará en el inciso 4.2.4. En este caso, la agitación del medio no incrementó la capacidad de remoción del biofiltro, sin embargo se pudo dar un seguimiento más real en cuanto a la concentración de SO₄²⁻ en el medio.

En la Figura 4.9 se muestran las cargas máxicas removidas de acuerdo a las tasas de H₂S aplicadas al biofiltro durante las etapas de operación del biofiltro. Como fue mencionado, durante la fase de agitación, se observó la disminución de las cargas aplicadas debido a una menor concentración de H₂S que se presentó en la corriente gaseosa. El coeficiente de correlación en la etapa convencional resulta ser de 0.9608 el cual indica una mayor fuerza de relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del biofiltro, lo cual contrasta con la etapa de agitación, que fue de 0.5964, infiriéndose que disminuye la dependencia entre la carga aplicada y su tasa de remoción.

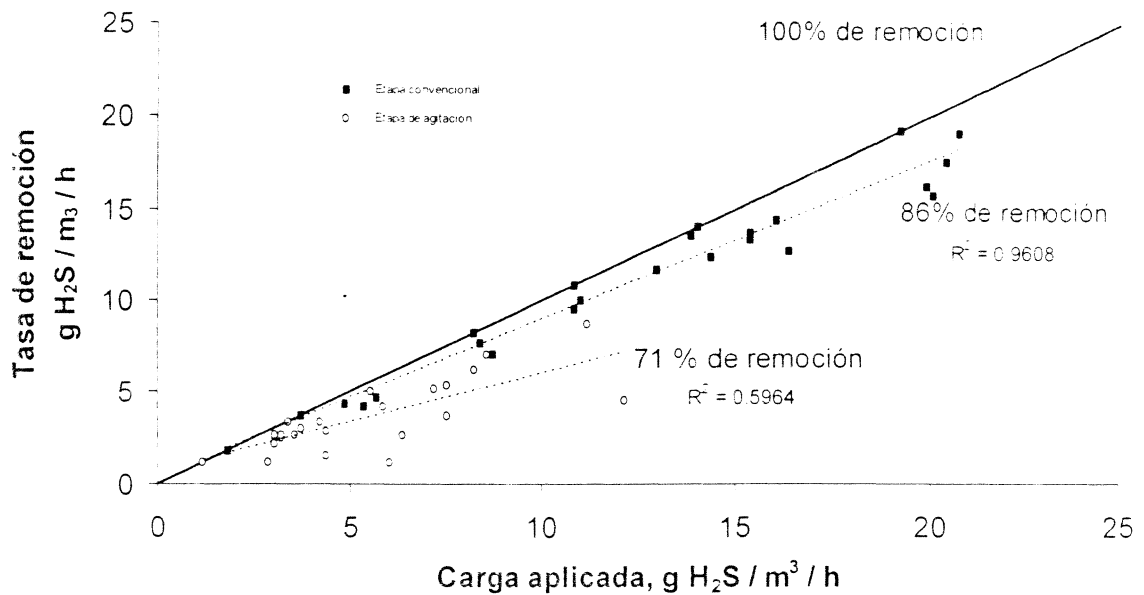


Figura 4.9 Tasa de remoción de H₂S en la etapa convencional y de agitación

Durante la etapa convencional (sin agitación del medio) en la columna de biofiltración la concentración que prevaleció en el gas influente fue de 76 ppmv, aunque en algunas ocasiones la medición llegó a ser de 124 ppmv, mientras que para la etapa de agitación el promedio de entrada fue de 32 ppmv. Estas concentraciones son muy altas ya que otros autores, que si bien, con sistemas que no se asemejan del todo al sistema en prueba (en cuanto a su dimensionamiento) han reportado valores muy bajos operando sistemas de biofiltración de gases provenientes de diferentes trenes de tratamiento; Chitwood y Devanny (2001) tuvieron en el influente de su biofiltro una mezcla de COV's y H₂S con una concentración de este último de 5 ppmv, Asikainen *et al.*, (2001) con 50 ppmv de H₂S presente en el digestor de lodos y Gerardo *et al.*, midieron concentraciones de 30 ppmv para Me₂S y 4 ppmv para H₂S.

Los resultados de Shinabe *et al.*, (2000) sugieren que los microorganismos que oxidan el azufre en una columna de biofiltración fueron afectados por la concentración de H₂S y mencionan una constante de inhibición K_i = 7.14 μmol / L. Las concentraciones de H₂S en plantas de tratamiento pueden variar considerablemente dependiendo del tipo de proceso y su flujo así como del tipo de agua residual que reciban. Las concentraciones aquí encontradas fueron similares a las encontradas por Shareefdeen *et al.*, (2003) quienes trabajaron sobre la biofiltración de gases provenientes de una estación de bombeo de aguas residuales con variaciones de H₂S de 20 a 90 ppmv y tasas de remoción hasta de 11 g H₂S / m³ / h.

Las variaciones en concentración del contaminante que se presentaron en la entrada al sistema de control de olores dependen principalmente de las características particulares de descarga de la casa habitación. Hay variables como son concentración de contaminantes presentes en el agua residual, temperatura, flujo, etc., las cuales influyen en la formación del gas contaminante

4.2.3 Humedad relativa y temperatura en el gas

La humedad presente en el gas, tanto en el influente como en el efluente se muestran en la Figura 4.10 y como se puede apreciar, el comportamiento en ambos puntos es casi en todos los casos, cercano al 100 % de saturación; con una diferencia entre ambos del 1 % en promedio (93% para el influente y 94 % para el efluente). Por este motivo no hubo necesidad de instalar una columna de humidificación del gas a tratar.

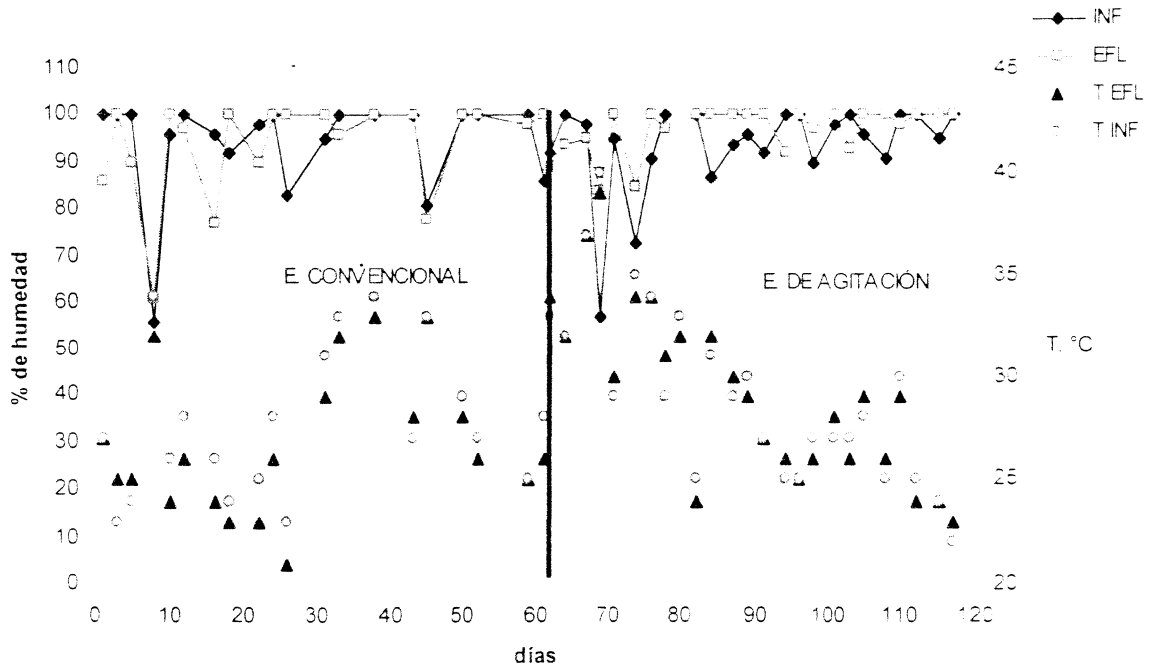


Figura 4.10 Comportamiento de la humedad relativa y de la temperatura en las dos fases

En aquellas operaciones con biofiltros en donde el flujo de gas no se encuentre saturado en humedad, se correrá el riesgo de que el medio filtrante sea desecado, por lo que este fenómeno inhibirá y eventualmente eliminaría a los microorganismos responsables de la remoción de contaminantes en el gas (Toffey, 1997). Para este experimento, la humedad en el gas de entrada en las ocasiones en que se encontró con una temperatura mayor en el medio filtrante, pudo adicionar agua por condensación una vez que fue enfriado en el medio filtrante. Sin embargo en otras ocasiones el aire de entrada presentó a temperatura igual o por debajo de la que se encontró en el medio por lo que se eliminó agua de éste (Striebig *et al.*, 2001). En la Figura 4.9 se aprecia la diferencia de temperatura entre el influente y el efluente.

La temperatura de trabajo del biofiltro fue la temperatura ambiente. En el gas influente el intervalo se encontró entre 21 a 39°C mientras que en el efluente fue de 23 a 40°C. Los biofiltros son operados regularmente en este rango mesofílico de temperatura (Chwun *et al.*, 2003; Yang y Allen, 1994) sin incurrir en costos de operación por un control en esta variable.

Por otro lado, un aspecto que incrementa la temperatura dentro del medio filtrante es la oxidación del H_2S por los microorganismos puesto que es una reacción exotérmica y este incremento en la temperatura, aumentará la capacidad del biofiltro. Es así que Leson y Smith, (1997) observaron que la temperatura se incrementó en función del aumento en la concentración en el influente de COV's como contaminante, el incremento durante el periodo de arranque fue de $3.0^{\circ}C$ (con $0.8 \text{ g COV} / \text{m}^3$) a $7^{\circ}C$ (con $1.4 \text{ g COV} / \text{m}^3$) y durante el periodo final de $2.5^{\circ}C$ (con $0.4 \text{ g COV} / \text{m}^3$) a $4.2^{\circ}C$ (con $0.6 \text{ g COV} / \text{m}^3$), lo cual demostró los efectos exotérmicos durante el proceso de degradación. Chitwood y Deviny (2001), Groenestijn (2002) y Leson y Smith (1997) encontraron que la tasa de oxidación de H_2S se incrementa con la temperatura.

Ergas *et al.* (1995) encontraron porcentajes cercanos a la saturación (100 %) en el gas de entrada a su biofiltro, el cual removió los gases (compuestos alifáticos) provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales. La pre-humidificación en el gas influente en algunas ocasiones es innecesaria cuando el flujo de gas proveniente de pilas de composta, de tanques sépticos, de igualación y de tratamiento de aguas residuales, regularmente se encuentran cercanos al 100 % de humedad relativa, por lo que no se requiere un proceso agresivo de humidificación.

4.2.4 Sulfatos en el medio filtrante

La concentración de los sulfatos en el medio filtrante resultó ser un parámetro de seguimiento y control importante en la operación del biofiltro. Como se puede apreciar en la Figura 4.11 al inicio de la operación la concentración más baja fue de $1.7 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca y al finalizar la etapa convencional se incrementa hasta $8 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca. Al momento de realizar la agitación del medio la concentración se incrementa hasta $15 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca y continua así hasta $26 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca; esta concentración de sulfatos se encuentra cercana a la concentración inhibitoria de $30 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca reportada por Wada (1986) y Leson y Winer (1991).

La entrada del flujo de gas contaminante al biofiltro es ascendente por lo que los primeros centímetros de la cama son los que reciben la mayor concentración del contaminante. Al final de la etapa convencional y al aplicarse la agitación del medio la concentración de SO_4^{2-} se incrementa (de 8 a $15 \text{ mg SO}_4^{2-} / \text{g}$ composta seca). Este salto se explica por que al aplicarse esta opción operativa, el SO_4^{2-} se dispersa por todo el medio incrementándose así la concentración.

Chung *et al.*, (1996) encontraron que el mecanismo de degradación por *Thiobacillus thioparus* CH11 se relacionó con la concentración de H_2S en el influente y mostraron que el mayor producto de la degradación fue SO_4^{2-} cuando se suministró una baja concentración del contaminante en el biofiltro y por el contrario cuando se suministró una alta concentración de H_2S el producto que prevaleció fue el S° . En este sentido Elias *et al.*, (2002), observaron que en un biofiltro, con un TRCV de 27 y 13 segundos y una carga másica de 10 a $45 \text{ g H}_2\text{S} / \text{m}^3 / \text{h}$, el 82 % de la cantidad total de azufre acumulado fue S° , situación que coincide con este trabajo al tener concentraciones altas y bajas de H_2S por lo que se formaron SO_4^{2-} y S° .

Por otra parte Chung *et al.*, (1996), encontraron que la carga másica óptima de alimentación en su biofiltro fue de 25 g H₂S / m³ / h. siendo el SO₄²⁻ el mayor producto metabólico encontrado. En este sentido Morgan-Sagastume *et al.*, (2003) encontraron acumulación de SO₄²⁻ en el medio filtrante por lo que recomendaron la adición de agua y su homogeneización en el medio, lo cual permite el lavado uniforme de todo el lecho filtrante por medio de un lixiviado, lo que evita así la acumulación de SO₄²⁻.

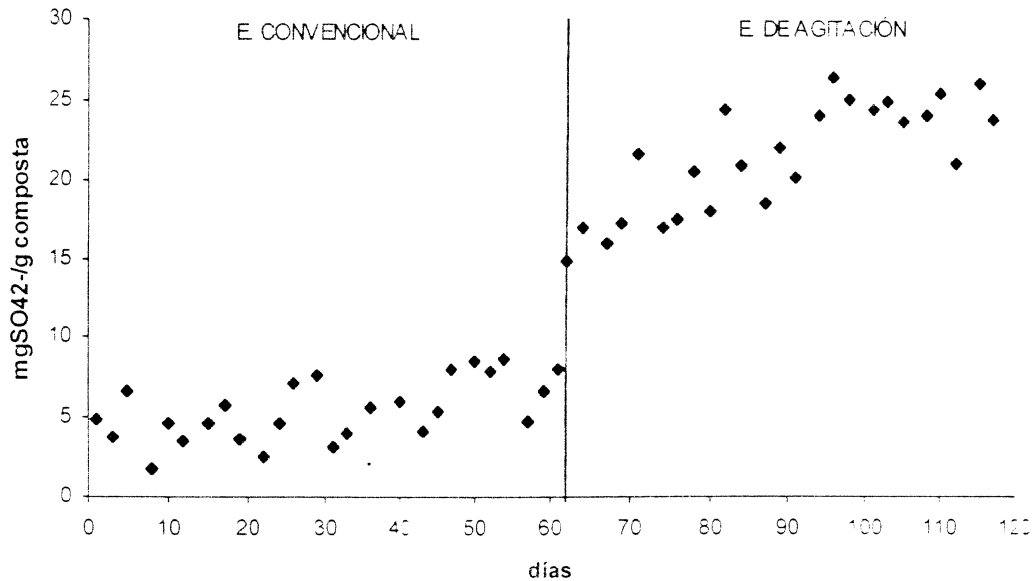


Figura 4.11 Acumulación de sulfatos en biofiltro

Los resultados muestran que conforme la concentración de sulfatos así como su acumulación fue en aumento en el seno de la cama de composta, el porcentaje de remoción de H₂S disminuyó. En la Figura 4.12 se observa el comportamiento de H₂S removido y el incremento de SO₄²⁻ en el medio filtrante. Conforme se da la biotransformación del H₂S se va acumulando el SO₄²⁻ hasta un punto que se vuelve inhibitorio para los microorganismos responsables de dicha transformación. Deshusses y Johnson (2000) mencionan que después de una operación de 6 meses en biofiltros, utilizando empaques naturales, se presentan problemas de taponamiento, presencia de toxinas, así como la acidificación del medio.

