



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES**

CENTRO DE CIENCIAS DEL DISEÑO Y DE LA CONSTRUCCIÓN

DEPARTAMENTO DE GEOTECNIA E HIDRÁULICA

**BIOFILTRACIÓN DE METANOL UTILIZANDO COMO
SOPORTE SEMILLA DE UVA Y VAINA DE CACAHUATE**

TESIS

Que presenta

JOSÉ LUIS RAMÍREZ PIÑA

Para obtener el grado de

MAESTRO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

TUTORA

DRA. ELSA MARCELA RAMÍREZ LÓPEZ

Aguascalientes, Ags., Diciembre de 2008



Aguascalientes, Ags., A 18 de Diciembre del 2008

ASUNTO: Autorización de tesis de grado para su impresión.

A QUIEN CORRESPONDA:

La abajo firmante, tutora del estudiante de la Maestría en Ingeniería Ambiental, hago constar que habiendo revisado el Trabajo de Tesis desarrollado por el alumno **José Luis Ramírez Piña**, bajo el título "BIOFILTRACIÓN DE METANOL UTILIZANDO COMO SOPORTE SEMILLA DE UVA Y VAINA DE CACAHUATE" Dictamino que el presente documento cumple con los requisitos de contenido y forma exigidos por la Universidad Autónoma de Aguascalientes, por lo que se autoriza su impresión

En espera de una respuesta a mi invitación, le envío cordiales saludos.

ATENTAMENTE

SE LUMEN PROFERRE

Aguascalientes, Ags., a 18 de diciembre del 2008


Dra. en C. Elsa Marcela Ramírez Lipéz
Profesora - investigadora

Centro de Ciencias Básicas, Departamento de Ingeniería Bioquímica,
Av. Universidad No. 940, Ciudad Universitaria, 20100, Aguascalientes, Ags.
Teléfono: 01 (449) 910 8426, Fax: 01 (449) 910 8401
Correo electrónico: emramir@correo.uaa.mx

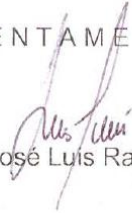
Aguascalientes, Ags; a 15 de diciembre de 2008

M. EN A. MARIO ANDRADE CERVANTES
DECANO DEL CENTRO DE CIENCIAS DEL
DISEÑO Y DE LA CONSTRUCCIÓN
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

Asunto: solicitud de Aprobación de tema de tesis y de asesores.

Por este conducto le solicito la autorización del tema de tesis para obtener el grado de **Maestro en Ingeniería Ambiental**, denominado "**Biofiltración de metanol utilizando como soporte semilla de uva y vaina de cacahuate**" y en el cual mi tutora es la Dra. Elsa Marcela Ramírez López, profesora - investigadora del departamento de bioquímica del Centro de Ciencias Básicas.

ATENTAMENTE


L.A.Q.B. José Luis Ramírez Piña


Vo.Bo.
Dra. Elsa Marcela Ramírez López


16/12/08

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Aguascalientes por el apoyo para el desarrollo del proyecto.

A PROMEP por el apoyo para el desarrollo del proyecto con clave PIT04-5N.

Dra. Elsa Marcela Ramírez López por su enseñanza, apoyo, paciencia y esmero.

T.L.Q. Rosario Díaz Amaro.

M. en C. Adela Aranda Delgado.

Al Ing. Roberto Ramírez y sus colaboradores del departamento de mantenimiento instrumental y equipo especializado de la Universidad Autónoma de Aguascalientes

A Dios

A mi esposa :

Gladys

A mi hijo:

José Luis

A mis padres:

José Luis y Carolina

A mis hermanos:

Jesús y Daniel

A mi sobrino:

Jesús Emanuel

GRACIAS

CONTENIDO:

Lista de figuras	i
Lista de anexos	i
Lista de cuadros	ii
Resumen	1
I. Introducción	2
II. Antecedentes	5
II.1 Métodos para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles	5
II.1.1 Biofiltro percolador	7
II.1.2 Biolavadores	8
II.1.3 Biofiltros	9
III. Desarrollo de la biofiltración	11
III.1 Reseña histórica del desarrollo de los biofiltros	11
III.2 Conveniencia y versatilidad de los biofiltros	12
III.3 Ventajas y desventajas de los biofiltros	14
III.4 Aplicaciones industriales de los biofiltros	15
III.5 Sistemas acoplados o trenes de tratamiento	16
III.5.1 Biofiltros como postratamiento	18
III.5.2 Biofiltros como pretratamiento	19
III.6 Importancia de la modelación en la biofiltración	19
III.7 Consideraciones económicas	20
III.8 Factores de control y operación en los biofiltros	22
III.8.1 Características físicas y químicas para la elección de un material biofiltrante óptimo	22
III.8.2 Contenido de humedad	24
III.8.3 Temperatura	25
III.8.4 pH	26
III.8.5 Nutrientes	27
III.8.6 Carga del contaminante	29
III.8.7 La limitación de oxígeno	30

III.8.8	Características hidrodinámicas de los biofiltros	31
III.8.9	Caídas de presión en los biofiltros	32
III.8.10	Mecanismos de sorción en biofiltración	33
III.8.11	Ecología microbiana en biofiltros	35
III.8.12	Fases de crecimiento de los microorganismos en el biofiltro	36
III.9	Características de la semilla de uva y la vaina de cacahuete	37
III.10	Características del contaminante modelo	40
III.10.1	Toxicidad del metanol para el ser humano	41
III.10.2	Toxicidad del metanol en las poblaciones microbianas	42
IV.	Justificación	43
V.	Hipótesis	44
VI.	Objetivos	45
VI.1	Objetivo general	45
VI.2	Objetivos particulares	45
VII.	Material y métodos	46
VII.1	Caracterización fisicoquímica del material de empaque	46
VII.1.1	Medición de pH.	46
VII.1.2	Determinación de la densidad del soporte.	46
VII.1.3	Determinación de porosidad del lecho	47
VII.1.4	Determinación del área superficial específica	47
VII.1.5	Análisis microbiológico del soporte	47
VII.1.6	Determinación de la capacidad de adsorción del soporte	48
VII.1.6.1	Cinética de adsorción de metanol en el soporte	48
VII.2	Diseño del biofiltro	49
VII.2.1	Diseño del reactor	49
VII.2.2	Definición de los parámetros de operación	51
VII.2.3	Determinación de la pérdida de presión	52
VII.2.4	Determinación de la degradación biológica de metanol	53
VIII.	Resultados	54
VIII.1	Características fisicoquímicas del soporte	54
VIII.2	Características microbiológicas del soporte	54
VIII.3	Adsorción de metanol en el soporte	55
VIII.4	Eficiencia de eliminación de metanol en el biofiltro	60

VIII.5 Humedad relativa presente en el biofiltro durante su operación	61
VIII.6 Temperatura presente en el biofiltro durante su operación	61
VIII.7 Caída de presión en el biofiltro	63
IX. Discusión	64
X. Conclusiones	70
XI. Referencias	72
XII. Anexos	85



LISTA DE FIGURAS:

1	Esquema general de un biofiltro percolador	8
2	Esquema general de un biolavador	9
3	Esquema general de un biofiltro	10
4	Diagrama de un biofiltro de flujo horizontal	30
5	Estructura química de procianidina B ₂ 3'-O-gallato extraída de la semilla de uva	38
6	Esquema general del dispositivo de biofiltración	50
7	Adsorción de metanol en la semilla de uva con concentraciones de a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m ⁻³	56
8	Adsorción de metanol en la vaina de cacahuete con concentraciones de a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m ⁻³	57
9	Adsorción de metanol en la mezcla de vaina de cacahuete y semilla de uva con concentraciones de a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m ⁻³	58
10	Modelo de Freundlich para la validación de los datos experimentales de: a) semilla de uva, b) vaina de cacahuete y c) mezcla 10:1.5 de semilla de uva-vaina de cacahuete.	59
11	Porcentaje de eliminación de metanol durante la operación del biofiltro	60
12	Carga volumétrica (Cv) del metanol durante la operación del biofiltro	60
13	Capacidad de eliminación vs carga volumétrica del metanol en el biofiltro	61
14	Húmedad relativa registrada en el biofiltro durante su operación	62
15	Temperatura registrada en el biofiltro durante su operación	62
16	Caída de presión en el biofiltro durante 391 días de operación	63

LISTA DE ANEXOS:

A1	Vista del soporte de biofiltración utilizado en el biofiltro	85
A2	Micro aspersor utilizado para la humidificación del soporte	85
A3	Dispositivo de inyección de metanol al biofiltro	86
A4	Biofiltro utilizado para el experimento	87
A5	Modelación en Autocad del área de superficie para la semilla de uva	88

LISTA DE CUADROS:

1	Principales tecnologías de control de contaminantes gaseosos	6
2	Cronología del desarrollo de la tecnología de biofiltración	13
3	Datos de desempeño típicos en biofiltros en diferentes aplicaciones industriales	17
4	Costos de tecnologías para la eliminación de COV's	21
5	Composición química de la cáscara de cacahuete	39
6	Parámetros químicos de los componentes del soporte	39
7	Propiedades físicas y químicas de metanol	41
8	Efecto biológico del metanol en varios microorganismos	42
9	Condiciones de operación en el biofiltro	50
10	Condiciones de trabajo en el cromatógrafo de gases	53
11	Parámetros fisicoquímicos de la mezcla de semilla de uva y vaina de cacahuete	54
12	Unidades formadoras de colonias (UFC) por gramo obtenidas para los diferentes tipos de soporte	55
13	Constante de Freundlich para la adsorción de metanol en los diferentes materiales de soporte	55

RESUMEN

Los procesos para el tratamiento de las emisiones gaseosas contaminantes cargadas con compuestos orgánicos volátiles (COV's) son generalmente costosos. La biofiltración se perfila como una opción efectiva y económica, ya que son los microorganismos los encargados de mineralizar a los COV's presentes en un flujo gaseoso, a dióxido de carbono y agua. Un biofiltro puede ser eficiente si se consideran variables fisicoquímicas de control durante su operación como la humedad relativa del lecho, pH, nutrientes del medio, temperatura y concentración del contaminante a tratar.

Por lo anterior, en el presente estudio se determinó la eficiencia de un biofiltro de 100 litros de volumen de operación, empacado con una mezcla de semilla de uva y vaina de cacahuate en una relación 10:1.5, durante 391 días de operación. Dentro de los parámetros fisicoquímicos determinados en el material de soporte para el desarrollo de los microorganismos fueron el área de superficie específica de la semilla de uva ($1074.8 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) y el pH (6.5 unidades), así como también la capacidad de adsorción del metanol en la semilla de uva, vaina de cacahuate y la mezcla de ambos en la relación antes indicada. La vaina de cacahuate fue 70% más adsorbente que la semilla de uva, por lo que la mezcla estuvo en un valor de adsorción intermedio. La concentración máxima adsorbida fue de $1.5 \text{ g}_{\text{metanol}} \cdot \text{kg}^{-1}$ de soporte, y se encontró que adsorbió entre 60 y 80% de las diferentes concentraciones estudiadas. Los datos experimentales validaron parcialmente el modelo de Freundlich ya que no presentaron una linealidad, expresado por valores de n menores a la unidad.

La eficiencia de eliminación en el biofiltro fue superior al 90% para cargas volumétricas de contaminante en un rango de 6 a $160 \text{ g}_{\text{metanol}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{lecho} \cdot \text{h}^{-1}$. El tiempo de retención real fue de 13 segundos. En relación a los parámetros fisicoquímicos, el pH se mantuvo en 6.5 unidades, la temperatura dentro del rango de 18 a 25°C , y la humedad fue de 45 a 70%. Estas condiciones favorecieron la eficiencia de eliminación del biofiltro. La pérdida de presión obtenida se encontró dentro del rango de 50 a $800 \text{ Pa} \cdot \text{m}^{-1}$. El biofiltro resultó ser eficiente para las condiciones estudiadas. El material de soporte no presentó daños en su estructura, por lo que puede continuar empleándose este sistema por más tiempo.

I. INTRODUCCIÓN

Los procesos biológicos tienen una amplia aplicación en el tratamiento y control de aguas residuales y desechos sólidos, así como en las emisiones gaseosas industriales, esto gracias al aprovechamiento de los microorganismos, los cuales son los agentes primarios responsables de la modificación y degradación de los contaminantes (Korda *et al.*, 1997; Jones *et al.*, 2004; Fahy *et al.*, 2005). La biofiltración es una tecnología ampliamente usada para el tratamiento de altos flujos de aire con concentraciones bajas de contaminantes (1 – 5000 ppm). Durante la biofiltración, el flujo contaminado de aire se hace pasar a través de un reactor empacado con material de soporte particulado y poroso el cual puede contener microorganismos nativos adheridos formando una película, así los contaminantes orgánicos volátiles (COVs) se adsorben en esta última donde son metabolizados y/o mineralizados. Las variables críticas que se deben conocer y que influyen directamente en el desempeño del biofiltro son la temperatura, humedad, características físicas y químicas del soporte, características del contaminante a tratar y tiempo de residencia del mismo en el sistema. (Garner, 2001; Lackey *et al.*, 2003;).

Un factor importante de los sistemas de biofiltración es su capacidad de oxidación biológica, se aplica exclusivamente para la eliminación de contaminantes oxidables, compuestos orgánicos parcialmente oxidados o compuestos minerales reducidos. La biofiltración no representa por lo tanto una respuesta tan eficiente para las emisiones de óxido de azufre, de nitrógeno o de dióxido de carbono. Por lo anterior la aplicación de mayor importancia para la biofiltración es el tratamiento de olores provenientes de industrias alimenticias y similares (rastros. empacadoras. etc.). Otra aplicación es en el tratamiento de aguas para evitar la emisión de contaminantes en los tanques de aireación y de malos olores en el tratamiento de lodos. Finalmente, numerosas empresas que manejan solventes utilizan procesos de biofiltración para limitar las emisiones de compuestos orgánicos volátiles como puede ser en imprentas e industrias químicas. (Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002).

Los biofiltros al contener microorganismos, y encontrarse sujetos a cambios dinámicos, los hacen más difíciles de controlar y diseñar en comparación con las

tesis tesis tesis tesis tesis

tecnologías tradicionales como la incineración o filtración, por tanto son necesarios más conocimientos fundamentales de los procesos de control en el desempeño de los reactores para consolidar la biofiltración como una elección para el control de los COVs. (Alonso *et al.*, 2000). Dichos conocimientos aumentan gracias a la investigación constante alrededor del mundo, por lo que la popularidad y aceptación de la biofiltración ha crecido de acuerdo a los avances en la biotecnología, desde el tratamiento de un sinnúmero de compuestos y mezclas de estos, hasta la comprensión de las vías metabólicas de degradación, transferencia de masa de la fase gaseosa a la fase líquida y el desarrollo de modelos para la incorporación de datos cinéticos, lo que proporciona un mayor perfeccionamiento y dominio sobre el sistema para lograr las eficacias de remoción altas con un consumo de energía bajo durante períodos largos de tiempo y además con un mantenimiento mínimo. (Wani *et al.*, 1997).

En América Latina, no son muchos los países que hacen uso de esta biotecnología, se tiene conocimiento de estudios a escala de laboratorio y piloto en Chile y en México. (Ramírez-López, 1997; Ramírez-López, 2002). Actualmente en México solo algunos pocos procesos industriales han adoptado métodos de control para emisiones de COV's, sin embargo, la alta concentración de contaminantes en algunas de las grandes ciudades de este país necesitarán algún tipo de control en el futuro. Al principio de los años 1990's, un grupo relativamente pequeño de investigadores mexicanos vieron a la biofiltración como una posible opción tecnológica para el control de las emisiones de este tipo. En la última década, la investigación se ha enfocado en los conocimientos básicos y aplicados de los fenómenos físicos, químicos y biológicos de la biofiltración, así como en su diseño y aplicación. Existen algunos grupos de trabajo enfocados a los procesos de biofiltración tanto en instituciones académicas como en institutos de investigación, tal es el caso de la Universidad Autónoma Metropolitana, la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad Autónoma de Aguascalientes, el Instituto Politécnico Nacional, el Instituto Mexicano del Petróleo, y el Instituto Nacional de Ecología. (Thalasso y Pineda, 2002; Cárdenas-González, Revah Moiseev *et al.*, 2003; Ergas y Cárdenas-González, 2004). Así como en el Centro de Estudios en Ciencia y Tecnología en San Luis Potosí (Arriaga, 2006).

Los estudios de biofiltración a escala de laboratorio y escala piloto que están siendo realizados con diferentes compuestos entre los cuales se incluyen CS_2 , H_2S , tolueno, acetato de etilo, BTEX, metanol, isopropanol, hexano, vapores de gasolina, MTBE y etanol, así como también han sido estudiados los materiales de soporte con características óptimas para la biofiltración, incluidos materiales como desechos de la agricultura y composta de diferentes fuentes con el fin de mantener una viabilidad económica atractiva (Ergas y Cárdenas-González, 2004). Algunos de los soportes estudiados como la cáscara de cacahuate y la cascarilla de arroz resultaron ser materiales eficientes para la remoción de compuestos orgánicos volátiles (COV's). (Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002).

Los biofiltros industriales instalados en México tienen una capacidad de tratamiento de $300 \text{ m}^3/\text{min}$ para el control de olores en una planta de tratamiento de aguas negras, un biofiltro percolador con capacidad de $800 \text{ m}^3/\text{min}$ para el tratamiento de emisiones de azufre, CS_2 y H_2S en una fábrica de celofán y rayón, un biofiltro percolador para altas concentraciones de CS_2 y otro para la remoción de COVs emitidos en una imprenta industrial, un biofiltro con soporte de composta a escala piloto ($1 \text{ m}^3/\text{min}$) para el tratamiento de vapores de solventes que ha estado en operación por varios años. Los resultados de estos proyectos a nivel laboratorio e industrial han sido divulgados en publicaciones científicas y técnicas tanto mexicanas como internacionales y demuestran la importancia y viabilidad de este tipo de tratamiento para el control de emisiones gaseosas, pero también hacen ver la necesidad de investigación constante que lleve a opciones adecuadas para diferentes condiciones económicas y de operación (Ergas y Cárdenas-González, 2004).

II. ANTECEDENTES

II.1 Métodos para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles

México entre otros países, firmó el *Tratado de Kyoto* en donde se compromete disminuir las emisiones de contaminantes hacia la atmósfera y por lo tanto estamos obligados a cumplir con este acuerdo y desarrollar tecnologías propias, adecuadas a nuestras condiciones ambientales locales y sobre todo económicas, ya que este último aspecto es determinante en la aplicación o no de métodos efectivos de eliminación de compuestos que constituyen un problema de contaminación ambiental.

Existen diversos métodos para el tratamiento de las emisiones gaseosas hacia la atmósfera. Los métodos destructivos como la incineración y tratamiento biológico y técnicas de recuperación como la adsorción, absorción, condensación y separación por membrana entre otras (Vigneron *et al.*, 1994), las cuales presentan ventajas y desventajas, como se puede ver en el cuadro 1. Entre los principales factores que influyen en la elección del método de depuración del gas a utilizar se encuentran: la naturaleza de los compuestos a tratar, la complejidad de la mezcla de compuestos en la emisión gaseosa, la concentración de los compuestos orgánicos volátiles (COV's), la temperatura del efluente, el nivel de protección al ambiente requerido por las normas oficiales del país, la posibilidad de reciclaje (cantidad recuperable, número de solventes, pureza requerida, precio de compra, etc.), la posibilidad de energía utilizable, seguridad en su contención y los costos. (Vigneron *et al.*, 1994; Devigny *et al.*, 1999).

El tratamiento biológico llevado a cabo por sistemas como los biofiltros, biofiltros percoladores y biolavadores es considerado como una tecnología con un mayor costo-beneficio comparados con las técnicas de recuperación, ya que son procesos que tienen menores emisiones de subproductos y además no requieren la utilización de sustancias activas, calor, refrigeración, es decir que, los requerimientos energéticos son bajos y su utilización no representa un riesgo para el medio ambiente (Den *et al.*, 2003).

Cuadro 1. Principales tecnologías de control de contaminantes gaseosos.

(Schnelle y Brown, 2002).

Dispositivo	Concentración en el influente (PPMV)	Eficiencia	Ventajas	Desventajas
Absorción	250 1000 5000	90% 95% 98%	Especialmente buena para gases inorgánicos ácidos	Aplicabilidad limitada
Adsorción	200 1000 5000	50% 90-95% 98%	Capital de inversión bajo Buena para la recuperación de solventes	Aplicabilidad selectiva Limitantes como la humedad y temperatura
Condensación	500 10000	50% 95%	Buena para la recuperación de solventes y productos	Aplicabilidad limitada
Incineración termal	20 100	95% 99%	Alta eficiencia de destrucción Alta aplicabilidad Puede recuperarse energía calorífica	No pueden ser recuperados compuestos orgánicos Inversión de capital alto
Incineración catalítica	50 100	90% Mayor a 95%	Alta eficiencia de destrucción Puede ser menos cara que la incineración termal	No pueden ser recuperados compuestos orgánicos Limitaciones técnicas pueden producir subproductos tóxicos
Flares	---	Mayor al 98%	Alta eficiencia de destrucción	No pueden ser recuperados compuestos orgánicos Solo para grandes emisiones
Biofiltración	1500 o mayores	65 a 99% Dependiendo de las características del contaminante	Alta eficiencia de destrucción Tecnología mas económica	Depende de limitantes como la humedad y temperatura

Los procesos de tratamiento biológicos se han usado por centenares de años. Hace aproximadamente sesenta años, los europeos comenzaron a usar los biorreactores para tratar el aire contaminado con olores, en particular, las emisiones provenientes de las plantas de tratamiento de aguas cloacales y las plantas extractoras de grasa (EPA-CATC, 2004). Las investigaciones se han centrado en biorreactores con biomasa fija o en circulación que determinan el tipo de sistema, es decir, los microorganismos que degradan a los contaminantes pueden hacerlo tanto adheridos a un soporte por el cual pasa la sustancia a tratar (biofiltros) o pueden estar en movimiento en un flujo líquido recirculante que generalmente es agua (biofiltro percolador o biopercoladores y biolavadores). (Vigneron *et al.*, 1994).

II.1.1 Biofiltro percolador

En los biofiltros percoladores, como se muestra en la figura 1, los contaminantes presentes en el gas son absorbidos en una fase líquida antes de su biodegradación por los microorganismos presentes, estos últimos están adheridos en un soporte inorgánico o en algunos casos orgánico y también se encuentran presentes en la fase acuosa, de esta forma degradan los contaminantes adsorbidos que pasan a través del reactor. La alimentación del líquido se lleva a cabo de manera continua y el agua se recircula. Los nutrientes, ácidos o bases pueden agregarse y así regular el pH del medio para obtener una remoción óptima del contaminante (Devinny *et al.*, 1999; Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

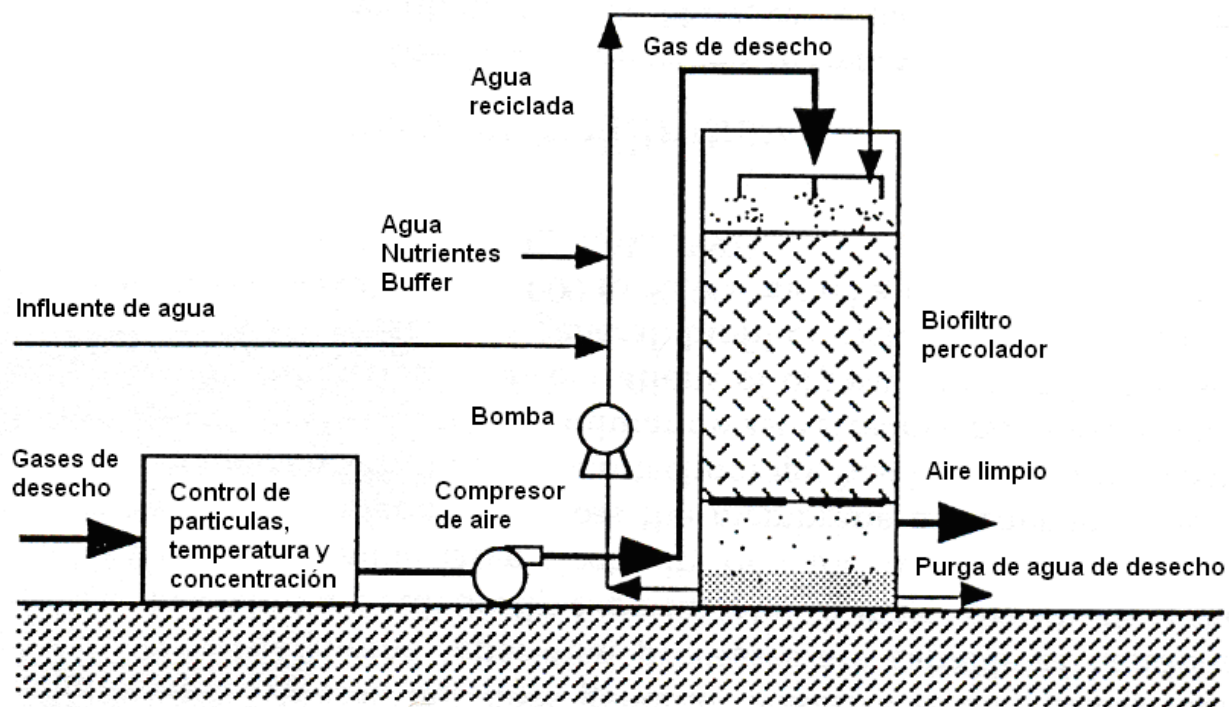


Figura 1. Esquema general de un biofiltro percolador. (Devinny *et al.*, 1999).