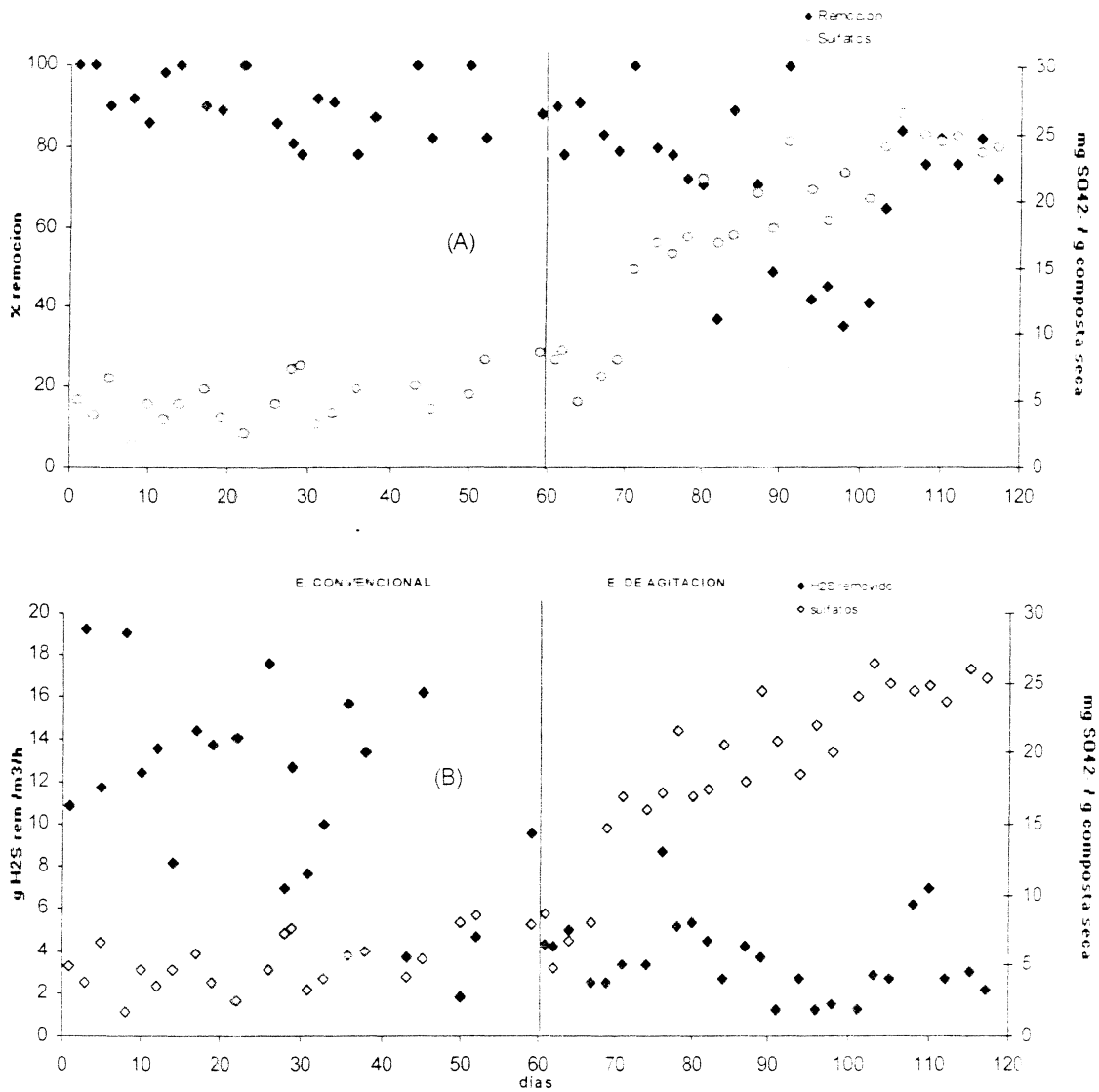


Figura 4.12 Comportamiento de H₂S removido y del porcentaje de remoción en relación con la acumulación de SO₄²⁻, A) Remoción Vs acumulación de sulfatos y B) H₂S removido VS acumulación de sulfatos

En la Figura 4.13, al final de la etapa convencional, sin movimiento de la cama, es posible observar la formación de azufre elemental.

Los malos olores provenientes de gases como el sulfuro de hidrógeno, mentatiol, sulfuro dimetil y el amonio son degradados hasta ácidos fuertes tales como sulfúrico y nítrico por los microorganismos (Cho *et al.*, 2000; Park *et al.*, 2002) y cuando estos ácidos fuertes se acumulan en el biofiltro el pH de éste decrece, por lo tanto los microorganismos se ven inhibidos y el funcionamiento del biofiltro cesa.

El SO₄²⁻ y su impacto en el pH fue el principal factor que provocó la disminución en la remoción de H₂S con un promedio de carga másica aplicada de 12.7 g H₂S / m³ / h durante la fase convencional y un promedio de 5.4 g H₂S / m³ / h para la fase de agitación. Conforme va

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

aumentando el sulfato en el medio, el porcentaje de remoción va disminuyendo; prácticamente después de una semana de iniciar la agitación se nota en la gráfica superior (A) de la Figura 4.11 el descenso en el porcentaje de remoción, y de igual manera en la gráfica inferior (B) la tasa de H_2S removida disminuye. En la Figura 4.13-D se puede apreciar las partículas de azufre que se formaron al término de la operación convencional. En este sentido Janssen *et al.*, (1999) observaron S^0 , el cual presentaba características coloidales como su esfericidad (algunas elipsoides), de color blanco a amarillo pálido, las cuales son hidrofílicas.

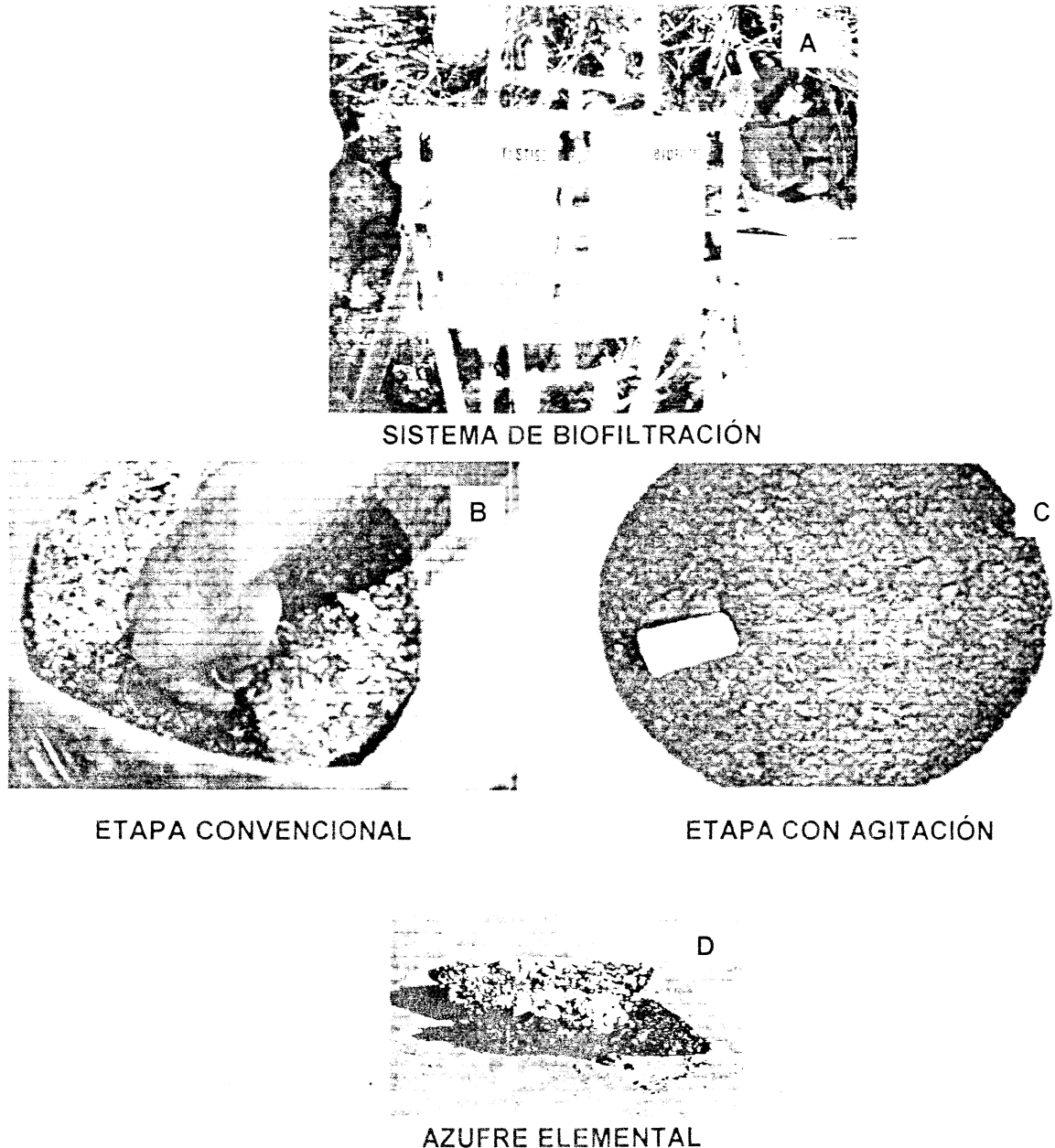


Figura 4.13 Fotografías durante las etapas convencional y de agitación del sistema de control de olores. A) Sistema de control de olores, B) Formación de S^0 elemental al final de la etapa convencional. C) etapa de agitación y D) formación de S^0 elemental sobre la superficie de las partículas de composta.

En la Figura 4.14 se observa en una microfografía con microscopio electrónico de barrido la estructura de la partícula del medio filtrante al final de la operación del sistema de control de olores después de 120 días de operación. Pocos autores mencionan el uso de microfografías electrónicas de barrido para corroborar la presencia de biopelícula sobre el material filtrante durante la operación de biofiltros. La Figura 4.14 muestra que en este tipo de material se adhieren los microorganismos a la superficie del material de empaque lo que permite al sistema de tratamiento contar con una mayor capacidad depuradora, logrando transformar así una mayor cantidad de contaminantes. En este sentido, Spigno *et al.*, (2003) observaron la formación de una capa compacta adherida al medio de soporte debido a la producción de material polisacárido extracelular. Por su parte, Acuña *et al.*, (2002) manejaron el efecto de diferentes nutrientes sobre la formación de la biopelícula utilizando suelo estéril y Janssen *et al.*, (1999) observaron la formación de pequeñas esferas de azufre elemental producidas y excretadas por la célula bacteriana las cuales se depositaron alrededor de ésta.



Figura 4.14 Microfotografía electrónica de barrido del material filtrante (composta) al término de la operación del biofiltro.

4.2.4.1 Balance teórico de SO_4^{2-} acumulados

El balance de azufre efectuado en el biofiltro consideró las especies de azufre que entran en la corriente gaseosa como igual a la suma de azufre que sale en la corriente gaseosa mas la acumulación que se presenta en el lecho filtrante así como el que sale en los lixiviados. de acuerdo a

$$\text{Entrada} = \text{Salida} + \text{Acumulación}$$

El balance teórico considera la entrada de azufre como $S-H_2S$ en el gas influente y su salida en el gas efluente, la formación de $S-SO_4^{2-}$ en la composta y su salida en el lixiviado, así como la formación de $S-S^0$ en el material filtrante, ver Figura 4.15. Por un lado se considera un valor teórico de sulfatos que, en un principio es calculado a partir del H_2S removido y expresado como $mg\ S-SO_4^{2-} / g$ composta seca (ver Anexo D), mientras que por otro lado se considera el valor real de los sulfatos cuantificados durante la operación del biofiltro. Cabe mencionar que la muestra para determinar los sulfatos, durante la etapa convencional, fue tomada en la parte superficial del biofiltro, ya que si se tomaba en la parte inferior se corría el riesgo de destruir y/o modificar la estructura interna del medio filtrante (composta). Respecto al comportamiento teórico se consideró que para la formación de sulfatos no existen limitantes en el proceso como puede ser la falta de oxígeno, la presencia de fenómenos de inhibición o bien, la falta de nutrientes.

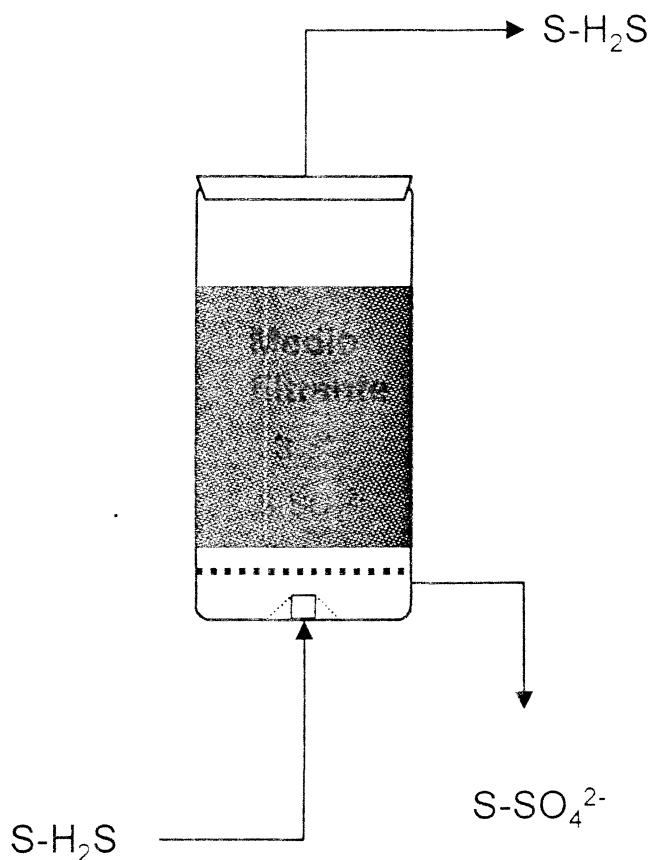


Figura 4.15 Balance de masa para el azufre en el biofiltro de composta.

4.2.4.2 Datos experimentales

Los datos que se obtuvieron de la medición de $S-SO_4^{2-}$ en el medio filtrante se presentan en la Figura 4.16 además de los datos teóricos calculados en el anexo D. El promedio teórico, como se mencionó anteriormente supone un comportamiento sin limitantes del cual el valor máximo alcanzado es de $67\ mg\ S-SO_4^{2-} / g$ medio seco al final de los 117 días de operación, sin embargo el promedio real del sistema reflejó una concentración por debajo del valor promedio teórico al

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

final de la operación con 9 mg S-SO₄²⁻/g medio seco, es decir hay una diferencia de 58 mg S-SO₄²⁻/g medio seco, la cual no se transformó propiamente en esta especie.

Para explicar esta diferencia pueden hacerse dos hipótesis. La primera es que los sulfatos formados en el medio filtrante se lavaron por medio de los lixiviados que se obtuvieron durante la operación del sistema.

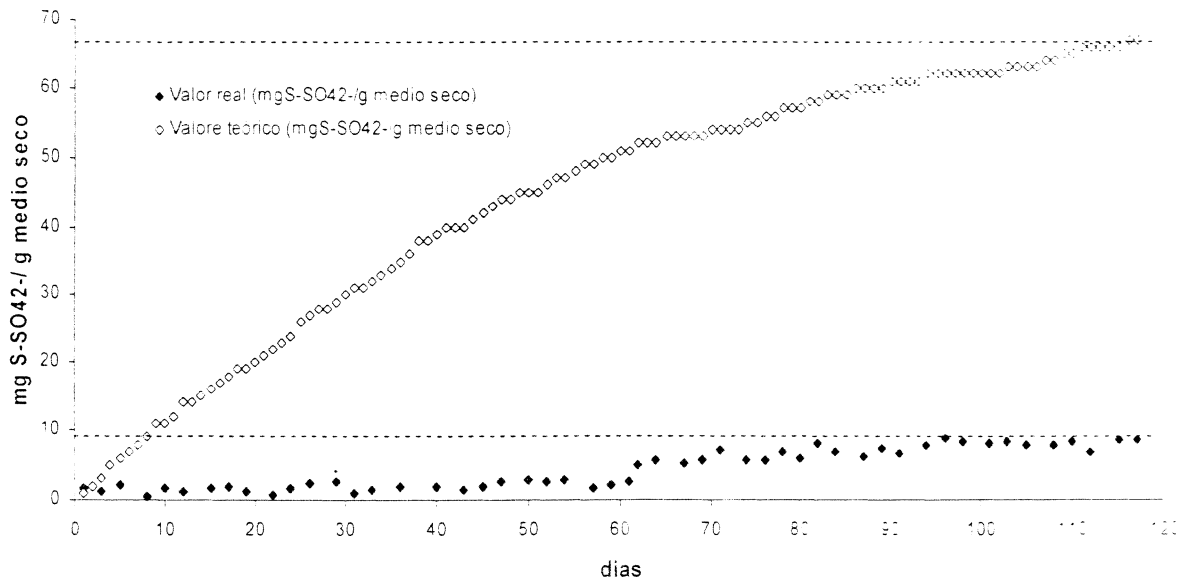


Figura 4.16 Comportamiento teórico y real de la acumulación de S-SO₄²⁻ en el biofiltro

Una segunda hipótesis es que la reacción de H₂S en la composta fue dirigida principalmente a la formación de S⁰ en lugar de SO₄²⁻. Esto debido a que se considera que el aire presente en la fosa séptica tiene un menor contenido de oxígeno puesto que viene de una zona anaerobia y con esta corriente de aire se está alimentando el biofiltro, por lo tanto el biofiltro no presentó una adecuada oxigenación y de esta manera el H₂S es oxidado solamente a S⁰. Esto, de acuerdo a lo observado por Janssen *et al.*, (2001) que describe un género *Thiobacillus* que lleva a cabo la reacción en la cual el H₂S es oxidado hasta S⁰, bajo condiciones limitantes de oxígeno, de acuerdo a la siguiente reacción:



Por otra parte, si existe un exceso de O₂ para que el H₂S sea oxidado completamente hasta SO₄²⁻, ello se representa mediante la siguiente reacción



En relación a la hipótesis uno, durante la operación del sistema (120 días) se purgó el biofiltro cuatro veces con una cantidad de 4.12 mg S-SO₄²⁻ cada vez, esto confiere un total de 16.6 mg S-SO₄²⁻ que dividiéndolo en los 3127 gramos de composta seca del biofiltro (ver Anexo C) resulta ser 0.0053 mg S-SO₄²⁻, valor muy pequeño que puede considerarse despreciable. Aún con la suma del SO₄²⁻ en el lixiviado y más el que se acumuló en el medio filtrante sigue siendo 9.7 mg S-SO₄²⁻ por lo que la diferencia entre lo teórico (66 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca) y lo real (9 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca) no pudo percolarse a través de los lixiviados por lo que esta hipótesis se desecha.