II.1.2 Biolavadores

La figura 2 muestra un biolavador, en donde el gas contaminado ingresa al sistema de manera ascendente y ocurre la absorción de los contaminantes en un flujo descendente de agua, pasando enseguida a otro reactor en donde se lleva a cabo la degradación de los contaminantes por un consorcio de microorganismos presentes. Puede lograrse la absorción en una columna de condensación, en una columna empacada, en una torre de rocío o en una columna burbujeante. El agua se transfiere a un reactor separado dónde se tienen condiciones ambientales óptimas para la degradación (Devinny *et al.*, 1999; Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

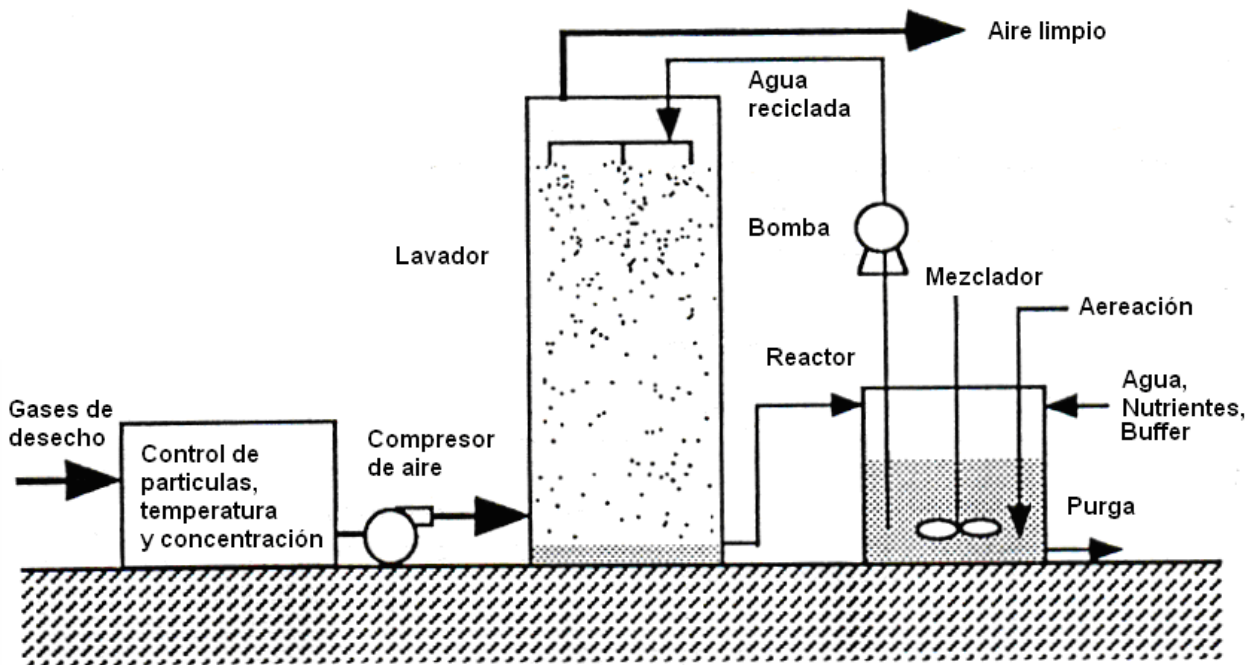


Figura 2. Esquema general de un biolavador. (Devinny *et al.*, 1999).

En los biofiltros percoladores y biolavadores, la fase acuosa contiene los nutrientes necesarios para la biomasa suspendida, actuando en la degradación de los contaminantes y algunos mecanismos de la actividad metabólica (Devinny *et al.*, 1999; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

II.1.3 Biofiltros

Los biofiltros, como se muestra en la figura 3, son sistemas que usan una combinación de procesos básicos: la absorción, adsorción y desorción, y la degradación biológica de contaminantes presentes en un flujo gaseoso. En este sistema se tiene la presencia de microorganismos adheridos a un medio poroso formando una biopelícula en la superficie del lecho o se suspenden en la fase acuosa que rodea las partículas del mismo. El medio de soporte consiste en materiales relativamente inertes como la composta y la turba, asegurando grandes áreas de superficie específica y un posible suministro de nutrientes adicional. Cuando el gas pasa a través de dicho soporte el

contaminante se adsorbe en la biopelícula donde es biodegradado. La eficiencia de un biofiltro está principalmente gobernada por las propiedades físico-químicas del soporte, el tipo y concentración de nutrientes tanto orgánicos como inorgánicos, la porosidad y la capacidad de retención de agua que permitan una estratificación de las poblaciones microbianas. Los parámetros críticos que permiten que el biofiltro sea eficiente son el inóculo adicionado o la cantidad de microorganismos presentes en el soporte, el pH del medio, temperatura, humedad y nutrientes en el medio. (Swanson y Oler, 1997; Deviny *et al.*, 1999; Auria *et al.*, 2000; Garner, 2001; Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003). Finalmente, la eficiencia del biofiltro se puede medir directamente en función del contaminante que se alimenta y que se emite del sistema e indirectamente por medio de la cuantificación de metabolitos secundarios o enzimas producidas por los microorganismos tales como el dióxido de carbono (Deshusses, 1997) o la actividad de deshidrogenasa láctica, indicadores de la actividad microbiana (Namkoong *et al.*, 2004).

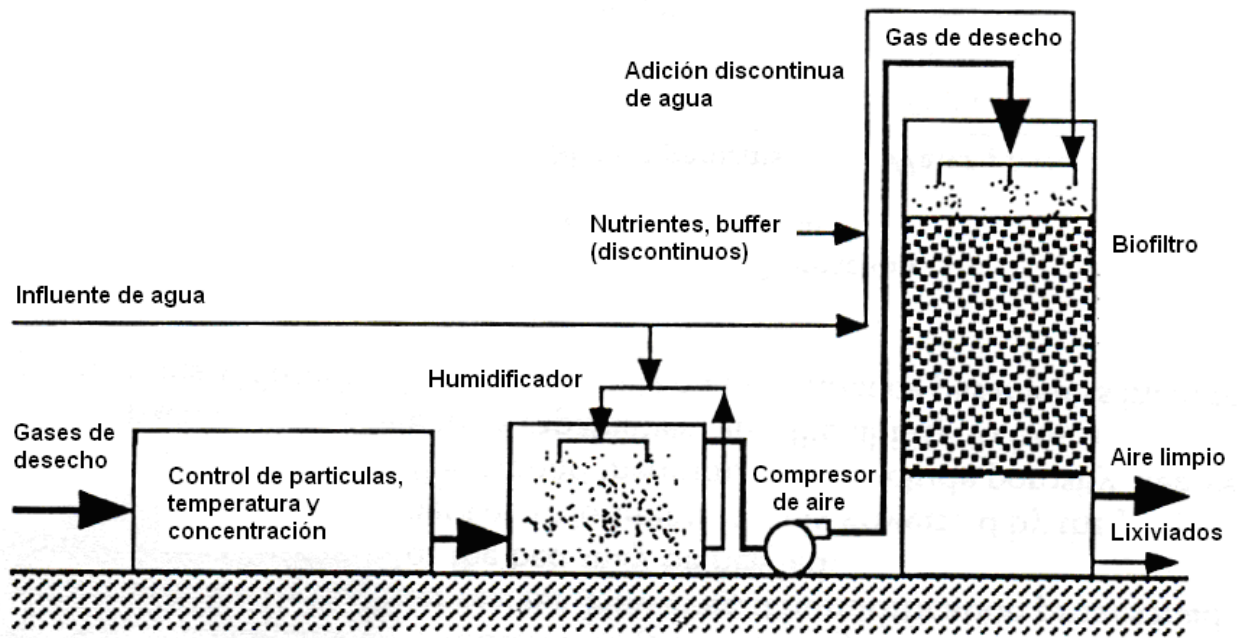


Figura 3. Esquema general de un biofiltro. (Deviny *et al.*, 1999)

III. DESARROLLO DE LA BIOFILTRACIÓN

III.1 Reseña histórica del desarrollo de los biofiltros

Los primeros experimentos llevados a cabo con biofiltros mostraron la complejidad en el manejo de éstos debido a la heterogeneidad del sistema, haciéndose notar entre otras situaciones la formación de caminos preferenciales para el flujo del aire, la necesidad de un volumen y área importante de las instalaciones, la no eliminación de sustancias que inhiben la acción bacteriana, como la formación de productos ácidos durante la eliminación de compuestos clorados o sulfurados, esto mediante el proceso de oxidación que llevan a cabo los microorganismos y/o cuando estos compuestos reaccionan con el agua (Vigneron *et al.*, 1994).

Como se puede observar en el cuadro 2, los primeros reportes del uso de los sistemas de biofiltración datan de 1923 y se utilizaron para remover el ácido sulfhídrico (H₂S) proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Los primeros biofiltros fueron sistemas abiertos en los que se empleaba suelo poroso como soporte. Se hacían excavaciones en el suelo y se colocaba un sistema de tubos perforados en la base que dejaban pasar aire a través del lecho. La primera patente de esta tecnología se registró en 1934, para el tratamiento de compuestos olorosos. A partir de 1950 se publican los fundamentos de la tecnología de la biofiltración y se difunde en los Estados Unidos de América y Alemania occidental. (Ergas y Cárdenas-González, 2004).

En los años setenta, aumentó el interés en los biofiltros como consecuencia del surgimiento de normas ambientales más estrictas, por lo que se requería de un biofiltro más avanzado capaz de ocuparse de cargas más grandes de olores y compuestos orgánicos volátiles. (Devinny *et al.*, 1999, Ottengraf, 1986).

Durante los años ochenta, los biofiltros progresaron rápidamente en Europa y en menor medida en América del Norte. Se diseñaron sistemas operados por computadora para tratar olores, compuestos orgánicos volátiles y mezclas de ambos. Se probaron extensivamente lechos inorgánicos (Liu *et al.*, 1994; Medina *et al.*, 1995; van Groenestijn

et al., 1995; Graham, 1996) como carbón activado, poliestireno y cerámicas, que mezclados con materiales orgánicos mejoran la porosidad mientras aumentan la vida útil del soporte. Adicionalmente, el desarrollo de técnicas avanzadas y un modelo matemático desarrollado por Ottengraf (1986) empezó la transformación de investigación en biofiltración (Devinny *et al.*, 1999; Cárdenas-González *et al.*, 2003). La biofiltración ha venido demostrando que es un medio rentable y fiable de controlar una baja concentración de contaminantes en las emisiones gaseosas biodegradables, por lo que actualmente se tienen nuevos desarrollos del biofiltros y han surgido compañías de investigación en Europa y en América del Norte. (Devinny *et al.*, 1999).