En relación a la hipótesis dos y de acuerdo al análisis al cálculo efectuado en el Anexo D, se tiene que el promedio del gas contaminante es de 0.29 mg H₂S / l en el agua de la composta, concentración presente en la biopelícula. Considerando una oxidación completa de H₂S a SO₄²⁻, se requieren 0.54 mg O₂ / l presente en el agua de la composta y 0.136 mg O₂ / l considerando la oxidación de H₂S solamente a S°. Puesto que se debe dar un equilibrio del oxígeno disuelto en el líquido con el contenido en la fase gas para que se lleve a cabo la transferencia de masa se considera a la Ley de Henry descrita en el inciso 2.3, y de aquí se obtiene que la concentración de oxígeno que debería de estar presente en el gas de entrada al biofiltro, para formar SO₄²⁻, es de 12.3 mg O₂ / l aire, mientras que para la formación de S° se requiere 3.11 mg O₂ / l aire.

Como se mencionaba anteriormente, en la Figura 4.16 se observa que existió una acumulación real de 9 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca, pero que al presentarse una concentración de oxígeno en promedio de 2 mg O₂ / l aire, no todo el H₂S se oxidó a SO₄²⁻, puesto que para darse una transformación total de H₂S a SO₄²⁻ se necesitaría que la corriente de alimentación al biofiltro tuviera al menos 12.3 mg O₂ / l aire. La presencia de SO₄²⁻ en el medio con una baja concentración de oxígeno se explica en el hecho de que, en el influente se presentaron variaciones de H₂S (de 7 a 124 ppmv) en el transcurso del día por lo que al entrar una baja concentración de H₂S al biofiltro el O₂ presente en el aire fue suficiente como para oxidar todo a SO₄²⁻, mientras que, cuando se presentaron concentraciones altas de H₂S, el oxígeno presente no fue suficiente por lo cual se formó S°. Este comportamiento debe de considerarse que en la columna hay un régimen dinámico, esto es, que la formación de especies de S se está modificando continuamente debido a las variaciones tanto de O₂ como de H₂S en la corriente y en algunos momentos hay formación de SO₄²⁻ y en otros de S°. El mayor producto formado fue S° debido a la baja concentración de oxígeno en el aire y a una concentración de H₂S promedio. El S° formado se puede apreciar cualitativamente en la Figura 4.12.

Otro hecho importante de resaltar es que la acumulación teórica de SO₄²⁻ en la composta, a partir del cálculo con una concentración de oxígeno real medida en campo en la fosa séptica de 2 mg O₂ / l aire (calculada a partir del Anexo E) que es de 0.11 mg S-SO₄²⁻ / g composta por día. Este resultado coincide con lo medido durante la operación del sistema, es decir, por ejemplo a los diez días de operación le corresponden una acumulación de sulfato de 1.1 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca, valor que es similar al S-SO₄²⁻ medido que fue de 1.6 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca y a 70 días le corresponden 7.7 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca contra 7.2 mg S-SO₄²⁻ / g composta seca medidos. Los datos antes mencionados soportan aún mejor la hipótesis

de una baja acumulación de sulfatos en el medio debido a problemas de limitación de oxígeno en el gas.

De la discusión anterior se desprende la importancia de dirigir la reacción de oxidación del H_2S mediante el control del oxígeno en la corriente gaseosa que ingresa al biofiltro. Es evidente que la formación de S^0 es más favorable para mantener las condiciones de pH en el biofiltro que la formación de SO_4^{2-} . Este aspecto merece ser investigado con más detalle.

4.2.5 Humedad en el medio filtrante

La humedad del medio filtrante en la fase convencional, a pesar de la adición de agua, observó un decaimiento del 50% hasta un 29%, mientras que en la fase de agitación de cama al inicio la humedad es de 30 % y al termino de 41%. Cabe recordar que la adición de agua tanto a la columna de biofiltración como al testigo se realizó a razón de 161 ml H_2O / cada 2 días. En contraste, el testigo permaneció con un contenido de humedad por debajo de lo existente en la columna de biofiltración, ver Figura 4.17. Ello se explica por el alto contenido de humedad en el gas (prácticamente al 100%), lo cual permitió, en el caso de la columna de biofiltración, la transferencia de humedad del aire al medio filtrante. Es importante la relación entre el contenido de agua en el material filtrante y el flujo de gas, una vez que el agua atraviesa la cama filtrante se corre el riesgo de que ésta se seque por el flujo (Ramírez-López, *et al.* 2003).

Por su parte, la agitación del medio filtrante permitió mejores condiciones de homogeneización lo cual se reflejó en el incremento del contenido de humedad.

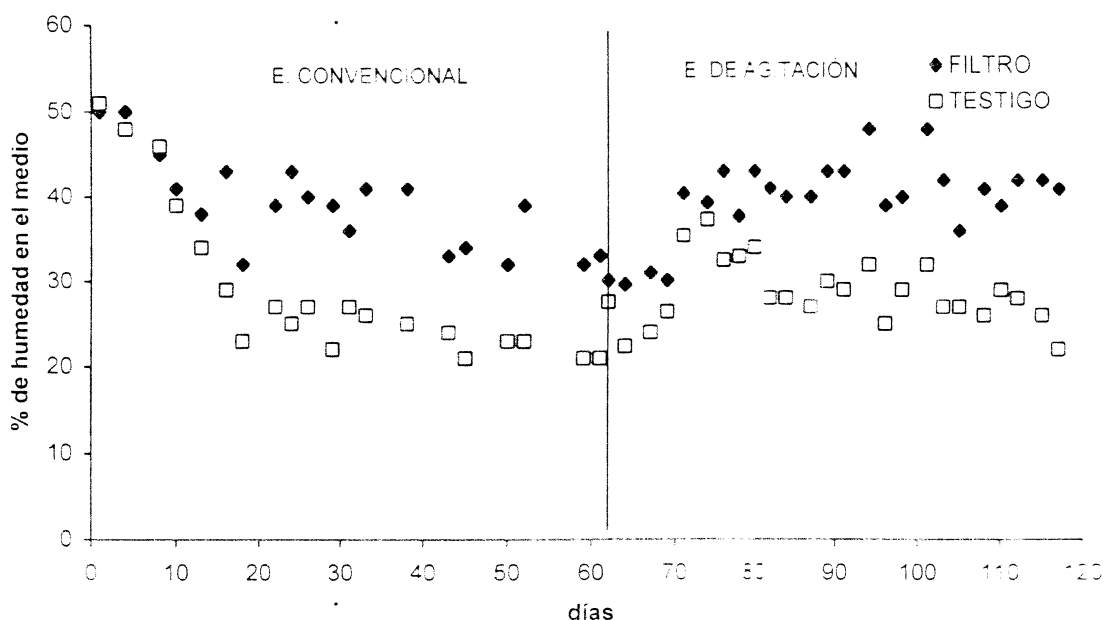


Figura 4.17 Comportamiento de la humedad en el biofiltro y en el testigo

4.2.6 Caída de presión en el medio filtrante

La caída de presión en el material filtrante se encontró en un rango pequeño de variación entre 6.0 a 4.0 cm H₂O durante la etapa convencional y para la fase de agitación de 5.3 a 4.5 cm H₂O hasta el día 95 de operación (ver Figura 4.18); dicho comportamiento coincide con el encontrado por Namkoong *et al.*, (2003) y Sheridan *et al.*, (2002) al referirse que no encontraron un incremento o decremento significativo utilizando varias cargas volumétricas. La carga superficial aplicada al biofiltro fue de 23 m³ / m² / h el cual se encuentra dentro del rango de operación recomendadas entre 18-96 m³ / m² / h (Mueller, 1998; Leson y Winer, 1991; Sabo *et al.*, 1993) y un flujo constante de 1.63 m³ / h.

La caída de presión no se alteró prácticamente durante la fase convencional. En la fase de agitación se observa posteriormente un incremento abrupto después del día 95, lo cual se explicó por la condensación y acumulación excesiva de agua en la parte inferior del biofiltro debido a la disminución de la temperatura ambiente que se presentó en ese tiempo. Al inicio de la fase de agitación, la temperatura a las 12:00 a.m. fue de 38°C y al final de esta etapa descendió a 25°C (por las noches se reportan temperaturas por debajo de los 15°C). Al remover el excedente de agua se restableció la caída de presión a los niveles anteriores. Para ello, fue necesario purgar con frecuencia (cada semana) el agua excedente acumulada en el fondo del biofiltro.

La baja caída de presión reduce los requerimientos energéticos para hacer pasar el aire a través del medio filtrante; mientras que si es alta, se reduce la eficiencia de transferencia de oxígeno del sistema. Durante el tiempo que duró la operación del biofiltro no se observó una acumulación de biomasa y/o azufre elemental tal que llegara a incrementar la caída de presión, al menos con este último parámetro como indicador. La acumulación de los productos de la conversión biológica en el medio puede ser importante para mantener una operación correcta de biofiltros (Lens y Kuenen, 2001; Morgan-Sagastume *et al.*, 2001; Malhautier *et al.*, 2003).

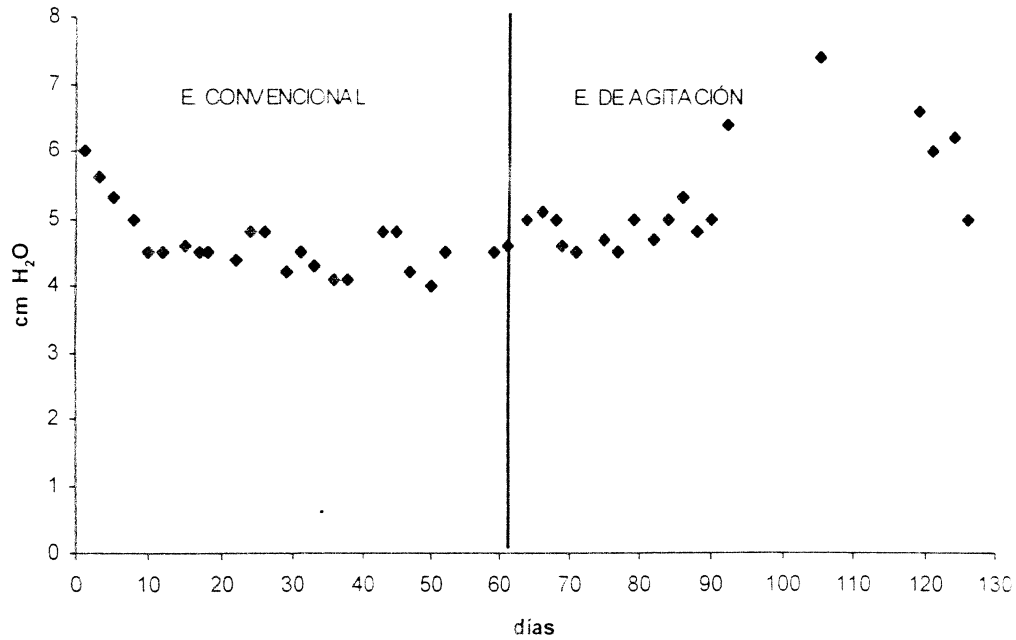


Figura 4.18 Comportamiento de la caída de presión en la columna de biofiltración.

El tratamiento del gas H₂S con una carga másica alta lleva a una disminución de los huecos o vías de canales en el material filtrante y por lo tanto un incremento en la caída de presión. La acumulación de biomasa también afecta adversamente la caída de presión la cual, primero se incrementa lentamente, mientras que después el incremento se vuelve exponencial una vez que más y más poros así como canales presentes en la cama son ocupados por la biomasa (Schwarz *et al.*, 2001). Se constató que el medio filtrante, basado en composta, tuvo un buen comportamiento en cuanto a su fuerza mecánica lo que pudo haber influenciado positivamente en una compactación mínima del medio (Sheridan *et al.*, 2002) más aún al agitarse mecánicamente el medio filtrante (Morgan-Sagastume *et al.*, 2003).

4.2.7 pH y alcalinidad en el medio filtrante

La evolución del pH en la columna de biofiltración y en el testigo se presenta en la Figura 4.19. Aquí es posible observar que este parámetro empieza con un pH de 8.05 y al finalizar la etapa de agitación, en promedio disminuyó hasta un promedio de 6.5 mientras que al efectuarse la agitación, baja aún más; es decir que al inicio de la fase de agitación empieza con un pH de 5.5 y termina hasta 4.5. En ambas etapas se ve claramente la tendencia de disminución de pH a través del tiempo. Los microorganismos que se encuentran adheridos a las partículas de composta utilizan el H₂S como sustrato y lo degradan hasta azufre elemental y/o sulfatos por lo que el pH disminuye al darse la producción de iones H⁺ reduciendo así el pH del medio. (Madigan *et al.*, 1998; Bagreev *et al.*, 2001). El decremento en la tasa de remoción de H₂S fue de cierta manera esperado al presentarse la disminución de pH debido a la formación de H₂SO₄ y a la consiguiente, aunque de manera indirecta, baja presencia de microorganismos degradadores de H₂S tolerantes a condiciones ácidas. Respecto a esto, Deshusses y Cox (2001) observaron un decremento temporal en la tasa de remoción de H₂S de 50 a 29 g H₂S / m³

/ h cuando el pH disminuyó de 7 a 3.8, además de que corroboraron la baja presencia de microorganismos tolerantes a condiciones ácidas (promedio de 3.5 log colonias / ml).

Como se mencionó en el apartado 4.2.2, la disminución en la tasa de remoción de H₂S se debió a la acidificación por acumulación de SO₄²⁻ y no a la acumulación de biomasa ni a la presencia de azufre elemental. En este sistema predominaron las especies intermediarias solubles en la oxidación de H₂S a SO₄²⁻ (Malhautier *et al.*, 2003).

Algunas especies de microorganismos son tan sensibles a los cambios de pH que pueden desaparecer en cuestión de horas durante fluctuaciones rápidas de pH (Devinny *et al.*, 1999), por lo que al cambiar repentinamente el pH, Cox y Deshusses (2002), encontraron en su percolador una pobre tasa de remoción de H₂S y tolueno. En el presente trabajo, la variación de pH fue paulatina, con eventuales variaciones bruscas, como se aprecia en la Figura 4.18, sobre todo al introducir la agitación del medio.

Al cabo de los 7 meses de operación se observó la disminución de la alcalinidad y del pH como resultado de la producción de ácido sulfúrico y su acumulación en el medio, ello coincide con resultados similares obtenidos por Morgan-Sagastume *et al.*, (2003) y situación también encontrada por Groenestijn y Liu, (2002) y Wada *et al.*, (1986). En este caso, la agitación del medio no incrementó la capacidad de remoción del biofiltro, aún cuando el pH del medio fue mejor controlado bajo condiciones de agitación.

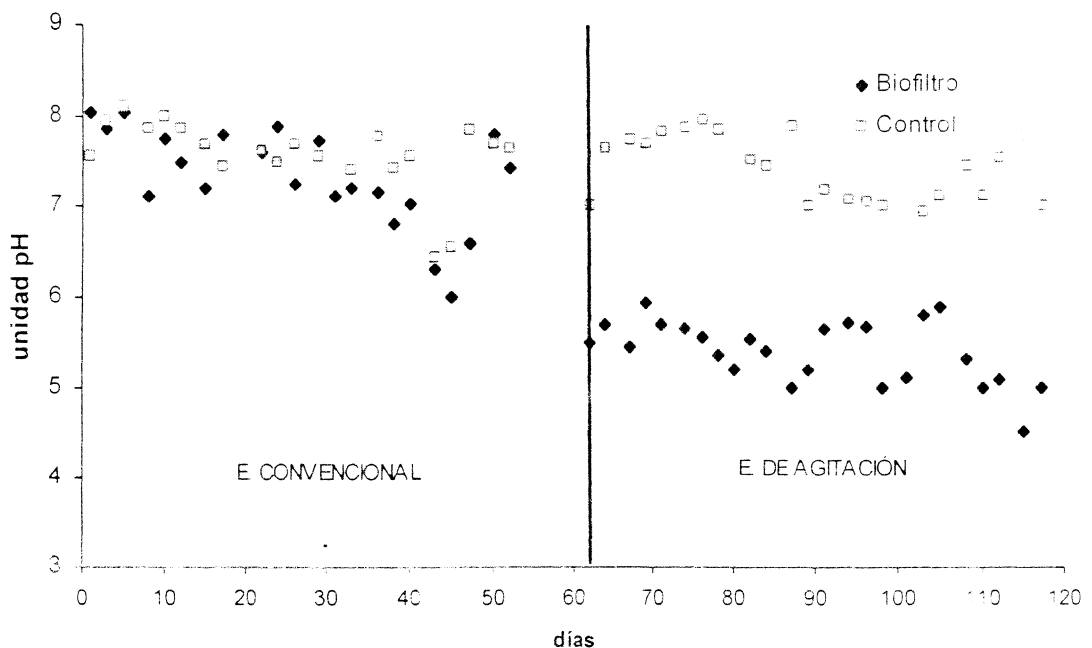


Figura 4.19 Comportamiento de pH en la etapa convencional y de agitación del biofiltro

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El comportamiento de la alcalinidad del medio durante la fase convencional fue variable y se encuentra en un intervalo entre 3 y 16 mg CaCO_3/g composta seca. En contraste, durante la agitación del medio, la alcalinidad en el biofiltro tuvo un comportamiento más constante con un promedio de 3.19 mg CaCO_3/g composta seca (ver Figura 4.20).

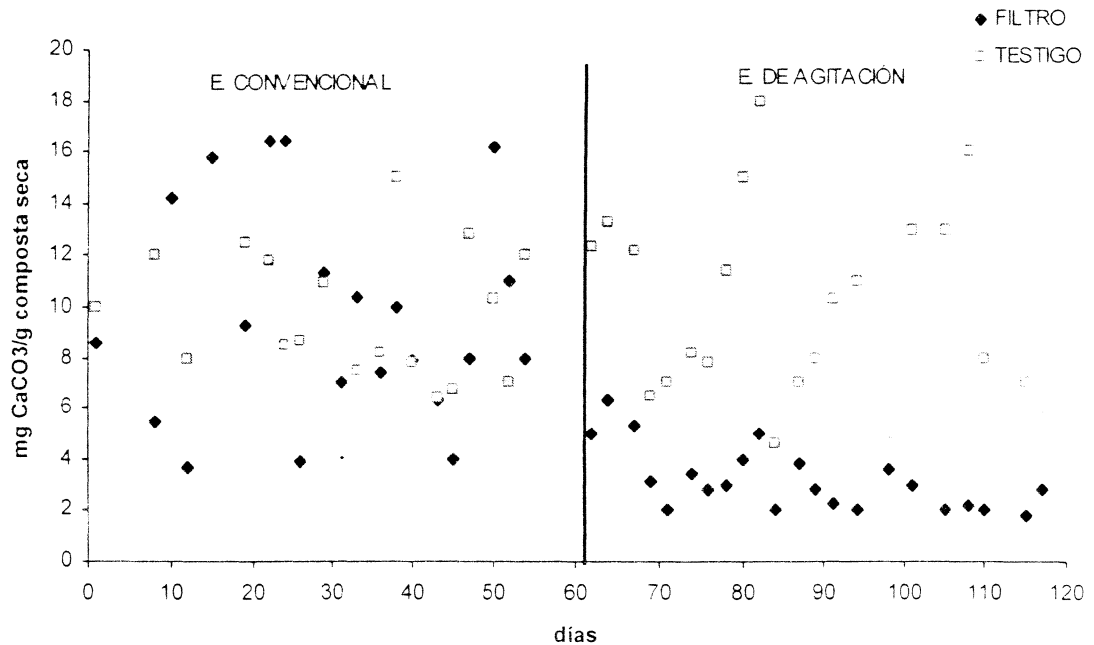


Figura 4.20 Comportamiento de la alcalinidad en las dos etapas de operación.

El comportamiento de los valores de alcalinidad en la fase de operación convencional presenta mayor variación que los valores obtenidos en el biofiltro durante la fase de agitación, debido a que el mezclado del medio provoca mejores condiciones de homogeneidad en el mismo puesto que la agitación evita su estratificación y el desarrollo de zonas con diferentes características, así como disminuye los canales preferencial de flujos que son formados en función del tiempo de operación.

5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES



El tren de tratamiento trabajó, bajo las condiciones específicas de la casa habitación donde fue instalada a un 89 y 81 % de eficiencia de remoción para DQO total y DQO soluble respectivamente; mientras que para los SST, fue de 95, siendo la planta paquete la unidad que alcanzó una mayor remoción de contaminantes.

El sistema de control de olores, basado en un biofiltro con composta, fue operado bajo el esquema convencional y de agitación del medio. La tasa de remoción del biofiltro se vio afectada por la acumulación de sulfatos en el medio filtrante donde, bajo las condiciones del experimento, la agitación del medio no contrarrestó el efecto inhibitorio de los sulfatos acumulados.

Las principales especies de azufre formadas en el material filtrante fueron SO_4^{2-} y S^0 , siendo éste último el mayormente formado debido a la baja concentración de oxígeno en el flujo de alimentación al biofiltro y a las variaciones de H_2S que prevalecieron durante la operación del sistema.

La agitación del medio filtrante si bien no incrementó la remoción del gas contaminante si mejoró, los parámetros de humedad en el medio, la alcalinidad, el pH y los SO_4^{2-} .

La reducción de los malos olores provenientes de la fosa séptica y de la microplanta fueron reducidos a completa satisfacción de los usuarios del sistema, al no percibir olores.

La instalación de un sistema de tratamiento integral permitió el reúso del agua residual generada en una casa habitación y evitó las molestias a los usuarios por malos olores al poner en operación el sistema de biofiltración.

RECOMENDACIONES

Tren de tratamiento de agua

Mejorar el sistema de aireación en la planta paquete de tal manera que se asegure una concentración por arriba de 2 mg/L.

La purga de lodos, cada 18 meses como máximo, en la fosa séptica y en la planta paquete para evitar los taponamientos y asegurar así una buena operación hidráulica.

Sistema de control de olores

Mejorar el diseño de la columna de biofiltración

La adición de suficiente agua sobre el medio filtrante para permitir el lavado del ácido sulfúrico así como su agitación.

Obtener perfiles de concentración en la columna empacada.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Realizar estudios sobre la identificación de especies de microorganismos presentes en el medio filtrante.

Diseñar sistemas capaces de resistir cambios de pH y acumulaciones de sustancias o metabolitos capaces de inhibir el sistema de biofiltración.

Estudiar el control de la oxidación del sulfuro a S⁰ preferentemente mediante el manejo de la corriente gaseosa que ingresa al biofiltro.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

6 REFERENCIAS





A

- Abbott, J. (1993) "Enclosed Wastewater Treatment Plants-Health and Safety Considerations" Foundation for water research report
- Accortt, J., Krause, R. y Rynk, R. (2001) "Air Handling Holds Key to Odor Management" *Biocycle*, 1, pp. 54-59.
- Acuña, M., Villanueva, C., Cárdenas, B., Christen, P. y Revah, S. (2000). "The Effect of Nutrient Concentration on Biofilm Formation on Peat and Gas Phase Toluene Biodegradation and Biofiltration Conditions" *Process Biochemistry*, 38, pp. 7-13
- Alfonso, C., Suidan, M., Sorial, G. y Brenner, R. (1997) "Gas Treatment in Trickle-bed Biofilters: Biomass, How Much is Enough?" *Biotechnology & Bioengineering*, 54, pp. 583-594.
- Al-Haddad, A. (1996). "H₂S Pollution: A Gulf Problem. Prediction of Henry's Constant for H₂S Under Simple Experimental Conditions" *Environmental Studies*, 50, pp. 213-222.
- APHA-AWWA-WPCF. (1991). "Standard Methods for the Examination of the Water and Waste Wastewater" Dieciseava Edición. ISBN: 087553-161-X. EEUU
- Asikainen, A; Shaw C. y Fred, C. (2001). "The New Breed of Odor Control Technology: IONS" *Water Engineering & Management*, 148 (6), pp. 18.25
- Ayaz, S. y Akca, L. (2001). "Treatment of Wastewater by Natural Systems" *Environment International*, 26, pp. 189-195



B

- Bagreev, A., Adib, F. y Bandosz, T. (2001). "pH of Activated Carbon Surface as an Indication of its Suitability for H₂S Removal from Moist Air Streams" *Carbon*, 39, 1897-1905
- Boon, A y Lister, A. (1975). "Formation of Sulphide in a Rising Main Sewer and its Prevention by Injection of Oxygen" *Water Technology*, 1, pp. 289-300
- Bonnin, C; Laborie A. y Paillard, H. (1990) "Odor Nuisances Created by Sludge Treatment: Problems and Solutions" *Water Science and Technology*, 2 (1), pp. 65-74
- Burgess, J; Parsons, S. y Stuetz, R. (2001). "Developments in Odour Control and Waste Gas Treatment Biotechnology: A Review" *Biotechnology Advances*, 19, pp. 35-63
- Busca, G. y Pistarino, C. (2003). "Abatement of Ammonia and Amines from Waste Gases: a summary" *J. Loss Prevention in the Process Industries*, 16, pp. 15-163



C

- Canela, M., Alberici, R. y Jardim, W. (1998). "Gas-Phase Destruction of H₂S Using TiO₂ / UV-VIS" *Journal of Photochemistry and Photobiology*, 112, pp. 73-80
- Carducci, A; Tozzi, E; Rubukotta, E; Casini, B; Cantiani, L; Rovini, E; Muscillo, M. y Pacini, R. (2000) "Assesing Airborne Biological Hazard from Urban Wastewater Treatment" *Water Research*. Volumen 34, pp. 1173-1178
- Chitwood, D., Devinny, J. y Edward, F. (1999) "Evaluation of a Two-stage Biofilter for Treatment of POTW Waste Air" *Environmental Progress*. Volume 18 (3), pp. 212-233
- Chitwood, D. y Devinny, T. (2001) "Treatment of Mixed Hydrogen Sulfide and Organic Vapors in a Rock Medium Biofilter" *Water Environment Research*. Volume 73 (4) pp.

426-436

- Cho, K., Ryu, H. y Lee, N. (2000) "Biological Deodorization of Hydrogen Sulfide Using Porous Lava as a Carrier of *Thiobacillus thiooxidans*" *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 90 (1). pp. 25-31
- Choug M.S. and Huang J.J. (1997). "Treatment of Methyl ethyl ketone in Air Stream by Biotrickling Filter" *Journal of Environmental Engineering*. 123 (6). pp. 20-32.
- Chung, Y; Huang, C; Pan, R. y Tseng, Ch.(1998). "Comparison of Autotrophic and Mixotrophic Biofilters for H₂S Removal" *Journal of Environmental Engineering*. Abril. pp. 362-368
- Chung, Y; Huang, C. y Tseng, C. (1996). "Operation Optimization of Thiobacillus Biofilter for Hydrogen Sulfide Removal" *Journal of Biotechnology*. 52. pp. 31-38
- Cohen, Y. (2001) "Biofiltration: The Treatment of Fluids by Microorganisms Immobilized into the Filter Bedding Material, a Review" *Bioresource Technology*. Volume 77, pp. 257-274
- Corsi R. y Seed I. (1994). "Biofiltration of BTEX contaminated gas streams: Laboratory studies" *Proceedings of Air and Waste Management Association. 87th Annual Meeting and Exhibition*
- Cox, H. y Deshusses, M. (1998). "Biological Waste Air Treatment in Biotrickling Filters" *Current Opinion in Biotechnology*, 9, pp. 256-262
- Cox, H., Nguyen, T. y Deshusses, M. (1998). "Elimination of Toluene Vapors in Biotrickling Filters: Performance and Carbon Balances" *Proceedings of the 9th Annual Meeting and Exhibition of the Air & Waste Management Association. San Diego CA, USA.*
- Cox, H. y Deshusses, M. (1999) "Biomass Control in Waste Air Biotrickling Filters by Protozoan Predation" *Biotechnology & Bioengineering*. 62 (2), pp. 216-224
- Chwun, Z., Hwang, J., Lee, C., Lee, H. y Pua, H. (2003). "Biofiltration of Waste gases containing Both Ethyl Acetate and Toluene Using Different Combinations of Bacterial Cultures" *Journal of Biotechnology*, 105, pp. 83-94
- Cox, H. y Deshusses, M. (2002). "Co-treatment of H₂S and Toluene in a Biotrickling filter" *Chemical Engineering Journal*. 87, pp. 101-110
- **Filters: Performance and Carbon Balances" Air & Waste Management Association. pp. 1-15**



D

- Darlington, A., Chan, M., Malloch, D., Pilger, M., y Dixon, M. (2000) "The Biofiltration of Indoor Air: Implications for Air Quality" *Indoor Air*. 10. pp. 39-46
- De Bo, I; Langenhove, H. y Heyman, J. (2002). "Removal of Dimethyl Sulfide from Waste Air in a Membrane Bioreactor" *Desalination*. 148. pp. 281-287.
- Delgado, S., Alvarez, M., Rodríguez-Gómez, L. y Aguiar, E.(1999) "H₂S Generation in a Reclaimed Urban Wastewater Pipe. Case Study: Tenerife (Spain)" *Water Research*. 33 (2), pp. 539-547.
- Delhomérie, M., Bibeau, L. y Heitz, M. (2002). "A Study of the Impact of Particle Size and Adsorption Phenomena in a Compost-based biological Filter" *Chemical Engineering Science*. Volume 57, pp. 4999-5010.
- Deloraine, A; Zmirou, Tillier, C; Boucharla, A. y Bouti, H. (1995). "Case-Control

Assesment of the Short-Term Health Effects of an Industrial Toxic Waste Landfill"
Environmental Research, 68, pp. 124-132

- Deshusses, M. (1997). "Biological Waste Air Treatment in Biofilters" *Current Opinion in Biotechnology*. Volumen 8, pp. 335-339.
- Deshusses, M. (1997). "Transient Behavior of Biofilters: Star up, Carbon Balances and Interactions Between Pollutants" *Journal of Environmental Engineering* 123 (6) pp. 563-568.
- Deshusses, M. y Johnson, C. (2000). "Development and Validation of a Simple Protocol to Rapidly Determine the Performance of Biofilters for VOC treatment" *Environmental Science Technology*, 34, pp. 461-467
- Deshusses, M. y Cox, H. (2001). "Combined Sulfide and VOC Removal Using Vapor-phase Bioreactors" *Final report, proyect No. 98-CTS-4. University of California U.S.A.*
- Deviny, J., Deshusses, M. y Webster, T. (1999) "Biofiltration for Air Pollution Control" Lewis Publishers, FL, USA, p. 299.
- Dewulf, J. y Langenhove, H. (1999). "Antropogenic Volatile Organic Compounds in Ambient Air and Natural Waters: A review" *Journal of Chromatography*, 843 pp. 163-177
- De Zwart, J. y Kuenen, J. (1992). "Cicle of Sulfur Compounds " *Biodegradation*. 3, pp. 37-59



E

- Ergas, S. y McGrath, M. (1997) "Membrane Bioreactor for Control of Volatile Organic Compound Emissions" *Enviromental Engineering*, 123 (6) pp. 593-598.
- Ergas, S; Schroeder, E; Chang, D. y Morton, R. (1995) "Control of Volatile Organic Compound Emissions Using a Compost Biofilter" *Water Enviroment Research*. 67 (5), pp. 816-821
- Elias, A; Barona, A; Arreguy, A; Rios, J; Aranguiz, I. y Peñas, J.(2002). "Evaluation of a Packing Material for the Degradation of H2S and Product Analysis" *Process Biochemistry*. Volumen 37, pp. 813-820
- EPA (1999) "Descentralized Systems Technology" *Fact Sheet*. EPA 832-F-99068
- Eto, K, Asada, T., Arima, K., Makifuchi, T., y Kimura, H. (2002) "Brain HydrogenSulphide is Severely Decreased in Alzheimer's disease" *Biochemical and Biophysical Research Communications*. 293, pp. 1485-1488.