III.2 Conveniencia y versatilidad de los biofiltros

La biofiltración es una tecnología prometedora ya que puede lograr altas eficiencias de remoción, requiere comparativamente poca energía, genera cantidades mínimas de CO₂ y pocos o nulos subproductos indeseables, y es relativamente poco costosa la operación en relación con otras tecnologías convencionales de tratamiento como el carbón activado y la oxidación térmica (Devinny *et al.*, 1999; Ottengraf, 1986).

Los investigadores que han evaluado a la biofiltración para la degradación de compuestos de alta toxicidad producidos en masa para aplicaciones industriales como el tolueno (Zilli *et al.*, 2000), vapor de gasolina extraído de suelos (Namkoong *et al.*, 2004), ácido sulfhídrico (Morgan-Sagastume *et al.*, 2003), clorobenzenos (Roberge *et al.* 2001) y etanol (Le Cloirec *et al.* 2001) por mencionar solo algunos, han permitido hacer de ésta una tecnología versátil para el control de diversos compuestos volátiles (CV), como son los compuestos halogenados, no halogenados, alifáticos, aromáticos, compuestos que contienen azufre (H₂S), óxidos de nitrógeno, amoníaco y algunos compuestos que contienen cloro (HCl). Compuestos orgánicos como alcoholes, cetonas, alcanos, derivados del benceno y compuestos clorados, así como también compuestos difícilmente biodegradables como el metil ter butil éter (MTBE), un compuesto oxigenado presente en las gasolinas reformuladas. (Cárdenas-González *et al.*, 2003; Swanson y Oler, 1997).

Cuadro 2. Cronología del desarrollo de la tecnología de biofiltración.

(Ergas y Cárdenas-González, 2004).

Año	Descripción	Locación
1923	Referencia más temprana a los métodos biológicos para tratar los compuestos olorosos de azufre en plantas de tratamiento para aguas del alcantarillado.	Alemania
1953	Un sistema de suelo o tierra como soporte se usó para el tratamiento de gas de cloaca en Long Beach, CA.	U.S.A.
1957	Patente americana para un biofiltro con suelo o tierra como soporte.	U.S.A.
1959	Se instala en una planta de tratamiento de alcantarillado municipal un sistema con suelo o tierra como soporte.	Alemania
1964	Los filtros de suelo o tierra se usaron para el tratamiento de efluentes gaseosos del composteo.	Suiza
1970's	Regulaciones de contaminación del aire más estrictas para olores, COV's y tóxicos. Lavado y biofiltración para las emisiones del composteo. Patente alemana por Kneer de una unidad de biofiltración con la regeneración continua del material de soporte. Patente alemana por Zantopp de filtro con un sistema de cribado. Formación de varias empresas de ingeniería de biofiltración.	Holanda, Alemania
1980's	Biofiltración de COV's y tóxicos del aire de establecimientos industriales. Desarrollo del sistema de biolavado en la Universidad de Tecnología de Eindhoven de Holanda por Ottengraf y colaboradores. En Alemania del este aproximadamente 4 de 5 plantas de tratamiento de alcantarillado utilizan el tratamiento biológico para las emisiones gaseosas.	Holanda, Alemania
1990's	Las empresas de biofiltración europeas se extienden a nivel mundial. Investigación académica en las vías metabólicas microbiológicas, tratamiento de compuestos recalcitrantes, control de la biomasa, mezclas, efecto de alta temperatura, condiciones transitorias, nuevos tipos de soportes y modelación de procesos. Investigación y desarrollo industrial en México, Italia, Taiwán, Francia, Nueva Zelanda, Inglaterra, Colombia, Finlandia y Canadá.	Mundial
2000	Las proyecciones económicas de inversión para la tecnología del biofiltración son de más de 100 millones USD por año con muchas aplicaciones en el tratamiento de agua residual, composteo, procesadoras de alimentos, panaderías, fundidoras, procesadoras de saborizantes y fragancias, industria de pulpa y papel y remediación de sitios de desechos peligrosos.	Principalmente en Holanda, Alemania y U.S.A.

La biofiltración también se ha evaluado como un método para controlar los microorganismos aerotransportados liberados en sitios de composteo. Los resultados mostraron que la biofiltración logró una reducción mayor al 90% y 39% en las concentraciones de *Aspergillus fumigatus* y bacterias mesofílicas respectivamente en comparación con las presentes en el medio ambiente. (Sánchez-Monedero *et al.*, 2003). La remoción de metano emitido por el estiércol de animales por medio de biofiltros tiene un gran potencial para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero en establos de crianza. (Hartung *et al.*, 2001; Melse y Van Der Werf, 2005), así como el tratamiento de aire con presencia de aminas (dimetilamina, usada en la fabricación de moldes de acero) y de compuestos azufrados de la industria química, especialmente la agroquímica, petrolera, etc. (Vigneron *et al.*, 1994). Lo anterior demuestra la versatilidad de la biofiltración en cuanto a los tipos de contaminantes que pueden removerse satisfactoriamente.

III.3 Ventajas y desventajas de los biofiltros

Una de las ventajas del uso de los biofiltros es que los costos de instalación son bajos, la mayoría se construyen a partir de materiales comunes, disponibles a nivel local, tales como madera, fibra de vidrio y tuberías plásticas. Se pueden ensamblar por carpinteros, plomeros y excavadoras. Según la cantidad de pretratamiento que requieran las emisiones, los costos operativos por lo general son bajos. Estos costos constan de electricidad para operar el compresor de aire y la bomba de humidificación, mano de obra a tiempo parcial para verificar el proceso, y pequeñas cantidades de macronutrientes. Los biofiltros tienen alta eficiencia de remoción para ciertos compuestos tales como aldehídos, ácidos orgánicos, óxido nitroso, dióxido de azufre y sulfuro de hidrógeno. (EPA-CATC, 2004).

Una desventaja es que utiliza grandes extensiones de terreno para un diseño tradicional. No hay un flujo interno continuo de líquido en el cual sea posible ajustar el pH del lecho, ni tampoco se tiene un flujo continuo de nutrientes. Los soportes orgánicos del lecho que se utilizan en los biofiltros deben reemplazarse cada 2 a 5 años. El reemplazo

del lecho puede demorar de 2 a 6 semanas, dependiendo del tamaño del mismo. (EPA-CATC, 2004).

III.4 Aplicaciones industriales de los biofiltros

Existen varias empresas que fabrican biofiltros y realizan su correcta instalación, además de realizar los modelos necesarios para el tratamiento de una variedad de efluentes contaminantes, tales como metanol y formaldehído de una fábrica de productos de madera, olores en el tratamiento de aguas residuales, vapores de gasolina en sitios de remediación, solventes utilizados en la fabricación de pinturas y recubrimientos, isopropanol utilizado en la fabricación de circuitos integrados, reciclado de latas de aerosoles, y más. Un sistema de biofiltración de gran tamaño fue instalado para la remoción de metanol y formaldehído utilizado en la fabricación de tablas de aserrín prensado en Springfield, Oregón. Cuatro unidades del biofiltro están operando en paralelo para tratar un total de 42,000 pies cúbicos por minuto, con eficiencias de remoción mayores del 90 por ciento para el metanol y mayores del 95 por ciento para el formaldehído (Garner, 2001).

Las industrias BioReaction LLC. cuentan con un biofiltro de dos etapas, una unidad con composta para degradar los compuestos orgánicos volátiles como benceno, tolueno, xileno, etilbenceno, hexano, MEK, MIBK, acetona y ciertos alcoholes, emitidos por las fabricas de pinturas en Eugene, Oregón. El biofiltro instalado con una capacidad de flujo de aire de 10,000 pies cúbicos por minuto (cfm) y dimensiones de 12 x 14 pies de área y una altura de 16 pies. La eficiencia de remoción del biofiltro es de más de 75% para el total de las emisiones y más del 95% para los COV's analizados: benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, acetona, MIBK y MEK (Swift, 2002).

La primera aplicación de un biofiltro con un sistema de soporte abierto o al aire libre y un flujo de 15,000 pies cúbicos por minuto se instaló en una planta de tratamiento de desechos de animales en Hickson, Ontario, Canadá. Este sistema reemplazó a un biolavador que era insuficiente para el control de los olores emitidos en ella. (Shareefdeen *et al.*, 2003).

Un biofiltro de lecho abierto fue usado para tratar los olores emitidos por los desechos de establos, conteniendo compuestos orgánicos e inorgánicos volátiles (CIV) como el amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, cloruros y sulfatos presentes en el influente. Los costos del proceso solo fueron los necesarios para cubrir el bombeo del aire a través del biofiltro y el agua necesaria para mantener húmedo el soporte, lo que demuestra la conveniencia económica de los biofiltros. (Tymczyna *et al.*, 2004).

En el cuadro 3 se muestran datos típicos de desempeño de biofiltros instalados en industrias con los cuales controlan sus emisiones con una eficiencia en la mayoría de los casos por encima del 90%, con una excepción marcada de 20% de remoción para compuestos clorados (Adler, 2001).

Los más nuevos sistemas para aplicaciones industriales utilizan controladores analógicos programables para medir automáticamente el contenido de agua, flujos de aire, humedad relativa, pH, temperatura, producción de lixiviados y otros parámetros importantes (Devinny, 1998; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

III.5 Sistemas acoplados o trenes de tratamiento

Actualmente, se hace la aplicación de sistemas acoplados de dos biotecnologías diferentes, es decir, un biofiltro con un biolavador, o biolavador seguido de un biofiltro percolador entre otras combinaciones de tratamientos para aquellos compuestos que son muy difíciles de biodegradar y que se encuentran presentes en altas concentraciones. (Ramírez-López, 2002). Su uso puede ser mejor comparado con cualquier tecnología biológica pura y como los mecanismos biológicos de limpieza involucrados en el tratamiento de agua, gas o suelo son similares la biofiltración puede ser usada como pre o post tratamiento. (Christian y Thalasso, 1998).

Cuadro 3. Datos de desempeño típicos en biofiltros en diferentes aplicaciones industriales
(Adler, 2001)

Aplicación	Contaminantes	Carga	Remoción	Tipo de biofiltro
Producción de levaduras	Etanol, aldehídos	35,000 cfm/ yd ³ de soporte, 1 g/m ³	85% de todos los COV	Biofiltro
Fábrica de plásticos	Tolueno, fenol, acetona	1,000 m ³ /h	80 – 95%	Biofiltro
Producción farmacéutica	Carbón orgánico	1,000 m ³ /h, 2,050 mg/m ³ (5,800 mg/m ³ máximo)	> 98% en primera etapa, > 99.9% total	Biofiltro (dos etapas)
Producción de acrílico	Metilmetacrilato, diclorometano	125 – 150 m ³ /h, 50 – 250 mg/m ³	100% para Metilmetacrilato, 20% para diclorometano, 95% para diclorometano acoplado un biolavador.	Biofiltro con biolavador en serie
Emisiones de hidrocarburos	Solventes de hidrocarburos	140,000 m ³ /h, 500 mg/m ³	95%	Biofiltro
Plantas de composteo de basura	Compuestos odoríferos	16,000 m ³ /h, 264 m ² (1 m profundidad) 60 m ³ /m ² ·h, 230 mg C/m ³	> 95%	Biofiltro
Planta piloto de control de emisiones de COV's de gasolina	COV's	16 g/ft ³ ·h	90%	Biofiltro
Control de emisiones de H ₂ S (Escala laboratorio)	H ₂ S	1.9-8.6 mg/Kg·min (25-2,651 ppmv)	93 -100%	Biofiltro
Remoción de estireno (Escala de exhibición)	Estireno	Arriba de 22 g/m ³ ·h, 0.5 min de tiempo de retención	> 99%	Biolavador
Remoción de estireno (Escala de exhibición)	Estireno	Arriba de 100 g/m ³ ·h	> 95%	Biofiltro (soporte de turba)
Planta trituradora	Compuestos odoríferos	1,100 m ³ /h (650 cfm), 420 m ² (4,500 ft ²)	99.9%	Biofiltro
Control de emisiones de COV's derivados de combustibles	Carbón orgánico no metano (gas avión)	500 ppm·cfm/ft ² , 500-1,500 ppm·cfm/ft ²	> 95%, 30-70%	Biofiltro

III.5.1 Biofiltros como postratamiento

Otras estrategias útiles a largo plazo para mitigar el impacto medioambiental en la transformación de los contaminantes en compuestos menos dañinos en lugar de simplemente cambiarlos de fase o confinarlos son la biofiltración y la oxidación por medio de catalizadores que ofrecen ventajas en alta eficiencia de destrucción y bajan el costo operacional. A continuación se tienen algunos ejemplos de investigación a nivel laboratorio o industrial que muestran la viabilidad de estos sistemas teniendo al dispositivo de biofiltración acoplado de manera posterior a otro tipo de tratamiento. Este proceso acoplado utiliza la combustión catalizadora para degradar parcialmente moléculas de COV's en compuestos menos recalcitrantes.

En muchos casos, la combustión catalizadora no es conveniente ya que los subproductos son a menudo tóxicos. Esto abre la posibilidad para un tratamiento posterior por medio de un biofiltro. Típicamente, la temperatura convencional de un sistema catalizador oxidativo es de más de 200°C. Sin embargo óxidos de metales de transición y metales nobles pueden oxidar COV's parcialmente a temperaturas de 120 °C. Esto llevaría a una disminución significativa en los costos para sistemas de tratamiento acoplados de este tipo. (Leethochawalit *et al.*, 2001).

Para las concentraciones de compuestos odoríferos altas, la aplicación de sistemas de pre tratamiento como los biolavadores hacen posible reducir la carga del contaminante que entra en el biofiltros hasta en un 50%. (Canovai, 2004), de aquí que también se apliquen sistemas para la remoción de contaminantes volátiles en plantas de aguas residuales y así evitar olores desagradables. (Christian y Thalaso, 1998), otros dispositivos consisten en un biolavador seguido de un biofiltro para la degradación de una mezcla de acetona, metanol, etilcetona, naftaleno, pireno y tolueno. La degradación alcanzo un 96% con cargas de $79 \text{ g.m}^3\text{h}^{-1}$ para las concentraciones de entrada $> 8,000$ ppmv. (Manninen, 2003). También pueden usarse las tecnologías de tratamiento biológico de gases en combinación con tecnologías de remediación de suelos al extraer los compuestos volátiles de este último a un sistema de biofiltración acoplado. (Christian y Thalasso, 1998). En Nicaragua se lleva a cabo la aplicación de la tecnología de biofiltros

acoplados a humedales para el tratamiento de las aguas residuales domesticas (Platzer *et al.*, 2002).

III.5.2 Biofiltros como pretratamiento

Se han desarrollado un novedoso y eficaz sistema para el tratamiento completo de diferentes tipos de contaminantes recalcitrantes, tal es el caso de los NOx en los efluentes gaseosos. Este método consiste en la oxidación fotocatalítica por medio de ozono y radiación ultravioleta seguida por una desnitrificación biológica en un biolavador. (Barman y Philip, 2006). Otro medio de pre o post tratamiento puede ser el uso de espuma activada con microorganismos la cual consiste en un soporte espumoso acuoso y estable basado en un compuesto proteínicos como la queratina en la cual se inoculan y desarrollan microorganismos degradadores de COV's (Park *et al.*, 2006), esta se puede verter sobre las fuentes antes o después de ser tratadas por biofiltración.

III.6 Importancia de la modelación en la biofiltración

La modelación del proceso de biofiltración tiene como objetivo la validación de los datos experimentales para entender las relaciones entre la remoción del contaminante y los parámetros que la afectan como el área superficial del soporte, la actividad biológica, el grosor de la biopelícula, entre otros (Devinny *et al.*, 1999).

Los modelos matemáticos para la biodegradación ayudan a prevenir o corregir aspectos de diseño, mantenimiento y operación tanto de los aspectos físicos, químicos y biológicos como de los estructurales, ya que se pueden estimar los parámetros desconocidos tales como la utilización máxima del substrato, constante de Monod y difusividad del contaminante en la biopelícula, con los cuales se calculan a su vez los parámetros restantes: coeficiente de rendimiento, coeficiente máximo de crecimiento, coeficiente de decaimiento, entre otros. (Alonso *et al.*, 2000). También se han propuesto modelos matemáticos para evaluar la formación y acumulación de subproductos metabólicos, así como el desempeño del proceso en biofiltros con biomasa estable. Estos

modelos integran la cinética y mecanismos de reacción y transporte de masa, puede aplicarse a una gran rango de condiciones de operación como cantidad y tipo de sustrato o COV a degradar, cantidad de oxígeno disponible, limitación de nutrientes, entre otros. (Bordel *et al.*, 2007).

Actualmente existe software de modelado de biofiltros que es usado para generar simulaciones en estado estable que se utilizan para determinar curvas de eficiencia para varias concentraciones en el influente, cargas de contaminantes, tiempos de residencia, tamaños de soporte, y temperaturas. El modelado puede usarse como una herramienta para el diseño y optimización de biofiltros, es decir, se puede estimar el tamaño requerido del biofiltro para lograr un objetivo específico en el tratamiento de los contaminantes bajo varias condiciones de operación. (Martin *et al.*, 2004), así como aspectos tan específicos como la adsorción de diferentes contaminantes en las cavidades manométricas de diferentes materiales (Agnihotri *et al.*, 2006; Efremenko *et al.*, 2006; Plant *et al.*, 2006) o las isothermas de adsorción de sustancias como el metanol en el soporte de biofiltración, las cuales además de aportar datos de consulta son una opción en el diseño del sistema ya que permiten la predicción del comportamiento de la transferencia de masa en el proceso de biofiltración. (Jedlovsky *et al.*, 2006).

III.7 Consideraciones económicas

Si la biofiltración esta considerada por muchos como la solución a numerosos casos de emisión de contaminantes gaseosos, sus detractores critican el gran espacio necesario y el reemplazo regular del material de soporte. No cabe duda que los biofiltros necesitan espacios relativamente grandes. de 3 a 20 m² por 1000 m³ de aire tratado por hora. No obstante, cabe destacar que la sencillez y el bajo peso de los biofiltros (de 200 a 500 kg por m² de superficie) permiten instalarlos con una relativa libertad (en techos, en zonas desaprovechadas o de difícil acceso). También es cierto que el soporte utilizado en los biofiltros debe ser reemplazado ya que los soportes orgánicos sirven de fuente de nutrientes para los microorganismos y por lo tanto se degradan o se agotan las reservas de nutrientes disponibles. La frecuencia de reemplazo de los soportes es muy variable y depende del tipo de gas tratado. De manera general se considera que los soportes tienen

una vida promedio del orden 3 a 5 años. En este aspecto es importante destacar que el costo del material de soporte no influye mucho sobre el costo total de tratamiento. Antes de ser reemplazado cada m³ de soporte habrá tratado del orden de 1.5 y 8 millones de m³ de aire. Con un costo de soporte del orden de 100 dólares por m³, la participación del soporte en el costo total de tratamiento representa de 1 a 7 centavos de dólar por 1000 m³ tratados. La disposición final del soporte usado puede representar un problema ambiental secundario. Afortunadamente, en la mayoría de los casos, cuando el biofiltro funciona bien, el soporte usado no contiene ningún compuesto tóxico y puede ser dispuesto como material biológico no peligroso y no tóxico. (Thalasso y Pineda-Olmedo, 2002).

Además de los gastos de instalación se deben tomar en cuenta los gastos de operación como electricidad, agua y vapor, personal, el mantenimiento, el reemplazo de los medios de soporte y otros, aún así dichos costos están por debajo de los estimados para otras técnicas de control para COV's como se muestra en el cuadro 4 (Adler, 2001).

Cuadro 4. Costos de tecnologías para la eliminación de COV's. (Leethochawalit *et al.*, 2001).

Técnica	Costos de instalación (%)	Costos de operación (%)
Oxidación térmica	100	100
Oxidación catalítica	120	50
Adsorción	120	40
Absorción	80	25
Biofiltración	20-600	13

III.8 Factores de control y operación en los biofiltros

El desarrollo y eficiencia del biofiltro se ve directamente afectado por las características de los diferentes factores que intervienen y son parte indispensable del dispositivo, algunos se seleccionan desde el comienzo de la operación e involucran el diseño del dispositivo que se adecua a las condiciones y necesidades específicas dadas, tales como el tamaño necesario para un flujo gaseoso específico del contaminante, material de soporte para el reactor, también se puede seleccionar algún genero y/o especie de microorganismos que cuentan con las vías metabólicas necesarias para la degradación de una sustancia, pero los factores de control son aquellos que deben adecuarse durante todo el proceso de operación tales como el contenido de humedad y su distribución homogénea en el medio, nutrientes agregados al soporte, así como la obtención de un pH y temperatura adecuados (Swanson y Oler, 1997; Devinny *et al.*, 1999; Krailas *et al.*, 2000). A continuación se detallan los factores más importantes antes mencionados.

III.8.1 Características físicas y químicas para la elección de un material biofiltrante óptimo

El lecho filtrante o soporte es el hábitat de la población microbiana que degrada a los contaminantes adsorbidos del flujo gaseoso y considerando el volumen necesario para estos sistemas es recomendable tomar en cuenta materiales de gran disponibilidad en el sitio de operación del sistema así como un bajo costo. (Cárdenas-González *et al.*, 2003).

Las características clave de los soportes que determinan su efectividad en el biofiltro son: el área de superficie específica, propiedades mecánicas, capacidad amortiguadora, capacidad de absorción, disponibilidad de nutrientes, porosidad y retención de humedad, por lo que al variar estas se tendrán diferentes capacidades de remoción en el biofiltro.

La porosidad del lecho es un factor determinante para las caídas de presión y el costo de operación debido que si se produce un taponamiento se tendrá que aplicar más

energía para bombear el influente y hacerlo pasar a través del biofiltro. Dicha porosidad puede disminuir por la compresión de materiales como turba, abono, madera, ,etc., durante la operación del biofiltro provocando así caídas de presión, por tanto se debe tener en cuenta la economía del soporte para en un momento dado vaciar el reactor y reempacarlo con material de soporte nuevo y restaurar así la presión de flujo necesaria. (Gerrard, 2000). Así, la selección de un material de soporte apropiado es a menudo basado en un intercambio entre la eficiencia de remoción, porosidad del lecho y precio (Yang *et al.*, 2002; Savaje y Tyrrel, 2005).

Las características propias de cada material utilizado como soporte en biofiltros determinan las condiciones en las cuales los microorganismos pueden desarrollarse en mayor o menor grado y por lo tanto dicho material será determinante para la eficiencia del dispositivo. Entonces un medio de soporte para la biomasa especialmente diseñado y probado mejora el desempeño y tiene una baja caída de presión a diferencia de que solo se utilice suelo o la composta en las aplicaciones de biofiltración. (Jones *et al.*, 2004). Seleccionar o diseñar el medio de soporte apropiado para un biofiltro es un paso importante para obtener una operación exitosa del mismo. Las propiedades deseables de los medios soportes incluyen lo siguiente (Swanson y Loehr, 1997):

- Una elevada superficie de área específica
- Integridad estructural
- Alta retención de humedad
- Alta porosidad
- Baja densidad
- Y de manera esencial se debe proveer un ambiente óptimo para los microorganismos

III.8.2 Contenido de humedad

La actividad microbiana depende fuertemente de la presencia de humedad en cantidad suficiente y el rango óptimo de humedad del material filtrante en sistemas de biofiltración se considera entre 40 y 60% en peso en base húmeda para obtener un biofiltro que presente un buen desempeño. (Devinny *et al.*, 1999; Yang *et al.*, 2002).