F

- Farmer, R., Chen, J., Kopchynski, D. y Maier, W. (1995). "Reactor Switching: Proposed Biomass Control Strategy for the Biofiltration Process" *Atmospheric Environment*, 12, pp. 123-131
- Fisher, U. (1984). "Sulfur, its Significance for Chemistry, for the Geo-, Bio- and Cosmosphere and Technology" *Studies in Organic Chemistry*, A. Müller and B. Krebs. Elsevier, Amsterdam, vol. 5, pp. 383-407
- Fortin, N., y Deshusses, M. (1997). "Aerobic Biodegradation of MTBE by Mixed and Pure Microbial cultures" *Annual Meeting of The American Institute of Chemical Engineers*, noviembre, Los Angeles, CA. pp. 16-21



G

- Gao, L; Keener, T; Zhuang, L. y Siddiqui, F. (2001). "A Technical and Economic Comparison of Biofiltration and Wet Chemical Oxidación (Scrubbing) for Odor Control at Wastewater Treatment Plants." *Environmental Engineering and Policy*. Volumen 36, pp. 1-17
- Gerrard, A., Metris, A. y Paca, J. (2000). "Economic Design and Operation of Biofilters" *The Engineering Economist*. 45 (3), pp. 259-270
- Geenens, D. y Thoeye, C. (2000). "Cost-efficiency and Performance on Individual and Small Scale Treatment Plants" *Water Science Technology*. 41 (1), pp. 21-28
- Goldstein, N.(1999). "Longer Life for Biofilters" *Biocycle*. pp. 1-3
- Gostelow, P., Parsons, S. y Stuetz, R.(2001). "Odour Measurements for Sewage Treatment Works" *Water Research*. Volumen 35(3), pp. 579-597
- Gribbins, M. y Loehr, R. (1998) "Effects of Media Nitrogen Concentration on Biofilter Performance" *Air and Waste Management Association*, 48, pp. 216-226.
- Groenestijn, J. y Liu, J.(2002). "Removal of Alpha-pinene from Gases Using Biofilters Containing Fungi" *Atmospheric Environment*. Volumen 36, pp. 5501-5508.
- Grommen, R. y Verstraete, W. (2002). "Environmental Biotechnology: The Ongoing Quest" *Journal of Biotechnology*. Volumen 98, pp. 113-123
- Grove, J., Kautola, H., Javadpour, S., Moo-Young, M. y Anderson, W. (2003). "Assesment of Changes in the Microorganism Community in a Biofilter" *Biochemical Engineering Journal*, 3, pp. 1-4



H

- Hendershot, E; Lalande, H. y Duquette, M. (1993) "Soil Reaction and Exchangeable Acidity" En: Soil sampling and methods of analysis. Carter M. Capítulo 16, pp. 141-145
- Harshman, V. y Barnette, T. (2000). "Wastewater Odor Control: An Evaluation of Technologies" *Water Engineering and Managment*. Mayo, pp. 34-46.
- Hekmat, D., Linn, A. y Vortmeyer, D. (1997). "Biodegradation Dynamics of Aromatic Compounds from Waste Air in a Trickle-bed Reactor" *Appl. Microbiology Biotechnology*, 48, 129-134.
- Henry, J. y Heinke, G. (1999). "Ingeniería Ambiental" Segunda edición, ISBN: 970-17-0266-2, Prentice Hall, México
- Heuer, J. y Kaskens, H. (1993) "Prevention of Concrete Corrosion and Odour Annoyance with Biofiltration" *Water Science*, 27 (5-6), pp. 207-218.
- Hirai, M; Kamamoto, M; Yani, M. y Shoda M. (2001). "Comparison of the Biological H₂S Removal Characteristics Among Four Inorganic Packing Materials" *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 9 (4), pp. 396-402.
- Hobson, J. (1995). "The Odour Potential: A new Tool for Odour Management" *Water Environment Management*, 1, pp. 458-463.
- Hodge, D. y Dewviny, J. (1995). "Modeling Renoval of Air Contaminants by Biofiltration" *Journal of Enviromental Engineering*. 21 (1), pp. 21-32
- Hong, J., Park, K. y Choi, W. (2002). "Using Biofilters to Reduce Ammonia Emissions" *Biocycle*. 1, pp. 43-50.
- Huang, J., Reneau, R. y Hagedorn, C. (2000). "Nitrogen Removal in Constructed Wetlands Employed to Treat Domestic Wastewater" *Water Research*. 34 (9) pp. 2582-2588



I



J

- Janssen, A., Lettinga, G. y Keizer, D. (1999). "Removal of Hydrogen Sulphide from Wastewater and Waste Gases by Biological Conversion to Elemental Sulphur Colloidal and Interfacial Aspects of Biologically Produced" Sulphur Particles" *Colloids and Surface*, 151, pp. 389-397.
- Janssen, A., Ruitenber, R. y Buisman, C. (2001) "Industrial Applications of New Sulphur Biotechnology" *Water Science and Technology*, 44 (8), pp. 85-90
- Jiménez, B. (1999). "Manejo Integral del Agua en el Valle de México" *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, 44, sep-oct., pp. 10-20
- Jones, K. y Bañuelos, C. (2000). "Using Compost / Wood Chip Material as Biofiltration Media" *Biocycle*, 1, 50-52.
- Jorgensen, B. y Gallardo, V.(1999). "*Thioploca* spp. : Filamentous Sulfur Bacteria with Nitrate Vacuoles" *FEMS Microbiology Ecology*, 28, pp. 301-313.
- Jorio, H; Bibeau, L; Viel, G. y Heitz, M.(2000). "Effects of Gas Flow Rate and Inlet Concentration on Xylene Vapors Biofiltration Performance" *Chemical Engineering Journal*. Volumen 76, pp. 209-221.
- Juneson, C., Ward, O. y Singh, A. (2001). "Microbial Treatment of a Styrene-contaminated Air Stream in a Biofilter with High Elimination Capacities" *Industrial Microbiology & Biotechnology*, 26, pp. 196-202.



K

- Kelly, D. y Smith, N. (1990). "Organic Sulfur Compounds in the Enviroment" *Adv. Microbiology Ecol.* Volumen 11, pp 345-385.
- Kennes C. y Thalasso, F.(1998). Waste gas biotreatment technology. *J Chem Technol Biotechnol*; 72, pp. 303-309.
- Khan, F. y Ghoshal, A. (2000) "Removal of Volatile Organic Compounds from Polluted Air" *Journal of Loss Prevention*, 13(6), pp. 527-545.
- Kleinheinz, G. y Bagley, S. (1998). "Biofiltration for the Removal and Detoxification of a Complex Mixture of Volatile Organic Compounds" *Industrial Microbiology & Biotechnology*, 20, pp. 101-108.
- Kularatne, K., Dissanayake, D. y Mahanama, K. (2003). "Contribution of Dissolved Sulfates and Sulfites in Hydrogen Sulfide Emission from Stagnant Water Bodies in Sri Lanka" *Chemosphere*, 52, pp. 901-907
- Kunst, S. (2000). "Capacity of Small Wastewater Treatment Plants and their Effects on the Groundwater" *Water Science Technology*, 4 (19), pp. 85-88
- Kyung-Suk, C; Hee, R. y Nae, L. (2000) "Biological Deodorization of Hydrogen Sulfide Using Porous Lava as a Carrier of *Thiobacillus thiooxidans*" *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 90(1,), pp. 25-31.



L

- Leson G. y Winer A. (1991). "Biofiltration: An innovative air pollution control technology for VOC emissions" *Journal of Air Waste Management Association*. V. 41. No. 8. pp. 1045-1054.
- Leson G. y Smith, B. (1997). "Petroleum Environmetal Research Forum Field Study

on **Biofilters for Control of Volatile Hydrocarbons**" *J. Environmental Engineering*. pp 556-562

- Levenspiel, O. (1972) "Chemical Reactor Engineering", second edition. John Wiley and Sons.
- Lens, P. y Kuenen, J. (2001). "The Biological Sulfur Cycle: Novel Oportunities for Enviromental Biotechnology" *Water Science Technology*, 44 (8). pp. 57-66.
- Lie, T., Leadbetter, J. y Leadbetter, E. (1998). "Metabolismo of sulfonic acids and other organosulfur compounds by sulfate-reducing bacteria" *Geomicrobiology*. 15 (12), pp. 135-149.
- Lobo, R.(1997). "Principios de Transferencia de Masa" Primera Edición, ISBN: 970-620-894-1, UAM, México.



M

- Madigan, M., Martinko, J. y Parker, J. (1998) "**Brock, Microbiología de los Microorganismos**" 8 octava edición, editorial Printence Hall, pags. 1069. Madrid. España.
- Malhautier, L., Gracian, C., Roux, J., Fanlo, J. Y Cloirec, O.(2003). "Biological Treatment Process of Air Loaded with an Ammonia and Hydrogen Sulfide Mixture" *Chemosphere*,50, pp. 145-153.
- Marsh R. (1992). "Biofiltration history theoretical model and practice" NorthWestern Branch Papers, Instn. of Chemical Engineers. 3, pp. 13.1-13.14
- Márquez, J. (1997) "Puesta en Marcha de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales para Casas Habitación" Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana.
- Martin G et Laffort P. (1991). **Odeurs et Désodorisation dans L'environnement**. 1. ISBN 2-85206605-X, Tec & Doc Lavoisier, Paris.
- Mazuelos, A., Carranza, F., Palencia, I. y Romero, R.(2000). "High Efficiency Reactor for the Biooxidation of Ferrous Iron" *Hydrometallurgy*, 58, pp. 269-275.
- McNevin, D., Barford, J. y Hage, J.(1999). "Adsorption and Biological Degradation of Ammonium and Sulfide on Peat" *Water Research*. Volumen 6, pp. 1449-1459.
- McNevin, D. y Barford, J. (2000). "Biofiltration as an Odour Abatement Strategy" *Biochemical Engineering Journal*. Volumen 5. pp. 231-242
- Medina V.F., Webster T., Ramaratnam M., Hodge D.S. y Deviny J.S. (1992). "Treatment of Soil Vapor Extraction off Gases by GAC Based on Biological Filtration". *Proc. Am. Chemical Soc., Div. Of Industrial and Engrg. Chem., Spec. Symp. for emerging technologies for hazardous waste treatment*.
- Meeyoo, V., Lee, J., Trimm, D. y Cant, N.(1998). "Hydrogen Sulphide Emisión Control by Combined Adsorption and Catalytic Combustion" *Catálisis Today*, 44, pp. 67-72
- Metcalf y Eddy Inc. (2003). "Wastewater Engineering, treatment and reuse" Cuarta edición. McGrawHill. E.U.
- Moe, W. e Irvine, R. (2001). "Effect of Nitrogen Limitation on Performance of Toluene Degrading Biofilters" *Water Research*, 35 (6), pp. 1407-1414.
- Mohseni, M. y Allen, D. (2000). "Biofiltration of Mixtures of Hydrophilic and Hydrophobic Volatile Organic Compounds" *Chemical Engineering Science*, 55 (9), pp. 1545-1558.
- Monteny, J; Vincke, E; Beeldens, A; Taerwe, L. y Van Gemert, D. (2000). "Chemical,

Microbiological, and in situ Test Methods for Biogenic Sulfuric Acid Corrosion of Concrete” *Cement and Concrete Research*. Volumen 30 pp. 623-634

- Morgan-Sagastume, J., Revah M. S, y Noyola R. A. (1999). “Malos olores en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales: Su Control a Través de Procesos Biotecnológicos” *Ingeniería y Ciencias Ambientales*. No. 41, marzo-abril, pp. 22-29
- Morgan, S. J. M., Revah M. S, y Noyola R. A. (2001). “Algunas Tecnologías para la Remoción de H₂S por Vía Físicoquímica y Microbiológica” *Revista del IMIQ*. IISSN 0188-7319, Vol. 9-12, sept-dic. Pp. 207-215
- Morgan-Sagastume, J. (2003) “Biofiltración de H₂S con Mezclado del Empaque: Efectos sobre la Estructura Física, la Distribución del Gas y la Eficiencia de Operación” Tesis Doctoral en Ciencias Químicas. Facultad de Química-UNAM. México
- Morgan-Sagastume, F., Sep, B. y Allen, D. (2001). “Effects of Biomass Growth on Gas Pressure Drop in Biofilters” *Environmental Engineering* 127 (5), pp. 388-396.
- Morgan, S; Revah, S. y Noyola, A. (2002). “Remoción de H₂S de Corrientes Gaseosas por Biofiltración: Efecto de la Carga Másica y del Mezclado del Medio Biológico” FEMISCA, XIII Congreso Nacional, del 17 al 20 de abril. Guanajuato México.
- Morgan-Sagastume, J., Revah, S. y Noyola, R. (2003). “Pressure Drop and Gas Distribution in Compost Based Biofilters: Medium Mixing and Composting Effects” *Environmental Technology*, 24. pp. 797-807.
- Mueller J.C. (1988). “Biofiltration of gases, a manure technology for control of a wide range of air pollutants” British Columbia Res. Corp. Vacouver B.C., Canada pp. 1-22
- Muezzinoglu, A; Sponza, D; Koken, I. y Alparslan, N. (2000). “Hydrogen Sulfide and Odor Control in Izmir Bay” *Water, Air and Soil Pollution*. Volumen 123, pp. 245-257

N

- Namkoong, W., Park, J. y VanderGheynst, V. (2003). “Biofiltration of Gasoline Vapor by Compost Media” *Environment Pollution*. Volumen 121. pp. 181-187
- Neal, A. y Loehr, R. (2000). “Use of Biofilter and Suspended-Growth Reactors to Treat VOCs” *Waste Management*. Volumen 20 (1), pp. 59-68
- Noyola, A. R. (1995). “El Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales como Tecnología Sustentable” *Memorias del Segundo Minisimposium Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Aguas y Suelos. Coordinación de Bioprocesos Ambientales, I. I.-UNAM*
- Noyola, A. R. (1999). “Tratamiento y Reúso de las Aguas Residuales del Valle de México, un Enfoque Sustentable” *Revista Vector de la Ingeniería Civil*. Número 25. mayo, 1999. Pag. 16-23
- Noyola, A. (2003). “Tendencias en el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en Latinoamérica” *Memorias del Congreso Internacional Agua 2003*, sep. 29 a octubre 3, Cartagena, Colombia, pp. 1-9

O

- Ottengraf S.P.P. and Van Den Oever A.H.C. (1983). “Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter” *Biotechnol. and Bioengrg.*, 25. pp. 3089-3102
- Oyarzún, P., Aranciba, F., Canales, C. y Aroca, G. (2003). “Biofiltration of High

Concentration of Hydrogen Sulphide Using *Thiobacillus thioparus*" *Process Biochemistry*, pp. 1-6

P

- Pagella, C y De Faveri, D. (2000) "H₂S Gas Treatment by Iron Bioprocess" *Chemical Engineering Science*, 55, 2185-2194
- Palmer, T; Lagasse, P, y Ross, M. (2000). "Hydrogen Sulfide Control in Wastewater Collection Systems " *Water Engineering y Management*. Agosto, pp. 27-29
- Park, K., Choi, W. y Hong, H. (2002). "Control of Composting Odor Using Biofiltration" *Composta Science and Utilization*. 10 (4). 356-362
- Park, D; Cha, J; Ryu, H; Lee, G; Hur, B; Park, J. y Park, K. (2002) "Hydrogen Sulfide Removal Utilizing Immobilized Thiobacillus sp. IW with Ca-alginate Bead" *Biochemical Engineering*, 11, pp. 167-173
- Parent, L. y Caron, J. (1993) "Physical properties of organic soils" En: Soil Sampling and Methods of analysis, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, Chapter 43 p.p. 441-458
-
- Perkins, J. y Hunter, C. (2000) "Removal of Enteric Bacteria in a Surface Flow Constructed Wetland in Yorkshire, England" *Water Research*, 34 (6). pp. 1941-1947
- Pomeroy R. (1982). "Biological treatment of odorous air" *Journal WPCF*, 54 (12). pp. 1541-1545