Diversos autores (Ottengraf *et al.*, 1986; Pinnette *et al.*, 1993; Van Lith *et al.*, 1997; Auria *et al.* 1998, Auria *et al.*, 2000, citados en Krailas *et al.*, 2000) han reportado que un decremento en el promedio del contenido de agua de un 30 a 70% resulta en una pérdida del 50% en el desempeño del biofiltro ya que se reduce el espesor de la biopelícula, se merma la actividad microbiológica y se presenta una contracción y consecuente agrietamiento del soporte reduciéndose los tiempos de retención del contaminante. Por otro lado, un elevado contenido de humedad (mayor al 80%) puede crear una saturación y aparición de zonas anaerobias que promueven la formación de compuestos odoríferos y velocidades de degradación lentas, además de caídas de presión altas debido a una disminución de los intersticios o porosidad del soporte por la acumulación de agua, problemas de transferencia de oxígeno debido a la reducción de la interfase aire/agua por unidad de volumen de biopelícula y el lavado o arrastre de nutrientes y/o microorganismos del soporte y la subsecuente producción de lixiviados, por lo que este parámetro se convierte en el más importante del control del operador y un descuido del contenido de agua o las dificultades que se puedan presentar en su regulación son la causa más común en un desempeño deficiente del biofiltro. (Van Langenhove *et al.*, 1986; Swanson y Loehr, 1997; Ramírez-López y Le Cloirec, 2000; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

Debido a lo anterior debe instalarse en el biofiltro un sistema de irrigación apropiado que permita que se mantenga en el valor óptimo de 40 a 60% (Canovai, 2004) y se recomiendan métodos de control automáticos o semiautomáticos para pérdidas de agua mayores a 30 L/m³ y por debajo de este valor se pueden utilizar sistemas semiautomáticos (control por cronómetro) o utilizar un sistema de control manual (Morales, 2003).

Entre las dificultades que pueden presentarse tenemos una evaporación adicional de agua que se produce durante la operación continua del biofiltro debida al calor metabólico producido por los microorganismos y que resulta proporcional a la concentración de contaminante en el influente. (Morales *et al.*, 1998; Auria *et al.*, 2000). Otro problema frecuente se origina cuando la humedad relativa del influente gaseoso es baja (menor al 95%), lo que ocasiona secado del material filtrante o soporte (Hodge, 1993; Cox *et al.*, 1996; Auria *et al.*, 1998; citados en Auria *et al.*, 2000). La aplicación de aire seco en la alimentación da como resultado una rápida pérdida en la actividad de biodegradación, aún con 40 – 60% de humedad en base húmeda y una actividad de agua de 1 (Krailas *et al.*, 2000). El ingreso del gas al biofiltro origina que exista una remoción del agua en el soporte por convección y se seca la parte externa de la biopelícula, es decir, el flujo de aire arrastra la humedad presente y seca en gran parte la biopelícula que contiene a los microorganismos. Estudios previos han mostrado que el sistema requiere al menos un 90% de humedad relativa en el flujo de entrada cuando este no presenta una temperatura aproximada a la del soporte. En muchas situaciones prácticas la pre humidificación no es suficiente para prevenir la deshidratación de la biomasa del soporte y debe añadirse agua desde la parte superior de la columna. (Krailas *et al.*, 2000).

II.3.3 Temperatura

Cada especie de microorganismos se adapta para controlar sus reacciones bioquímicas dentro de un cierto rango de temperatura. Para los microorganismos mesófilos presentes en un biofiltro se puede alcanzar un metabolismo adecuado entre los 25 y 30°C. (Swanson y Oler, 1997; Deviny *et al.*, 1999). Por esta razón, la temperatura es un parámetro físico importante para tener una elevada eficiencia del biofiltro, por lo que debe ser controlada adecuadamente (Vergara *et al.*, 2003).

Un biofiltro que opera continuamente a temperaturas altas (60°C) puede desarrollar una comunidad de microorganismos termófilos activos que degradarán el o los contaminantes rápidamente, pero un aumento mayor en la temperatura provocará que cada especie microbiana presente ya no puede ser eficaz, la actividad metabólica cae rápidamente y las células mueren por el exceso de calor. Por el contrario, si la

temperatura baja, el metabolismo de la célula se hace lento, reduciendo la eficiencia de la biofiltración. Los efectos de temperatura son fuertemente dependientes del tiempo. Un biofiltro que trata el mismo contaminante a 10°C puede tener una eficiencia más baja pero todavía puede soportar a una comunidad saludable de microorganismos que hacen al sistema exitoso. Sin embargo cualquier biofiltro podría inhibirse por un cambio rápido en la temperatura. Para la mayoría de los gases el coeficiente de Henry sube con la temperatura, por lo que será menor la solubilidad de los compuestos contaminantes en el agua. El efecto neto se traduce en que el paso del contaminante del aire a los microorganismos será menos eficaz. Desafortunadamente, el control de temperatura en los biofiltros está a menudo limitado, ya que el calentamiento directo del aire quemando combustible o su enfriamiento por refrigeración son demasiado caros. Cuando el flujo gaseoso proviene de varias fuentes, este puede mezclarse para proporcionar temperaturas moderadas y constantes o si el aire está demasiado caliente, puede ser posible enfriarlo usando intercambiadores de calor. (Swanson y Oler, 1997; Devinny *et al.*, 1999).

III.8.4 pH

La mayoría del biofiltros están diseñados para un funcionamiento cercano a un pH 7, entre 6 y 8. Pero la biomasa puede desarrollarse dependiendo del tipo de microorganismo, como es el caso de los hongos que crecen mejor en medios ácidos con un pH de entre 2.5 y 4 unidades, mientras que el desarrollo de bacterias en la fase acuosa se da a un pH de entre 6.5 y 8. (Devinny *et al.*, 1999; Groenestijn *et al.*, 2001), y en algunos casos, cuando se tratan componentes azufrados, se han observado valores de pH tan bajos en un rango de 2 a 4 sin una pérdida importante en la eficiencia de remoción del contaminante. (Devinny *et al.*, 1999).

Los soportes para biofiltros no siempre son neutros, es por ello que se debe ajustar al valor que sea mejor para el proceso. El pH en un biofiltro también puede cambiar durante el funcionamiento. Muchas de las biotransformaciones del contaminante generan ácidos, por una sobrecarga súbita del contaminante o un cambio de temperatura. Tales episodios pueden ser controlados usando un medio de soporte con una capacidad

reguladora alta. La capacidad amortiguadora o buffer es el término utilizado para describir la habilidad del medio de resistirse a los cambios del pH. Los medios de soporte inorgánicos tienen capacidades reguladoras bajas, por lo que pueden adicionarse compuestos reguladores como carbonato de calcio al medio de soporte para controlar desajustes ocasionales. La degradación de compuestos clorados o sulfurados producen ácidos clorhídrico y sulfúrico respectivamente, estos son solubles en agua y su acumulación produce una caída drástica en el pH y la consecuente inhibición y muerte de los microorganismos. El pH también puede controlarse por dilución de los ácidos al agregar agua, es decir, estos son arrastrados hacia la parte inferior del biofiltro y drenados. (Devinny *et al.*, 1999; Cárdenas-González *et al.*, 2003).

Existen varias técnicas disponibles para neutralizar los lechos, la más simple es mezclar conchas de ostra con el soporte (Vergara *et al.*, 2003). Después de un tiempo de operación, las conchas se disolverán y deberán reemplazarse. La cantidad de tiempo que duren las conchas sin reemplazo dependerá de cuanto ácido se produce. Otra técnica introducir periódicamente una solución diluida de carbonato de sodio (Na_2CO_3) en el lecho cuando el pH comience a bajar (EPA-CATC, 2004).

II.3.5 Nutrientes

Los microorganismos en el biofiltro consumen los contaminantes ya que son su fuente de energía y carbono, sin embargo, también requieren nutrientes minerales como el nitrógeno que conforma más del 15% del peso celular seco y por tanto es a menudo el compuesto que se agota más rápidamente (Devinny *et al.*, 1999; Acuña *et al.*, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003; EPA-CATC, 2004). También se ha observado que la actividad anaerobia que ocurre en los poros profundos de las partículas que conforman el soporte o en la base de la biopelícula, puede convertir el nitrógeno en formas disponibles en forma gaseosa, las cuales en su mayor parte se reabsorben en el flujo del contaminante en forma de amoníaco y nitrato y son accesibles a los microorganismos en las áreas de alta actividad de los mismos y además se agotan cuando se tratan contaminantes como el metanol, tolueno o benceno. Este agotamiento lleva a una marcada reducción en capacidad de eliminación de COV's en el biofiltro, por lo que el

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

nitrógeno puede mineralizarse por la acción de la biomasa, de nitrógeno orgánico a nitrógeno soluble (Matthew *et al.*, 1998; Yang *et al.*, 2002; Jang *et al.*, 2003).

Otros elementos como el fósforo, potasio, azufre, calcio, magnesio, sodio, hierro, entre otros, que aunque esenciales se requieren en menor concentración. Por lo anterior se requiere que los nutrientes se proporcionen en cantidades que permitan una actividad microbiana vigorosa y así se tenga un funcionamiento óptimo del biofiltro durante el arranque, en un período de actividad alta y en la colonización del soporte del biorreactor (Devinny *et al.*, 1999; Acuña *et al.*, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003; EPA-CATC, 2004).

Cuando se cuenta con soportes inorgánicos como la piedra, carbón activado, formas plásticas, o espuma de poliuretano que no aportan un suministro apropiado de nutrientes, éstos deben ser agregados normalmente en forma de fertilizantes comerciales disueltos en agua y pueden ser suministrados lentamente por medio de inyección o rocío hacia el medio de soporte en la fase inicial del proceso y en algunos casos son adicionados subsecuentemente durante la operación del biofiltro, pero cuando el biorreactor es expuesto a emisiones discontinuas de contaminantes debido a los mismos procesos que las generan, los residuos biológicos inertes y otros compuestos orgánicos asimilables presentes resultan una fuente alternativa de alimento para los microorganismos presentes que puede ser aprovechada durante la interrupción de las operaciones. Por tanto los soportes de naturaleza orgánica tales como la composta presentan una ventaja importante sobre otros lechos ya que contiene un alto contenido de materia orgánica por estar formada de una mezcla de materia vegetal y animal en descomposición además de fango y solo se requiere, de ser necesario, una adición mínima de nitrógeno y potasio en un rango de 0.4 y 0.15% en peso en base seca. (Devinny *et al.*, 1999; Yang *et al.*, 2002; Cárdenas-González *et al.*, 2003; EPA-CATC, 2004)

III.8.6 Carga del contaminante

La eficiencia de eliminación del sistema puede decrecer al aumentar la concentración del contaminante en el influente que produce una disminución del tiempo de residencia de la fase gaseosa dentro del biorreactor, lo que a su vez genera un menor contacto entre las fases y una menor transferencia del contaminante a la biopelícula, traduciéndose finalmente en una menor degradación del contaminante (Vergara *et al.*, 2003). Por lo anterior, resulta esencial en el diseño del biofiltros saber que concentraciones de contaminantes se desean eliminar, expresándose como carga volumétrica la masa de contaminante que entra en el biofiltro por unidad de tiempo y por unidad de volumen. Las variaciones en la carga volumétrica son comunes en las aplicaciones reales ya que los procesos industriales operan con descargas mayores o menores y muchos se interrumpen por la noche y los fines de semana, por lo que se pueden tener variaciones considerables en la eficiencia de remoción ya que los sistemas biológicos operan mejor con cargas estables. La carga volumétrica en los biofiltros puede variar dependiendo del tamaño del biorreactor y la toxicidad del contaminante, y va de menos de $1 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en el control de olores, hasta $100 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en los biofiltros que tratan efluentes industriales y vapores extraídos de suelos. La eficiencia de remoción puede ser mayor al 90% cuando las cargas son bajas, pero pobres (<10% de eficiencia), cuando las cargas son altas (Swanson y Oler, 1997; Devinny *et al.*, 1999).

Otra opción cuando se desean tratar cargas altas de contaminante es la utilización de un biofiltro modificado con flujo horizontal (figura 4), este tiene una mejor eficiencia debido a que el dispositivo actúa como si se tratara de un sistema de reactores en serie, lo que permite tratar cargas más grandes y un rango de amortiguamiento mas grande en un volumen de soporte similar (Lee *et al.*, 2001).

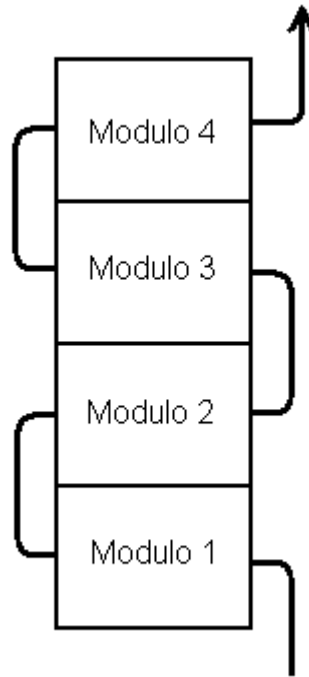


Figura 4. Diagrama de un biofiltro de flujo horizontal. (Lee *et al.*, 2001).

III.8.7 La limitación de oxígeno

Debido a que en los biofiltros se lleva a cabo un proceso aeróbico es necesaria la presencia de al menos 5 a 15% de oxígeno en el influente para que los microorganismos presentes no mueran. (Wani, *et al.*, 1997). En los biofiltros puede ocurrir la limitación de oxígeno en la biopelícula, ocasionando una reducción en la eficiencia de biodegradación. La existencia de limitación de oxígeno en los biofiltros de efluentes gaseosos podría parecer contradictorio porque el aire contiene 21% de oxígeno, sin embargo, la razón de su limitación es que solo una parte de este se disuelve en la biopelícula. El coeficiente de difusión del oxígeno en el agua es de $2.1 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, mientras los coeficientes comunes de difusión para los compuestos orgánicos volátiles están en el orden de 0.8 a $1.3 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. La limitación de oxígeno es indeseable porque puede llevar a la formación de derivados parcialmente oxidados, como los ácidos carboxílicos. o aldehídos que pueden causar olores molestos o perturbación del biorreactor. (Devinny *et al.*, 1999). Otro tipo de limitación de oxígeno puede ocurrir cuando una parte del soporte del biofiltro tiene una permeabilidad más baja que el resto, esto como resultado de su consolidación,

distribución del flujo gaseoso incorrecto o presencia de un medio no homogéneo, en los cuales se limita el intercambio gaseoso y tienen lugar condiciones anaerobias no deseadas. (Cárdenas-González *et al.*, 2003). La emisión de metabolitos o compuestos fétidos y la acidificación del medio son señales de actividad anaerobia. Si las zonas anaerobias constituyen una parte importante del soporte, el desempeño del biofiltro se verá afectado. La limitación de oxígeno puede ocurrir más probablemente en el caso de que se tengan concentraciones altas de compuestos hidrófilos degradables y en sistemas donde la biopelícula sea muy profunda. La opción más factible es el reemplazo del soporte del biofiltro en las partes afectadas para que se aumenten al máximo la aireación y por tanto la transferencia de oxígeno. (Devinny *et al.*, 1999).

III.8.8 Características hidrodinámicas de los biofiltros

El comportamiento hidrodinámico de los biofiltros está determinado entre otros factores por la porosidad del soporte, la dirección del flujo gaseoso, caídas de presión, tortuosidad y el área de la superficie específica dinámica (Ramírez-López *et al.*, 2000).

Durante la operación del biofiltro es común que se presente una disminución de la porosidad del lecho en zonas específicas del biofiltro, causado por un exceso de biomasa o de humedad abundante en algunos sitios del mismo o la inundación del reactor. Para reducir los problemas de disminución de porosidad del lecho se han propuesto biofiltros con flujo ascendente o descendente y biofiltros de rotor, estos últimos permiten la agitación del lecho en el interior del biorreactor para homogeneizarlo y permitir nuevamente el paso del agua y del influente (Auria *et al.*, 2000). Krailas *et al.*, (2000) mencionan que los biofiltros con flujo ascendente y descendente muestran un desempeño similar en términos de la capacidad de eliminación del contaminante, sin embargo es más difícil compensar la pérdida de humedad en el flujo ascendente; la ventaja del flujo descendente es que es más fácil adicionar el agua directamente sobre la zona seca, que siempre ocurre en la parte superior. Otra razón para elegir un flujo descendente es que se tiene un drenado adecuado. Hay, sin embargo, varios casos en que un flujo ascendente presenta beneficios, durante el tratamiento de compuestos de azufre, cloro o nitrógeno, lo que causa una caída del pH por la formación de ácidos cerca

de la entrada del gas dónde la actividad biológica se concentra y puede controlarse al rociar agua o un amortiguador desde la parte superior y al pasar a través del soporte del biofiltro, los productos ácidos se lavan y se lixivian (Devinny *et al.*, 1999; Lee *et al.*, 2001).

III.8.9 Caídas de presión en los biofiltros

La caída de presión es debida al flujo del gas y al soporte, se va incrementando con la presencia de una elevada carga de biomasa que obstruye el paso del flujo gaseoso a través del biofiltro, es un parámetro que puede indicar algunos problemas como cambios en la estructura del soporte, condensación o colmatación del material dentro del biorreactor (Groenestijn *et al.*, 2001; Le Cloirec *et al.*, 2001).

La realización de estudios previos para la selección de soportes en base a la caída de presión son una herramienta muy útil para evitar problemas durante la operación del biofiltro. Mogan-Sgastume *et al.* (2001) operando dos biofiltros para degradar cargas de 100-150 g metanol.m³h⁻¹ bajo las mismas condiciones pero con soportes diferentes, uno con esferas inertes y el otro con trozos de madera, registro caídas de presión del orden de 550 Pa/m y 2,600 Pa/m respectivamente que ocurrieron en las secciones dónde se encontraba la biomasa con un alto nivel de humedad, de aquí que se pueda elegir a las esferas como mas adecuadas para evitar una caída de presión mayor, pero el soporte por si solo causa una caída de presión en el sistema que aumentara conforme se de una compactación provocada por el tamaño y forma de las partículas del mismo y la magnitud de las fuerzas hidrodinámicas causadas por la presión del influente en el biofiltro, es decir, una velocidad alta en el influente puede compactar al lecho y provocar su desgaste o bajo una velocidad débil del influente la biopelícula crece en exceso con una adherencia débil, por lo que un aumento continuo de espesor de dicha biopelícula produce la separación de partículas de la misma (Di Iaconi *et al.*, 2005).

La compactación del lecho puede ser reducida al efectuar la mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos que puede llevar a una menor caída de presión, además de que favorecen la distribución de la humedad (Auria *et al.*, 2000; Luo, 2001), pero la elección de dichos materiales puede llevar al caso contrario si se hace con materiales inadecuados,

Elias *et al.* (2002) utilizaron un material de soporte consistente en una mezcla de estiércol de cerdo con aserrín para degradar H₂S, el cual presentó una disminución en la eficiencia de remoción a medida que se produjo un aumento en la compactación del mismo, por consiguiente se debe minimizar niveles aceptables que permitan el buen desempeño del biofiltro.

III.8.10 Mecanismos de sorción en biofiltración

Los mecanismos de sorción incluyen a la absorción y la adsorción. La absorción de un gas se lleva a cabo al disolverse en un líquido, mientras que la adsorción se puede definir como la concentración de una sustancia en la superficie de un sólido o un líquido, y difiere de la absorción en que en esta última existe también difusión hacia el interior de toda la fase sólida. La adsorción es un fenómeno de interfaces y puede ser sólido-líquido o sólido-gas. La velocidad de absorción es dependiente de la velocidad de difusión en las fases líquida y gaseosa y se calcula con la Ley de Fick, además la velocidad de la transferencia de masa en la adsorción es proporcional a las áreas interfaciales sólido-líquido y líquido-líquido. (Jain *et al.*, 2003). La adsorción de gases en sólidos puede ser adsorción física o adsorción de van der Waals y adsorción química o adsorción activada o quemosorción. Los factores que intervienen en el equilibrio de la adsorción son el área de superficie específica del sólido (m²/g), naturaleza del contaminante, pH, polaridad, naturaleza del adsorbente y temperatura (Bounicore y Theodore, 1975), al aumentar esta última se afecta la adsorción de compuestos aromáticos de soluciones acuosas, se observa un incremento en el rango de la misma, esto como resultado del aumento proporcional de los coeficientes de difusión de los compuestos presentes. (Cotoruelo *et al.*, 2007). La variación del pH en el biofiltro tendrá consecuencias según las características moleculares de la sustancia que se adsorbe, tal es el caso del amonio cuya adsorción parece incrementarse exponencialmente con el aumento del pH debido al intercambio iónico del hidrogeno con grupos funcionales ácidos presentes en el medio. (Mcnevin y Badford, 2001).

La adsorción de compuestos orgánicos volátiles (COV's) se realiza normalmente con materiales con microporos (menos de 2 nm) ya que pueden adsorber y saturarse a muy bajas presiones de vapor (Pinto *et al.*, 2006), se han realizado estudios para verificar la adsorción de metanol en sales de litio, calcio, y manganeso, entre otras, depositadas en superficies porosas de silicatos (Gordeeva *et al.*, 2007). El mecanismo de sorción en el biofiltro puede desarrollarse en tres etapas: la adsorción en el medio sólido y absorción en el medio líquido y la interface entre estas. El analito difunde al espacio en el soporte y después a la capa líquida y sólida. El equilibrio entre el medio solido y gaseoso depende de las condiciones probadas y la naturaleza del contaminante o analito. El análisis puede dirigirse a condiciones isotérmicas y la cantidad de analito adsorbido y absorbido será dependiente del tiempo. Hay una relación lineal entre la cantidad de analito sorbido y la cantidad inicial del mismo en el sistema. El equilibrio en la adsorción se expresa por medio de su cinética bajo condiciones isotérmicas y es la relación entre la cantidad de sustancia adsorbida por un adsorbente y la concentración total en función del tiempo, esto se expresa comúnmente por medio de isothermas. (Omur-Ozbek y Dietrich, 2005).

Se pueden determinar isothermas de adsorción de vapores de alcanos, compuestos aromáticos y cetonas en carbón activado derivado de llantas, fibras de tela, carbón y otros componentes que se utilizan como soportes, la validación de la información obtenida puede realizarse por el modelo teórico de Freundlich. (Ramírez *et al.*, 2004) que se muestra a continuación:

$$q_e = k_f C_e^{1/n}$$

Reescribiendo la ecuación:

$$\log q_e = \log k + (1/n) \log C_e$$

Donde:

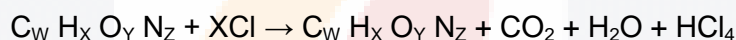
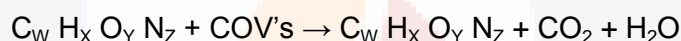
q_e = Peso o volumen del gas (o vapor) adsorbido por unidad de área o unidad de masa del adsorbente

C_e = concentración del compuesto en el equilibrio

k, n = Constantes dependientes de la naturaleza del sólido y del adsorbato o compuesto adsorbido y de la temperatura.

III.8.11 Ecología microbiana en biofiltros

Los biofiltros son sistemas abiertos en los cuales no es viable la esterilidad del influente, por lo que el aire que pasa a través de ellos lleva células, esporas y quistes de una amplia variedad de microorganismos que al establecerse en el sistema logran su supervivencia debido a que son capaces de eliminar a los contaminantes al tomarlos como fuente de energía. (Cárdenas-González *et al.*, 2003). Su dieta se basa principalmente en compuestos de carbono, agua, oxígeno (para reacciones aeróbicas) y macronutrientes. El concepto es simple, pero la ejecución puede ser bastante complicada. (EPA-CATC, 2004). La reacción bioquímica que describe el proceso de biofiltración se presenta a continuación, en donde el contaminante presente en fase gas sería el sustrato o COV's y la biomasa esta representada por los cuatro elementos básicos de la célula o CHON. (Cárdenas-González *et al.*, 2003).



A pesar de los progresos en el perfeccionamiento de las tecnologías de biofiltración, el factor crítico que dicta el desempeño del biofiltro es la selección y mantenimiento de la actividad microbiana a largo plazo, particularmente para el tratamiento de emisiones con concentraciones variables de COV's. La carencia de control sobre los elementos microbianos frecuentemente incrementa los problemas como un largo periodo de arranque, baja actividad microbiana y una baja tolerancia a las fluctuaciones en la concentración (Den *et al.*, 2003).

En los biofiltros se encuentran generalmente diferentes especies de microorganismos para la mineralización de compuestos complejos a CO₂ y H₂O. Las bacterias y hongos son los dos grupos de microorganismos dominantes en los biofiltros. Las bacterias tienen la ventaja de ser capaces de captar al sustrato y tener un crecimiento rápido. Bajo condiciones favorables, éstas dominarán, aún con la presencia de los hongos. Los hongos microscópicos generalmente crecen más despacio y cuando se trata de hongos con una estructura filamentosa mas grande se puede obtener una

menor superficie de contacto para la captación del sustrato y en el caso de la formación de filamentos se puede obstruir el influente y causar pérdidas de presión. Sin embargo, son a menudo capaces de degradar una variedad mayor de contaminantes y pueden resistir las condiciones más adversas. Se ha observado que los hongos pueden desarrollarse en un pH tan bajo como 2.5 unidades, con un flujo gaseoso poco húmedo y con temperaturas entre 60 y 71°C (Deviny *et al.*, 1999).