Q

R

- Ramírez-López, E., Corona-Hernández, J, Dendooven, L. y Thalasso, F. (2003) "Characterization of Five Agricultural By-products as Potential Biofilter Carriers" *Bioresource Technology*, 88. pp. 259-263
- Reij, M; Keurentjes, J. y Hartmans, S. (1998). "Membrane Bioreactor for Waste Gas Treatment" *Journal of Biotechnology*. Volumen 59, pp. 155-167

S

- Sabo, F; Motz, U. y Fisher, K. (1993) "Development and testing of high efficiency biofilters" *Bioprocess Engineering*, 1, pp. 61-69
- Schwarz, B., Devinny, J. y Tsotsis, T. (1999). "Degradation of PCE in An Anaerobic Waste Gas by Biofiltration" *Chemical Engineering Science*, 54, pp. 3187-3195
- Schwarz, B., Devinny, J. y Tsotsis, T. (2001). "A Biofilter Network Model. Importance of the Pore Structure and other Large-scale Heterogeneities" *Chemical Engineering Science*, 56, pp. 475-483
- Sene, L; Converti, A; Felipe, M. y Zilli, M. (2002). "Sugarcane Bagasse as Alternative Packing Material for Biofiltration of Benzene Polluted Gaseous Streams: A Preliminary Study" *Bioresource Technology*. Volumen 83, pp. 153-157
- Severin B.F., Shi J. y Hayes T. (1993). "Destruction of gas industry VOC's in a biofilters" *Proc., IGT 6th Int. Symp. on Gas, Oil and Envir. Technol.*

- Shanableh, A; Abeysinghe, D. y Hijazi, A. (1997). "Effect of Cycle Duration on Phosphorous and Nitrogen Transformations in Biofilters" *Water Research*. Volumen 31, pp. 149-153
- Shareedeen, Z., Hernér, B., Webb, D. y Wilson, S. (2003) "Biofiltration Eliminates Nuisance Chemicals Odors from Industrial Air Stream" *Industrial Microbiology Biotechnology*, 30, pp. 168-174
- Sheridan, B., Curran, T. y Dodd, V. (2002) "Assessment of the Influence of Media Particle Size on the Biofiltration of Odours Exhaust Ventilation Air from a Piggery Facility" *Biorsource Technology*, 84, pp. 129-143
- Sheridan, B; Curran, T; Dodd, V; y Colligan, J.(2002). "Biofiltration of Odour and Ammonia from a Pig Unit-a Pilot Scale Study " *Biosystems Engineering*. Volumen 82 (4), pp. 441-453
- Sheridan, B., Curran, T. y Dodd, V. (2003) "Biofiltration of *n*-butyric Acid for the Control of Odour" *Bioresource Technology*, 89, 199-205
- Sheridan, B., Hayes, E., Curran, T. y Dodd, V. (2003). "A Dispersion Modelling Approach to Determining the Odour Impact of Intensive Pig Production Units in Ireland" *Bioresource Technology*, 1, pp. 1-8
- Shinabe, K., Oketani, S., Ochi, T., Kanchanatawee, S. y Matsumura, M. (2000) "Characteristics of Hydrogen Sulfide Removal in a Carrier-packed Biological Deodorization System" *Biochemical Engineering Journal*, 5, 209-217
- Scotford, I., Burton, C. y Phillips, V. (1996) "Minimum-Cost Biofilters for Reducing Odours and other Aerial Emissions from Livestock Buildings: part 2" *J. Agricultural Engineering Research*, 64, pp. 155-164
- Smet, E; Lens, P. y Van Langenhove, H. (1998). "Treatment of Waste Gases Contaminated with Odours Sulfur Compounds" *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Volumen 28(1), pp. 89-117.
- Smet E, van Langenhove H. (1998). "Abatement of volatile organic sulfur compounds in odorous emissions from the bioindustry" *Biodegradation*, 9, pp. 273-284
- Smet, E; Van Langenhove, H y De Bo, I. (1999). "The Emissions of Volatile Compounds During the Aerobic and the Combined Anaerobic/ Aerobic Composting of Biowaste" *Atmospheric Environment*. Volumen 33, pp. 1295-1303
- Spencer, R. y Alix, C. (2003) "Biofilter Desing, Care and Feeding" *Biocycle*, 1, pp. 45-48.
- Spigno, G; Pagella, C; Fumi, M; Molteni, R; y De Faveri, M. (2003). "VOCs Removal From Waste Gases: Gas-Phase Bioreactor for the Abatment of Hexane by *Aspergillus niger*" *Chemical Engineering Science*, 7, pp. 1-8
- Sironi, S; y Botta, D. (2001). "Biofilter Efficiency in Odor Abatment at Composting Plants" *Compost Science and Utilization*. Volumen 9 (2), pp. 149-155
- Striebig, B; Son, H. y Regan, R.(2001). "Understanding Water Dynamics in the Biofilter" *BioCycle*. Volumen 42 (1), pp. 48-53
- Solano, M; Soriano, P. y Ciria, M. (2003). "Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages" *Biosystems Engineering*, pp. 1-10

- Sullivan, R. (1969). "Preliminary Air Pollution Survey of Odours Compounds" *Departamento de Salud, educación y bienestar. E. U.*
- Stuetz, R., Fenner, R. y Engin, G. (1999) "Assesment of Odours from Sewage Treatment Works by an Electronic Nose, H₂S Analysis and Olfactometry" *Water Research, 33 (2), pp. 453-461*
- Syed, M., y Henshaw, P. (2003) "Effect of Tube Size on Performance of a Fixed-film Tubular Bioreactor for Conversion of Hydrogen Sulfide to Elemental Sulfur" *Water Research, 37, pp. 1932-1938*
- Swanson J. W. and Loehr R.C. (1997). "Biofiltration: Fundamentals, design and operations, principles and applications" *Journal of Environmental Engineering, ASCE, June, pp. 538-54*



T

- Tanaka, Y. (2002). "A Dual Porpuse Packed-bed Reactor for Biogas Scrubbing and Methane-Dependent Water Quality Improvement Applying to a Wastewater Treatment System Consisting of UASB Reactor and Trickling Filter" *Bioresource Technology, Volumen 84, pp. 21-28*
- Thalasso, F; Razo-Flores, E, Ancia, P; Naveau, H. y Nyns, E. (2001). "Pressure-Drops Control Strategy in a Fixed-Bed Reactor" *Journal of Hazardous Materials, Volumen B85 pp. 115-122*
- Thistlethwayte, D. (1972) "The Control of Sulphides in Sewerage Systems" Butterworths, Londres.
- Tran, T; Fiaud, C; Sutter E. y Villanova, A. (2003). "The Atmospheric Corrosion of Copper by Hydrogen Sulphide in Underground Conditions" *Corrosion Science, 1, pp. 1-16.*
- Tri-Tugaswati, A. (1993) "Review of Air Pollution and its Health Impact in Indonesia" *Environmental Research, 63, pp. 95-100*
- Treybal, R.(1988). "Transferencia de Masa" Segunda edición, ISBN: 968-6046-34-8. Mc Graw Hill, México
- Toffey, W. (1997). "Biofiltration: black or biofilm" *Biocycle, 38 (6), pp. 58-66.*



U



V

- Van Lith, C. y Ottengraf, S. (1994)). "The Control of a Biotrickling Filter" *Journal of Air Waste Management, 11, pp. 169-180*
- Vincent, A. y Hobson, J. (1998). "Odour Control" *Water Environment Management, 1, pp. 23-32*



Y

- Yang, Y; y Allen, E.(1994). "Biofiltration Control of Hydrogen Sulfide: Design and Operational Parameters" *J.of Air Waste Management, Volumen 44, pp. 863-868*
- Yeom, S. y Yoo, Y. (1999). "Removal of Benzene in a Hybrid Bioreactor" *Process Biocnemistry, 34, pp. 281-288*
- Ying-Chien, C., Huang, C. y Rushing, P. (2000). "Biotreatment of H₂S and NH₃ Containing Waste Gases by Immobilized Cells" *Chemosphere, 41 (3), pp. 329-336*
- Yung, H., Joo-Hwa, T. y Wilson, F. (1997). "A Sustainable Municipal Wastewater

Treatment Process for Tropical and Subtropical Regions in Developing Countries"

Water Science Technology. 35 (9), pp. 191-198



W

- Wada, A; Shoda, M; Kubota, H; Kobayashi, T; Katayama-Fujimura, H. (1986) "Characteristics of H₂S Oxidizing Bacteria Inhabiting a Peat Biofilter" *J. Ferment Technology*, 64 (2), pp. 161-167
- Wade, B. (1999) "The Biology of the Odor Control" *American City and County*. 1. pp. 28-39
- Weber, F. y Hartmans, S (1996). "Prevention of Clogging in a Biological Trickle-bed Reactor Removing Toluene from Contaminated Air" *Biotechnology Bioengineering*. 50, pp. 91-97
- Williams T.O. y Miller F. (1992). "Odor control using biofilters: Part I". *BioCycle*. October
- Wilderer, P. y Schreff, D. (2000). "Decentralized and Centralized Wastewater Management: A Challenge for Technology Developers" *Water Science Technology*. 4 (1), pp. 1-8



X



Z

- Zarook, S., Shaikh, A. y Ansar, Z. (1997). "Development, Experimental Validation and Dynamic Analysis of a General Transient Biofilter Model" *Chemical Engineering Science*, 52 (5), pp. 759-773
- Zhao, Y., Li, H., Wu, J. y Gu, G. (2002) "Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter" *J. Environmental Engineering*, 128 (7), pp. 662-668
- Zhu, J. (2000). "A Review of Microbiology in Swine Manure Odor Control" *Agriculture Ecosystems and Environment*. Volumen 78, pp. 93-106
- Zhuang, L., Kenner, T. Siddie, K. (2001). "Long-term Evaluation of an Industrial Scale Biofilter for Odor Control at a Large Metropolitan Wastewater Treatment Plant" *Environmental Progress*. Volume 20 (4), pp. 212-219
- Zilli, M; Palazzi, E; Sene, Converti, A; y Del Borghi, M.(2001). "Toluene and Styrene Removal Prom. Air in Biofilters" *Process Biochemistry*. Volumen 37, pp. 423-429
- Zwart, J. y Kuenen, J. (1992). "Cicle of Sulfur Compounds" *Biodegradation*. 3. pp. 37-59

ANEXO A

Datos obtenidos en el tren de tratamiento de agua

Día	DQO total			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1		596	309	
4		780	229	
6		421	201	
8	509	580	169	
11	890	620	80	
14	602	105	35	
18	532	697	249	
22	712	837	119	
32	940	1093	301	
39	1748	388	125	
41		938	117	
43		1047	322	89
46		932	162	130
50	639	1150	461	109
57	420	714	210	80
63	2175	681	204	98
65	1379	701	321	126
69		1019	263	107
71	1216	980	361	125
77	1105	908	166	111
79		853	205	95
83	987	750	197	103
85	1461	789	158	111
87		1708	325	142
92		781	279	140
93				
94		986	247	132
99	1521	863	247	132
100				
101		952	199	132
102		1760	368	320
103		851	154	97
104		510	188	78
106				
111	980	790	167	129
112		822	189	123
122	1463	838	209	110
125				
132		553	134	
134		789	103	134
143	952	225	147	77
148	988	793	172	120
150	1460	789	158	109
155		788	135	113
157		863	323	83
160		825	615	90
162	1380	701	321	126
165	1216	980	361	125
169		725	548	145
171		685	250	290
178	1010	762	150	120
181				
183	910	769	260	152
185		950	260	111
188	1560	820	260	92
191		955	275	130
193	1032	955	611	115
196		725	548	145
198		980	240	130

Promedio: **1103** **815** **248** **124**
Dest. Est. **410** **267** **126** **71**

Día	DQO soluble			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1		502	251	
4		662	380	
6		400	189	
8	509	680	169	
11	614	509	162	
14	327	246	28	
18	489	610	190	
22	167	656	77	
32	609	590	280	
39	687	146	111	
41			317	
43		765	201	88
46			170	97
50	629	502	179	41
57				
63	842	372	112	56
65	671	492	194	142
69		707	156	107
71	667	706	141	71
77	632	592	118	103
79		568	111	87
83	355	434	126	134
85	355	513	103	87
87		1167	167	142
92		658	173	132
93				
94		658	148	115
99	534	781	140	115
100				
101		662	166	108
102		1320	328	304
103				
104		745	114	71
106				
111	646	577	114	99
112		822	114	123
122				
125		765	137	113
132		355	37	
134		355	71	87
143	619	550	201	70
148	641	560	122	109
150				
155		375	93	53
157		413	270	75
160		338	353	60
162	670	412	189	115
165	667	706	140	70
169		483	395	121
171		403	250	193
178	813	693	160	110
181				
183	850	650	163	142
185		486	244	98
188	465	520	193	67
191		497	252	115
193	191	573	420	130
196		483	395	121
198		640	140	105

Promedio: **589** **575** **185** **107**
Dest. Est. **183** **202** **91** **44**

Dia	SST			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1				
4				
6				
8				
11				
14				
18				
22				
32				
39				
41				
43				
46				
50				
57				
63	647	153	105	35
65	665	123	53	30
69		110	20	20
71	455	157	180	28
77	340	209	50	18
79		150	93	13
83	510	150	103	33
85	630	112	42	15
87		170	93	14
92		115	92	28
93				
94		145	88	35
99		138	122	13
100				
101		142	37	43
102		153	12	40
103	820	148	22	12
104		152	45	10
106				
111		125	77	31
112		147	37	28
122				
125		111	44	33
132				
134				
143	410	40	36	32
148	620	132	69	10
150				
155				
157				
160				
162				
165				
169				
171				
178				
181				
183				
185				
188				
191				
193				
196				
198				
Promedio	666	157	69	25
Dest. Est.	149	52	41	11

Dia	SSV			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1				
4				
6				
8				
11				
14				
18				
22				
32				
39				
41				
43				
46				
50				
57				
63	553	123	78	23
65	555	97	42	20
69		92	20	
71	330	38	155	20
77	255	156	40	12
79		127	70	8
83	435	127	98	30
85	575	102	32	3
87		160	87	6
92		87	70	15
93				
94		105	63	16
99		122	92	8
100				
101		108	18	18
102		125	2	32
103	620	125	11	4
104		112	38	7
106				
111		112	61	21
112		113	19	17
122				
125				
132				
134				
143	390	100	60	24
148	465	108	51	3
150				
155				
157				
160				
162				
165				
169				
171				
178				
181				
183				
185				
188				
191				
193				
196				
198				
Promedio	461	112	65	16
Dest. Est.	123	25	38	9

Dia	pH			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1				
4				
6				
8				
11				
14				
18				
22				
32				
39				
41				
43				
46				
50				
57				
63				
65	6.03	7.03	7.61	8
69		7.84	8.38	8.3
71	8.51	8.33	7.93	8.27
77				
79		6.76	6.98	7.55
83	6.19	6.83	7.29	7.73
85	8.16	7.99	8.22	8.41
87	8.16	7.99	8.22	8.41
92		7.69	8.03	8.33
93				
94		7.15	7.61	8.04
99		7.3	7.9	8.3
100				
101		7.9	7.2	7.92
102		7.35	3.97	7.93
103	8.94	7.08	7.6	8
104	7.35	7.5	8.04	8.25
106				
111				
112				
122	7.1	6.58	7.54	7.63
125				
132				
134				
143				
148				
150				
155	7.92	7.36	8.26	8.05
157		6.59	6.96	7.25
160		7.19	7.17	7.84
162				
165				
169				
171		7.26	7.54	8.04
178		7.5	8.12	8.43
181				
183		6.09	7.86	7.6
185				
188				
191	6.5	6.96	6.83	7.68
193	6.89	6.84	6.75	7.29
196				
198	6.89	7.05	7.68	7.85

Promedio: 7.39 | 7.26 | 7.49 | 7.96
 Dest. Est: 0.9 | 0.5 | 0.9 | 0.3

Dia	TEMPERATURA			
	PUNTO 1	PUNTO 2	PUNTO 3	PUNTO 4
1	14.5	16.9	17.7	15
4	14	15.3	18.3	15
6	15	15.7	16.9	16.3
8	15.5	15.9	16	14.3
11	16	16.6	17	14.9
14	16.2	17.3	16.9	13.1
18	16.6	17.3	17.7	13.6
22	16.7	17.7	18.5	17.5
32	17.7	17	18.4	14.3
39	17.1	17.3	18.3	14.1
41	16.6	18.1	18.9	15.6
43	15.4	17.9	18.4	13.6
46	16	17	18.3	14
50	17	18.6	18.9	15.1
57	18.4			
63				
65	17.7	21.7	19.8	17
69		17	19	15
71		18.3	20.5	16.3
77	17.6	17.6	18.3	12.3
79		25	15	13
83	19	18	18	13
85	20	18	17	14
87	20	18	17	14
92			20	17
93	19	18	18	13
94		19.9	21	19
99	21	20.8	18	18
100				
101		20	16	19
102		20	21	15
103	23.7	19.2	14.3	16.6
104	19.3	20.6	15.7	15.9
106				
111		18	17.2	16.6
112				
122	18.5	18	19	14.3
125		18	17.2	16.6
132				
134		20.8	24	17
143		18	17.2	16.6
148		22.4	22.8	20.7
150				
155	23.8	24.1	24.4	26.8
157		18	17.2	16.6
160		23.2	22.6	21.7
162		24	23.4	22.9
165	24.1	24	23.7	24.8
169		22.4	22.5	20.6
171		22.8	22.5	19.1
178		22.2	22.8	18
181				
183	22	21.9	22.2	18.8
185		23	22.7	19.6
188		19.6	23.2	18.7
191		18	17.2	16.6
193		18.6	23.3	20.7
196		18	17.2	16.6
198	24.2	24.5	24	25.7

Promedio: 18.33 | 19.41 | 19.32 | 18.94
 Dest. Est: 5.0 | 2.6 | 2.7 | 3.3

ANEXO B

Datos obtenidos en el control de olores

Dia	H ₂ S		HUMEDAD RELATIVA				
	Influyente	Efluente	Influyente	Efluente	T° Influyente	T° Efluente	
1	65	0	1	100	86	27	27
3	115	0	3	100	100	25	23
5	78	8	5	100	90	25	24
8	124	10	8	56	61	32	34
10	86	12	10	96	100	24	26
12	83	2	12	100	97	26	28
14	49	0	16	96	77	24	26
17	96	10	18	92	100	23	24
19	92	10	22	98	90	23	25
22	84	0	24	100	100	26	28
26	122	17	26	83	100	21	23
28	52	10	28				
29	98	22	29				
31	50	4	31	95	100	29	31
33	66	6	33	100	96	32	33
36	120	26	36				
38	92	12	38	100	100	33	34
43	22	0	43	100	100	28	27
45	119	22	45	81	78	33	33
50	11	0	50	100	100	28	29
52	34	6	52	100	100	26	27
59	65	8	59	100	98	25	25
61	29	3	61	86	100	26	28
62	32	7	62	92	89	34	33
64	33	3	64	100	94	32	32
67	18	3	67	98	95	37	37
69	19	4	69	57	84	39	40
71	20	0	71	95	100	30	29
74	25	5	74	73	85	34	35
76	67	15	76	91	100	34	34
78	43	12	78	100	97	31	29
80	45	13	80			32	33
82	73	46	82	100	100	24	25
84	18	2	84	87	100	32	31
87	35	10	87	94	100	30	29
89	45	23	89	96	100	29	30
91	7	0	91	92	100	27	27
94	38	22	94	100	92	26	25
96	36	29	96	100	100	25	25
98	26	17	98	90	97	26	27
101	17	10	101	98	100	28	27
103	26	9	103	100	93	26	27
105	19	3	105	96	100	29	28
108	49	12	108	91	100	26	25
110	51	9	110	100	98	29	30
112	21	5	112	100	100	24	25
115	22	4	115	95	100	24	24
117	18	5	117	100	100	23	22

	SULFATOS (mg/g comp.)			Caida de presión
	Biofiltro	Testigo		(cm H ₂ O)
1	4.9	1.4	1	6
3	3.8	1.1	3	5.6
5	6.6	2.5	5	5.3
8	1.7	3	8	5
10	4.7	3.7	10	4.5
12	3.5	4	12	4.5
15	4.7	2.6	15	4.6
17	5.8	3.6	17	4.5
19	3.7	2	18	4.5
22	2.5	0.8	19	
24	4.7	1.2	22	4.4
26	7.2	3.5	24	4.8
29	7.6	1.8	26	4.8
31	3.2	0.7	29	4.2
33	4	1.9	31	4.5
36	5.7	2	33	4.3
38			36	4.1
40	6	3	38	4.1
43	4.2	6.2	43	4.8
45	5.4	6.2	45	4.8
47	8	3.7	47	4.2
50	8.5	1.6	50	4
52	7.9	5.6	52	4.5
54	8.6	2.8	59	4.5
57	4.8	3.7	61	4.6
59	6.7	1.5	64	5
61	8	2.4	66	
62	14.8	6.1	68	5
64	16.9	2.8	69	4
67	16	3.1	71	4.5
69	17.2	8.1	75	4.5
71	21.6	7.3	77	4.5
74	16.9	6	79	5
76	17.4	4.1	82	4.7
78	20.5	5.7	84	5
80	18	2.5	86	5.3
82	24.4	5.1	88	4.8
84	20.8	4.6	90	5
87	18.5	3	92	6.4
89	22	7	95	7.3
91	20.1	3.2	97	
94	24	2	99	
96	26.4	1.7	102	
98	25	2	105	
101	24.4	4	107	
103	24.8	3.4	110	
105	23.6	2.1	112	6.2
108	24	3.5	114	
110	25.3	1.3	117	11
112	21	1.6	119	8
115	26	2.5	121	9
117	23.7	4	124	6.2

5 10

	pH	
	Biofiltro	Testigo
1	8.05	7.55
3	7.86	7.96
5	8.04	8.12
8	7.11	7.88
10	7.75	8
12	7.49	7.88
15	7.2	7.69
17	7.8	7.45
19		
22	7.61	7.63
24	7.9	7.5
26	7.24	7.69
29	7.73	7.56
31	7.12	
33	7.21	7.41
36	7.16	7.78
38	6.8	7.42
40	7.04	7.57
43	6.29	6.43
45	5.98	6.54
47	6.59	7.85
50	7.81	7.7
52	7.43	7.64
54		
57		
59		
61		
62	5.49	7
64	5.68	7.66
67	5.43	7.73
69	5.92	7.7
71	5.69	7.82
74	5.63	7.88
76	5.54	7.97
78	5.35	7.84
80	5.2	
82	5.53	7.51
84	5.4	7.46
87	5	7.89
89	5.2	7
91	5.64	7.18
94	5.7	7.08
96	5.65	7.05
98	5	7
101	5.1	7.77
103	5.79	6.94
105	5.88	7.11
108	5.3	7.46
110	5	7.12
112	5.09	7.53
115	4.5	7.79
117	5	7

	ALCALINIDAD (mg CaCO ₃ /g medio)	
	Biofiltro	Testigo
1	8.6	10
3		
5		
8	5.5	12
10	14.2	
12	3.7	8
15	15.8	
17		
19	9.3	12.5
22	16.4	11.8
24	16.4	8.5
26	3.9	8.7
29	11.3	10.9
31	7	
33	10.4	7.5
36	7.45	8.22
38	10	15
40	7.92	7.82
43	6.3	6.4
45	4	6.7
47	8	12.8
50	16.2	10.3
52	11	7
54	8	12
57		
59		
61		
62	5	12.33
64	6.3	13.3
67	5.3	12.2
69	3.1	6.5
71	2	7
74	3.4	8.2
76	2.8	7.8
78	3	11.4
80	4	15
82	5	18
84	2	4.6
87	3.8	7
89	2.8	8
91	2.3	10.3
94	2	11
96		
98	3.6	5
101	3	13
103		
105	2	13
108	2.2	16
110	2	8
112		
115	1.8	7
117	2.8	6

DIA	Conc. Removida (mg H ₂ S/L)	Carga aplicada (gH ₂ S/m ³ /hr)	Tasa removida (gH ₂ S rem/m ³ /hr)
1	0.0707	10.87	10.87
3	0.1251	19.23	19.23
5	0.0761	13.05	11.71
8	0.124	20.74	19.07
10	0.0805	14.38	12.38
12	0.0881	13.88	13.55
14	0.0533	8.20	8.20
17	0.0935	16.06	14.38
19	0.0892	15.39	13.71
22	0.0914	14.05	14.05
26	0.1142	20.40	17.56
28	0.0457	8.70	7.02
29	0.0827	16.39	12.71
31	0.05	8.36	7.69
33	0.0653	11.04	10.04
36	0.1022	20.07	15.72
38	0.087	15.39	13.38
43	0.0239	3.68	3.68
45	0.1055	19.90	16.22
50	0.012	1.84	1.84
52	0.0305	5.69	4.68
59	0.062	10.87	9.53
61	0.0283	4.85	4.35
62	0.0272	5.35	4.18
64	0.0326	5.52	5.02
67	0.0163	3.01	2.51
69	0.0163	3.18	2.51
71	0.0218	3.35	3.35
74	0.0218	4.18	3.35
76	0.0566	11.21	8.70
78	0.0337	7.19	5.18
80	0.0348	7.53	5.35
82	0.0294	12.21	4.52
84	0.0174	3.01	2.68
87	0.0272	5.85	4.18
89	0.0239	7.53	3.68
91	0.0076	1.17	1.17
94	0.0174	6.36	2.68
96	0.0076	6.02	1.17
98	0.0098	4.35	1.51
101	0.0076	2.84	1.17
103	0.0185	4.35	2.84
105	0.0174	3.18	2.68
108	0.0402	8.20	6.19
110	0.0457	8.53	7.02
112	0.0174	3.51	2.68
115	0.0196	3.68	3.01
117	0.0141	3.01	2.17

ANEXO C

Consideraciones

Concentración promedio en el influente: 0.059 mg H₂S / l

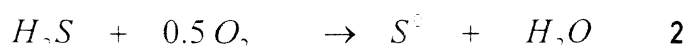
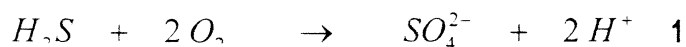
TRCV: 0.38 min

Flujo de aire: 28 l / min

Volumen de composta en biofiltro: 10.6 l

Densidad de composta: 0.5 g medio / 1 ml

Densidad del aire: 1.29 kg / m³



Masa que ingresa al biofiltro en un trcv de 0.32 min

$$28 \frac{l}{min} * 0.059 \frac{mg H_2S}{l} = 1.65 \frac{mg H_2S}{min} * 0.38 min = 0.627 mg H_2S$$

Agua contenida en los 10.6 litros de composta

$$10 l composta * \frac{0.5 g medio}{1 ml} * \frac{1000 ml}{1 l} * \frac{0.41 g agua}{g medio} = 2173 g agua$$

Masa de H₂S contenida en el agua de la composta

$$\frac{0.627 mg H_2S}{2.173 l} = 0.29 \frac{mg H_2S}{l}$$

1. Oxígeno en agua para oxidar toda la concentración de H₂S a SO₄²⁻

Concentración de H₂S a mmol

$$0.29 \frac{mg H_2S}{l agua} * \frac{1 mmol H_2S}{34 mg H_2S} = 0.00852 \frac{mmol H_2S}{l agua}$$

Considerando la ecuación 1 se obtiene mmol de oxígeno por litro de agua

$$0.00852 \frac{mmol H_2S}{l agua} * \frac{2 mmol O_2}{1 mmol H_2S} = 0.017 \frac{mmol O_2}{l agua}$$

Oxígeno requerido en el agua para oxidar 0.29 mgH₂S / l agua

$$0.017 \frac{\text{mmol } O_2}{\text{l agua}} * \frac{32 \text{ mg } O_2}{1 \text{ mmol } O_2} = 0.54 \frac{\text{mg } O_2}{\text{l agua}}$$

Para saber la concentración de oxígeno en la corriente de gas se utiliza la Ley de Henry

Ley de Henry

$$P_g = \frac{H}{P_t} X_g \quad 3$$

donde

P_g : fracción molar del gas, mol O₂ / mol aire

H : constante de Henry, atm (mol gas / mol aire) / mol gas / mol agua

P_t : presión total, 1 atm

X_g : fracción molar del gas en el líquido, mol gas / mol agua
A 20°C

$$P_g = H * X_g \quad 4$$

$$X_g = \frac{n_g}{n_g + n_w} \quad 5$$

n_g en moles de oxígeno

$$n_g = 0.54 \frac{\text{mg } O_2}{\text{l agua}} * \frac{1 \text{ mol } O_2}{32 \text{ g } O_2} * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} = 0.0000168 \frac{\text{moles } O_2}{\text{l agua}}$$

considerando

$$1 \text{ L de agua contienen } \frac{1000 \text{ g}}{18 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 55.6 \text{ mol / l agua}$$

sustituyendo n_g en 5 y considerando que $n_g + n_w \approx 55.6 \text{ mol agua / l}$

$$X_g = \frac{0.0000168 \frac{\text{moles } O_2}{\text{l}}}{55.6 \frac{\text{mol agua}}{\text{l}}} = 3.02 \times 10^{-7} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles agua}}$$

Sustituyendo x_g en 3 y recordando que P_t : 1 atm

$$P_g = \frac{4.11 \times 10^4 \text{ atm (mol gas / mol aire)}}{1} \cdot \frac{\text{mol gas / mol agua}}{\text{atm}} * 3.02 \times 10^{-7} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles agua}} = 12.41 \times 10^{-3} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles aire}}$$

Aire: 21 % O_2 y 79 % N
 Densidad aire: 1.29 kg O_2 / m^3
 Peso molecular aire: 29 g aire / g mol

Oxígeno requerido en el aire para oxidar todo el H_2S a SO_4^{2-}

$$12.41 \times 10^{-3} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles aire}} * \frac{32 \text{ g}}{1 \text{ mol } O_2} * \frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} * \frac{1 \text{ mol aire}}{29 \text{ g}} * \frac{1000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} * \frac{0.9 \text{ kg}}{1 \text{ m}^3} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}} = 12.3 \frac{\text{mg } O_2}{\text{l aire}}$$

2. Oxígeno requerido en agua para oxidar toda la concentración de H_2S a S^0

La concentración de H_2S a mmol

$$0.29 \frac{\text{mg } H_2S}{\text{l agua}} * \frac{1 \text{ mmol } H_2S}{34 \text{ mg } H_2S} = 0.00852 \frac{\text{mmol } H_2S}{\text{l agua}}$$

Considerando la ecuación 2, se obtiene mmol O_2 / l agua

$$0.00852 \frac{\text{mmol } H_2S}{\text{l agua}} * \frac{0.5 \text{ mmol } O_2}{1 \text{ mmol } H_2S} = 0.0426 \frac{\text{mmol } O_2}{\text{l agua}}$$

Oxígeno requerido en el agua para oxidar 0.29 mg H_2S /l

$$0.0426 \frac{\text{mmol } O_2}{\text{l agua}} * \frac{32 \text{ mg } O_2}{1 \text{ mmol } O_2} = 0.136 \frac{\text{mg } O_2}{\text{l agua}}$$

Para saber la concentración de oxígeno en la corriente de gas se utiliza la Ley de Henry

Ley de Henry

$$P_g = \frac{H}{P_t} X_g \quad 3$$

donde P_g : fracción molar del gas, mol O_2 / mol aire
 H : constante de Henry, atm (mol gas / mol aire) / mol gas / mol agua

P_t : presión total, 1 atm

X_g : fracción molar del gas en el líquido, mol gas / mol agua
 A 20°C

$$P_g = H * X_g \quad 4$$

$$X_g = \frac{n_g}{n_g + n_u} \quad 5$$

n_g en moles de O_2 / l agua

$$n_g = 0.136 \frac{mg O_2}{l \text{ agua}} * \frac{1 \text{ mol } O_2}{32 \text{ g } O_2} * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} = 4.25 \times 10^{-6} \frac{\text{mol } O_2}{l}$$

considerando

$$1 \text{ L de agua contienen } \frac{1000 \text{ g}}{18 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 55.6 \text{ mol agua/l}$$

sustituyendo n_g en 5 y considerando que $n_g + n_w \approx 55.6 \text{ mol agua / l}$

$$X_g = \frac{4.25 \times 10^{-6} \frac{\text{moles } O_2}{l}}{55.6 \frac{\text{mol agua}}{l}} = 7.64 \times 10^{-8} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles agua}}$$

Sustituyendo x_g en 3 y recordando que Pt: 1 atm

$$P_g = \frac{4.11 \times 10^{-4} \text{ atm (mol gas / mol aire)}}{1 \text{ atm}} * \frac{7.64 \times 10^{-8} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles agua}}}{1} = 31.1 \times 10^{-1} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles aire}}$$

considerando

Aire: 21 % O_2 y 79 % N

Densidad aire: 1.29 kg O_2 / m^3

Peso molecular aire: 29 g aire / g mol

Oxígeno requerido en el gas para oxidar todo el H_2S a S^0

$$31.4 \times 10^{-4} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles aire}} * \frac{32 \text{ g}}{1 \text{ mol } O_2} * \frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} * \frac{1 \text{ mol aire}}{29 \text{ g}} * \frac{1000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} * \frac{0.9 \text{ kg}}{1 \text{ m}^3} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}} = 3.11 \frac{\text{mg } O_2}{l \text{ aire}}$$

3. SO_4^{2-} formados en la composta con una concentración de 2 mg O_2 / l aire medidos en la corriente de gas

De la ley de Henry

$$P_g = H * X_g$$

Considerando que hay 2 mg O₂ / l aire, entonces y calculando P_g

$$P_g = \frac{2 * 29 * 1000}{32 * 1000,000 * 0.9} = 2.01 \times 10^{-3} \frac{\text{moles } O_2}{\text{moles aire}} \text{ unidades;??????}$$

$$P_g = \frac{2 \frac{\text{mg } O_2}{\text{l}} * 29 \frac{\text{g}}{\text{mol aire}} * 1000 \frac{\text{l}}{\text{m}^3}}{32 \frac{\text{g } O_2}{\text{mol } O_2} * 0.9 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}} * 1000 \frac{\text{mg}}{\text{g}}} = 2.01 \times 10^{-3} \frac{\text{mol } O_2}{\text{mol aire}}$$

Sustituyendo P_g en 3

$$X_g = \frac{P_g}{H} = \frac{2.01 \times 10^{-3} \frac{\text{mol } O_2 \text{ atm}}{\text{mol aire}}}{4.11 \times 10 \frac{\text{mol aire}}{\text{mol gas}} \text{ mol } H_2O} = 4.89 \times 10^{-8} \frac{\text{mol } O_2}{\text{mol } H_2O}$$

despejando n_g de: $X_g = \frac{n_g}{n_g + n_w}$

$$n_g = x_g (n_g + n_w)$$

$$n_g = x_g n_g + x_g n_w$$

$$n_g - x_g n_g = x_g n_w$$

$$n_g (1 - x_g) = x_g n_w$$

$$n_g = \frac{x_g n_w}{1 - x_g}$$

sustituyendo

$$n_g = \frac{4.89 \times 10^{-8} * 55.6}{1 - 4.89 \times 10^{-8}} = 2.71 \times 10^{-6} \frac{\text{g moles } O_2}{\text{l}}$$

De la ecuación química 1 y de acuerdo a 2 mg O₂ / l aire en la corriente resulta que

$$2.7 \times 10^{-6} \frac{\text{g moles}}{\text{l}} * \frac{1 \text{ mol } SO_4^{2-}}{2 \text{ mol } O_2} * \frac{96 \text{ g } SO_4^{2-}}{1 \text{ mol } SO_4^{2-}} = 1.3 \times 10^{-4} \frac{\text{g } SO_4^{2-}}{\text{l}} * \frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} = 0.13 \frac{\text{mg } SO_4^{2-}}{\text{l}}$$

Con base en una humedad en composta de 41 % se calcula el contenido de agua en la composta

$$10.6 \text{ l composta} * \frac{0.5 \text{ g medio}}{1 \text{ ml}} * \frac{1000 \text{ ml}}{1 \text{ l}} * \frac{0.41 \text{ g agua}}{\text{g medio}} = 2173 \text{ g agua} = 2173 \text{ ml} \frac{1 \text{ l}}{1000 \text{ ml}} = 2.173 \text{ l}$$

Se calcula el peso de la composta

$$10.6 \text{ l composta} * \frac{0.5 \text{ g medio}}{1 \text{ ml}} * \frac{1000 \text{ ml}}{1 \text{ l}} * \frac{0.59 \text{ g medio seco}}{\text{g medio}} = 3127 \text{ g medio seco}$$

Con los SO_4^{2-} formados de acuerdo a $2 \text{ mg O}_2 / \text{l aire}$ en la corriente se calcula la masa de SO_4^{2-} en la columna

$$0.13 \frac{\text{mg SO}_4^{2-}}{\text{l agua}} * 2.173 \text{ l agua} = 0.282 \text{ mg SO}_4^{2-}$$

Con la masa de SO_4^{2-} y el contenido de composta se obtiene los mg SO_4^{2-} en un gramo de composta

$$\frac{0.282 \text{ mg SO}_4^{2-}}{3127 \text{ g composta seca}} = 9.03 \times 10^{-5} \frac{\text{mg SO}_4^{2-}}{\text{g composta}}$$

Teniendo la concentración de $\text{mg SO}_4^{2-} / \text{g composta}$ se procede a calcular cuantos mg SO_4^{2-} se acumula al día en un gramo de medio

$$\frac{9.03 \times 10^{-5} \text{ mg SO}_4^{2-}}{\text{g composta}} = 2.37 \frac{\text{mg SO}_4^{2-}}{\text{g composta min}} * \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}} * \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}} = 0.34 \frac{\text{mg SO}_4^{2-}}{\text{g medio d}}$$

Con el resultado anterior se calcula los $\text{mg S-SO}_4^{2-} / \text{g medio al día}$

$$0.34 \frac{\text{mg SO}_4^{2-}}{\text{g medio} \cdot \text{d}} * \frac{32}{96} = 0.11 \frac{\text{mg S-SO}_4^{2-}}{\text{g medio} \cdot \text{d}}$$

ANEXO D

Conversión de H₂S a sulfatos

Valor teórico y real. El valor teórico considera que todo el azufre es oxidado a sulfatos, sin producción de azufre elemental.

DIA	INFLUENTE H2S (ppmv)	EFLUENTE H2S (ppmv)	REMOVIDO H2S (ppmv)	CONC. REMOVIDA (mg HS2/L)	MASA DE H2S POR DIA (mg H2S/dia)	SULFATOS ACUMULADOS (mgSO42/d)	SULFATOS EN MEDIO (mgSO4/g de medio)	S ACUM. EN UN DIA (mg S-SO42-/g medio)	PROMEDIO TEORICO (mgS-SO42/gmseco)	REAL Biofiltro (mgSO42/g medio)	REAL COMO S Biofiltro (mgS-SO42-Jgmseco)
1	65	0	65	0.0707	2749	7761	2.5	0.8	0.8	4.9	1.6
2	90	0	90	0.0979	3806	10746	3.4	1.1	2.0		
3	115	0	115	0.1251	4863	13731	4.4	1.5	3.4	3.8	1.3
4	97	4	93	0.1012	3933	11104	3.6	1.2	4.6		
5	78	8	70	0.0761	2960	8358	2.7	0.9	5.5	6.6	2.2
6	101	9	92	0.1001	3890	10985	3.5	1.2	6.7		
7	101	9	92	0.1001	3890	10985	3.5	1.2	7.9		
8	124	10	114	0.1240	4821	13612	4.4	1.5	9.3	1.7	0.6
9	105	12	93	0.1012	3933	11104	3.6	1.2	10.5		
10	86	12	74	0.0805	3129	8836	2.8	0.9	11.4	4.7	1.6
11	85	7	78	0.0848	3298	9313	3.0	1.0	12.4		
12	83	2	81	0.0881	3425	9671	3.1	1.0	13.5	3.5	1.2
13	66	1	65	0.0707	2749	7761	2.5	0.8	14.3		
14	49	0	49	0.0533	2072	5851	1.9	0.6	14.9		
15	73	5	68	0.0740	2876	8119	2.6	0.9	15.8	4.7	1.6
16	73	5	68	0.0740	2876	8119	2.6	0.9	16.6		
17	96	10	86	0.0935	3637	10268	3.3	1.1	17.7	5.8	1.9
18	94	10	84	0.0914	3552	10030	3.2	1.1	18.8		
19	92	10	82	0.0892	3468		0.0	0.0	18.8	3.7	1.2
20	88	5	83	0.0903	3510	9910	3.2	1.1	19.9		
21	88	5	83	0.0903	3510	9910	3.2	1.1	20.9		
22	84	0	84	0.0914	3552	10030	3.2	1.1	22.0	2.5	0.8
23	103	8	95	0.1033	4017	11343	3.6	1.2	23.2		
24	103	8	95	0.1033	4017	11343	3.6	1.2	24.4	4.7	1.6
25	103	8	95	0.1033	4017	11343	3.6	1.2	25.6		
26	122	17	105	0.1142	4440	12537	4.0	1.3	26.9	7.2	2.4
27	87	14	73	0.0794	3087	8716	2.8	0.9	27.9		
28	52	10	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	28.4		
29	98	22	76	0.0827	3214	9074	2.9	1.0	29.4	7.6	2.5
30	74	13	61	0.0663	2580	7283	2.3	0.8	30.2		
31	50	4	46	0.0500	1945	5492	1.8	0.6	30.7	3.2	1.1
32	58	5	53	0.0576	2241	6328	2.0	0.7	31.4		
33	66	6	60	0.0653	2537	7164	2.3	0.8	32.2	4	1.3
34	93	16	77	0.0837	3256	9194	2.9	1.0	33.2		
35	93	16	77	0.0837	3256	9194	2.9	1.0	34.1		
36	120	26	94	0.1022	3975	11224	3.6	1.2	35.3	5.7	1.9
37	106	19	87	0.0946	3679	10388	3.3	1.1	36.4		
38	92	12	80	0.0870	3383	9552	3.1	1.0	37.5		
39	57	6	51	0.0555	2157	6089	1.9	0.6	38.1		
40	57	6	51	0.0555	2157	6089	1.9	0.6	38.8	6	2.0
41	57	6	51	0.0555	2157	6089	1.9	0.6	39.4		
42	57	6	51	0.0555	2157	6089	1.9	0.6	40.1		
43	22	0	22	0.0239	930	2627	0.8	0.3	40.3	4.2	1.4

DIA	INFLUENTE H2S (ppmv)	EFLUENTE H2S (ppmv)	REMOVEDO H2S (ppmv)	CONC. REMOVIDA (mg HS2/L)	MASA DE H2S POR DIA (mg H2S/día)	SULFATOS ACUMULADOS (mgSO42/d)	SULFATOS EN MEDIO (mgSO4/g de medio)	S'ACUM. EN UN DIA (mg S-SO42-/g medio)	PROMEDIO TEÓRICO (mgS-SO42/gmseco)	REAL Biofiltro (mgSO42/g medio)	REAL COMO S Biofiltro (mgS-SO42-/gmseco)
44	70	12	58	0.0631	2453	6925	2.2	0.7	41.1		
45	119	22	97	0.1055	4102	11582	3.7	1.2	42.3	5.4	1.8
46	65	12	53	0.0576	2241	6328	2.0	0.7	43.0		
47	65	12	53	0.0576	2241	6328	2.0	0.7	43.7	8	2.7
48	65	12	53	0.0576	2241	6328	2.0	0.7	44.3		
49	65	12	53	0.0576	2241	6328	2.0	0.7	45.0		
50	11	0	11	0.0120	465	1313	0.4	0.1	45.1	8.5	2.8
51	22	3	19	0.0207	803	2269	0.7	0.2	45.4		
52	34	6	28	0.0305	1184	3343	1.1	0.4	46.0	7.9	2.6
53	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	46.5		
54	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	47.0	8.6	2.9
55	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	48.0		
56	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	48.5		
57	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	49.1	4.8	1.6
58	49	7	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	49.6		
59	65	8	57	0.0620	2410	6806	2.2	0.7	50.3	6.7	2.2
60	47	5	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	50.9		
61	29	3	26	0.0283	1099	3104	1.0	0.3	51.2	8	2.7
62	32	7	25	0.0272	1057	2985	1.0	0.3	51.5	14.8	4.9
63	32	5	27	0.0294	1142	3224	1.0	0.3	51.9		
64	33	3	30	0.0326	1269	3582	1.1	0.4	52.2	16.9	5.6
65	25	3	22	0.0239	930	2627	0.8	0.3	52.5		
66	25	3	22	0.0239	930	2627	0.8	0.3	52.8		
67	18	3	15	0.0163	634	1791	0.6	0.2	53.0	16	5.3
68	18	4	14	0.0152	592	1672	0.5	0.2	53.2		
69	19	4	15	0.0163	634	1791	0.6	0.2	53.4	17.2	5.7
70	19	2	17	0.0185	719	2030	0.6	0.2	53.6		
71	20	0	20	0.0218	846	2388	0.8	0.3	53.8	21.6	7.2
72	22	3	19	0.0207	803	2269	0.7	0.2	54.1		
73	22	3	19	0.0207	803	2269	0.7	0.2	54.3		
74	25	5	20	0.0218	846	2388	0.8	0.3	54.6	16.9	5.6
75	46	7	39	0.0424	1649	4657	1.5	0.5	55.1		
76	67	15	52	0.0566	2199	6209	2.0	0.7	55.7	17.4	5.8
77	55	18	37	0.0402	1565	4418	1.4	0.5	56.2		
78	43	12	31	0.0337	1311	3701	1.2	0.4	56.6	20.5	6.8
79	44	13	31	0.0337	1311	3701	1.2	0.4	57.0		
80	45	13	32	0.0348	1353	3821	1.2	0.4	57.4	18	6.0
81	59	36	23	0.0250	973	2746	0.9	0.3	57.7		
82	73	46	27	0.0294	1142	3224	1.0	0.3	58.0	24.4	8.1
83	82	24	58	0.0631	2453	6925	2.2	0.7	58.8		
84	18	2	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	59.0	20.8	6.9
85	26	6	20	0.0218	846	2388	0.8	0.3	59.2		
86	26	6	20	0.0218	846	2388	0.8	0.3	59.5		
87	35	10	25	0.0272	1057	2985	1.0	0.3	59.8	18.5	6.2

DIA	INFLUENTE H2S (ppmv)	EFLUENTE H2S (ppmv)	REMOVIDO H2S (ppmv)	CONC. REMOVIDA (mg HS2/L)	MASA DE H2S POR DIA (mg H2S/dia)	SULFATOS ACUMULADOS (mgSO42/d)	SULFATOS EN MEDIO (mgSO4/g de medio)	S'ACUM. EN UN DIA (mg S-SO42/g medio)	PROMEDIO TEÓRICO (mgS-SO42/gmseco)	REAL Biofiltro (mgSO42/g medio)	REAL COMO S Biofiltro (mgS-SO42-gmseco)
88	40	16	24	0.0261	1015	2866	0.9	0.3	60.1		
89	45	23	22	0.0239	930	2627	0.8	0.3	60.4	22	7.3
90	46	12	34	0.0370	1438	4060	1.3	0.4	60.8		
91	7	0	7	0.0076	296	836	0.3	0.1	60.9	20.1	6.7
92	26	12	14	0.0152	592	1672	0.5	0.2	61.1		
93	26	12	14	0.0152	592	1672	0.5	0.2	61.3		
94	38	22	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	61.5	24	8.0
95	37	25	12	0.0131	507	1433	0.5	0.2	61.6		
96	36	29	7	0.0076	296	836	0.3	0.1	61.7	26.4	8.8
97	31	23	8	0.0087	338	955	0.3	0.1	61.8		
98	26	17	9	0.0098	381	1075	0.3	0.1	61.9	25	8.3
99	21	13	8	0.0087	338	955	0.3	0.1	62.0		
100	21	13	8	0.0087	338	955	0.3	0.1	62.1		
101	17	10	7	0.0076	296	836	0.3	0.1	62.2	24.4	8.1
102	21	9	12	0.0131	507	1433	0.5	0.2	62.4		
103	26	9	17	0.0185	719	2030	0.6	0.2	62.6	24.8	8.3
104	22	6	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	62.8		
105	19	3	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	63.0	23.6	7.9
106	34	7	27	0.0294	1142	3224	1.0	0.3	63.3		
107	34	7	27	0.0294	1142	3224	1.0	0.3	63.7		
108	49	12	37	0.0402	1565	4418	1.4	0.5	64.2	24	8.0
109	50	10	40	0.0435	1692	4776	1.5	0.5	64.7		
110	51	9	42	0.0457	1776	5015	1.6	0.5	65.2	25.3	8.4
111	36	7	29	0.0315	1226	3463	1.1	0.4	65.6		
112	21	5	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	65.8	21	7.0
113	22	4	18	0.0196	761	2149	0.7	0.2	66.0		
114	21	5	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	66.2		
115	22	4	18	0.0196	761	2149	0.7	0.2	66.4	26	8.7
116	20	4	16	0.0174	677	1910	0.6	0.2	66.6		
117	18	5	13	0.0141	550	1552	0.5	0.2	66.8	26	8.7