III.8.12 Fases de crecimiento de los microorganismos en el biofiltro

Las fases en las cuales los microorganismos se desarrollan en el biofiltro consisten en la sorción, adaptación, aclimatación y degradación. Las dos primeras se dan durante el inicio de operación en el biofiltro y constituyen el periodo en el cual se establece la biomasa en el soporte sin que se tenga todavía interacción metabólica con el contaminante, mientras que la aclimatación del biofiltro es el periodo de tiempo necesario para que la comunidad de microorganismos necesarios para la degradación del contaminante se desarrolle plenamente, pasando por una serie de cambios bioquímicos antes de comenzar la biodegradación, por lo que esta no ocurre inmediatamente ya que las especies capaces de degradar al contaminante pueden no estar presentes desde el arranque del proceso (Jones *et al.*, 2004), dicha aclimatación varía en función del tipo y concentración de contaminante y los subproductos que se acumulan en el medio ya que concentraciones altas de materia tóxica, ácidos y álcalis tienen un impacto negativo en el desempeño de los filtros biológicos aeróbicos pero bajo condiciones normales la recuperación puede ser rápida de acuerdo a la adaptabilidad de la biopelícula. (Mendoza-Espinoza y Stephenson, 2001).

La aclimatación también depende del tipo de inóculo que se decida o no establecer en el soporte con biosólidos que contengan una gran variedad de microorganismos vivos, tales como abono, turba o lodos activados que reducen significativamente el tiempo de aclimatación inicial para la degradación de contaminantes específicos o se puede permitir que la naturaleza siga su curso comenzando con las cepas indígenas. La activación de los microorganismos se da normalmente en un periodo de 5 - 6 días, pero la literatura registra periodos de hasta 10 - 17 días. (Wani *et al.*, 1997).

También se puede inocular el lecho del biofiltro con cepas específicas que degradan cierto tipo de contaminante y arrancar con microorganismos de alta especificidad desde el principio de la operación, Arriaga *et al.* (2006) utilizaron el hongo *Fusarium solani* para la degradación de hexano, Kaligan *et al.* (2004) menciona que para la degradación de amonio se pueden inocular bacterias quimioautótrofas, particularmente bacterias oxidantes de amonio (*Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* y *Nitrososivrio*) que pueden obtenerse de estiércol de establos o adquirir las cepas comerciales.

Una ventaja de permitir una aclimatación natural es la mejor adaptabilidad de los microorganismos por la variedad presente de los mismos, mientras que las cepas específicas que se desarrollan en el laboratorio son más susceptibles a cambios en el medio. Los periodos de tiempo de inactividad resultaran en un cambio en la composición de una población de microorganismos. Estos cambios afectaran el rendimiento del biorreactor y se requerirá tiempo para que dicha población logre reaclimatarse (EPA-CATC, 2004).

III.9 Características de la semilla de uva y vaina de cacahuete

La semilla de uva es un subproducto en la producción de jugo y vinos y en los últimos años es utilizada para la obtención de proantocianidina (procianidina B₂ 3'-O-gallato) (figura 5), la cual es un bioflavonoide con propiedades antioxidantes, además de ser tomado como tratamiento alternativo de enfermedades como artritis, úlceras, venas varicosas y otros problemas vasculares. (Pokorny, *et al.*, 2001).

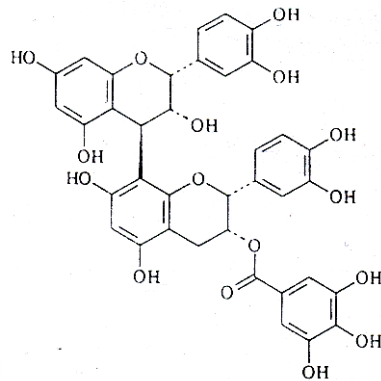


Figura 5. Estructura química de procianidina B₂ 3'-O-gallato extraída de la semilla de uva. (Pokorny et al., 2001).

La vaina de cacahuate se acumula en grandes cantidades y tiene un bajo contenido de aceite, proteína y ceniza (cuadro 5) por lo que no tiene un valor comercial como forraje para ganado. Este subproducto agrícola tiene varios usos, tales como combustible para calderas y generadores eléctricos, como alimento y camilla para ganado, soporte de crecimiento para hongos, como absorbente en derrames de varias sustancias oleosas y en la fabricación de carbón activado. (Woodroof, 1973).

A causa de su contenido de celulosa, la vaina de cacahuate constituye una buena materia para la producción de furfural, aunque actualmente no resulta viable económicamente. El residuo de la hidrólisis que consigue esta producción puede servir después de una descomposición natural y una mezcla con fosfato tricálcico, para la confección de abono. (Giller y Silvestre, 1970).

Este producto tiene probablemente una alta resistencia y además un buen contenido de proteína y cenizas, como se puede observar en el cuadro 5, lo cual lo hace un material con un buen nivel de elemento nutricionales y puede ser usado como soporte en un biofiltro. (Ramírez-López, 1997)

Cuadro 5. Composición química de la vaina de cacahuate (Woodroof, 1973).

Composición	%
Humedad	8 – 10
Proteína cruda (N*6.25)	6 – 7
Grasa	1 – 2
Fibra cruda	60 – 67
Celulosa	35 – 45
Lignina	27 – 33
Cenizas	2 – 4

En estudios previos se cuantificaron los nutrientes de la semilla de uva y vaina de cacahuate, lo cual se muestra en el cuadro 6. Estos se encuentran en concentraciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa en el biofiltro.

Cuadro 6. Parámetros químicos de los componentes del soporte.
(Aranda, 2005).

Elemento	Semilla de uva:	Vaina de cacahuate:
	Promedio (mg.kg ⁻¹)	Promedio (mg.kg ⁻¹)
Cu	9.64	6.20
Fe	59.00	218.96
Mn	10.49	29.50
Zn	64.96	25.30
P	1309.10	369.93
Na	1199.16	1199.80
K	7045.12	1747.70
N	16944.00	4368.00

III.10 Características del contaminante modelo

El metanol ha sido un químico industrial ampliamente usado desde el inicio del siglo XIX, este se produce a partir del gas natural y anhídrido carbónico utilizando un catalizador a base de cobre. Actualmente se utiliza como reactivo para la obtención de una gran variedad de compuestos orgánicos como formaldehído, ácido acético, clorometano, y metil ter-butil éter (MTBE), también se usa como solvente en pinturas, limpiadores de carburadores de automóviles, en el proceso de fabricación de plásticos y enchapados de madera, soluciones de lavado de parabrisas y otros artículos. También es usado como combustible en ciertos vehículos (por ejemplo, automóviles de carrera y modificados). Las descargas de metanol se dan principalmente a la atmósfera; sin embargo, aproximadamente se deposita el 20% directamente a la tierra y aguas superficiales o subterráneas (el volumen descargado al ambiente representa aproximadamente el 1% del metanol total producido). (American Methanol Institute, 1999).

Las propiedades fisicoquímicas del metanol se presentan en el cuadro 7, donde se muestra que además de ser un compuesto hidrófilo, tiene un peso molecular bajo y esta conformado por elementos básicos para la biomasa, es decir, es un compuesto orgánico volátil de fácil degradación y manejo, además el grado de remoción del mismo es controlado por un proceso de orden cero (Yuanita *et al.*, 2006), de aquí que sea apropiado para ser usado como contaminante modelo. Una ventaja adicional es que cuando se producen ácidos en un proceso de biofiltración se tiene como consecuencia una caída de la acidez en el medio, el metanol mitiga esta caída del pH y puede ser hasta cuatro veces mas lenta de lo esperado ya que este compuesto consume oxígeno en su degradación y por lo tanto se tiene una menor formación de sulfatos, nitratos y cloratos (en caso de su presencia en el biofiltro) que forman sus respectivos ácidos, además de que refuerza la remoción de estos compuestos y por lo tanto permite una mejor estabilidad y desempeño del sistema. (Zhang *et al.*, 2007).

Cuadro 7. Propiedades físicas y químicas de metanol.

(American Methanol Institute, 1999).

Peso molecular [g/mol]	32.04
Composición elemental en peso	
% Oxígeno	50%
% Carbono	37.5%
% Hidrógeno	12.5%
Gravedad específica	0.7915 g/mL @ 60°F
Punto de ebullición [°C]	64.7
Solubilidad en agua [mg/L]	miscible
Presión de vapor [mm Hg] (@ 25°C)	126
[psi] (@ 100°F)	4.63
Calor de combustión [kJ/kg]	19,930
Constante de Henry [atm m ³ g ⁻¹ mole ⁻¹] (@ 25°C)	4.55 x 10 ⁻⁶ 4.42 x 10 ⁻⁶
Constante de Henry [-] @ 25 °C	1.087 x 10 ⁻⁴
Coefficiente de dispersión @ 25°C [m ² /s]	1.65 x 10 ⁻⁹
Log K _{oc}	0.921 0.44
Log K _{ow}	-0.77 -0.75
Límites de inflamabilidad:	
Bajo (LFL)	
Porcentaje en volumen	6.0
Temperatura (°C)	7
Alto (UFL)	
Porcentaje en volumen	36.5
Temperatura (°C)	43
Temperatura de ignición (°C)	12°C (54°F)
Densidad de vapor @ 1 atm; 10 °C (b)	1.4

III.10.1 Toxicidad del metanol para el ser humano

La inhalación de vapores de metanol puede causar irritación de las membranas mucosas, vértigo, náusea, dolores de cabeza y visión borrosa si ocurre exposición a niveles altos. Mientras la inhalación es la ruta más común de exposición al cuerpo, la ingestión representa el riesgo de salud agudo más serio debido al volumen alto de metanol que puede ingerirse. Los efectos de ingestión siguen el mismo modelo descrito

para la inhalación. En el caso del contacto con la piel, el metanol se absorbe prontamente en la capa dérmica con exposición repetida y causa eccema, irritación y escamadura. Sin embargo, la evidencia actual refiere que los efectos tóxicos agudos del metanol en los humanos y algunos animales sólo ocurren con dosis altas (> 10 mg/L). (American Methanol Institute, 1999).

III.10.2 Toxicidad de metanol en las poblaciones microbianas

Se ha aislado un número grande de bacterias que utilizan metanol de una gran variedad de fuentes naturales, y la mayoría de éstas se ha identificado como bacterias aeróbicas gram-negativas. (American Methanol Institute, 1999). Pero existe un límite de envenenamiento para los microorganismos contenidos en un biofiltro, este se puede conocer al aumentar la concentración de metanol a la entrada hasta observar una caída severa en la eficiencia de remoción (Yuanita *et al*, 2006). En general, concentraciones altas del alcohol (10 a 15%) se considera que son tóxicas a la mayoría de los microorganismos, en el cuadro 8 se muestran las concentraciones de metanol que causan la inhibición en la multiplicación celular de algunos microorganismos. (American Methanol Institute, 1999).

Cuadro 8. Efecto biológico del metanol en varios microorganismos

(American Methanol Institute, 1999).

Microorganismo	Límite de toxicidad (prueba de inhibición en la multiplicación celular)
Bacteria (<i>Pseudomonas putida</i>)	6600 mg/L
Alga (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	530 mg/L
Alga verde (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	8000 mg/L
Protozoo (<i>Entosiphon sulcatum</i>)	>10,000 mg/L
Protozoo (<i>Uronema parduczi</i> Chatton Lwoff)	>10,000 mg/L

IV. JUSTIFICACIÓN

En México las grandes y medianas ciudades cuentan con un número considerable de industrias, las cuales son fuentes de emisiones gaseosas contaminantes hacia la atmósfera, y la mayoría de las veces contienen elevadas cargas de contaminantes peligrosos; ocasionando daños al ambiente, a la salud humana, la agricultura, los animales y a la economía turística.

Debido a una legislación ambigua, a la falta de ejecución de la misma por parte de las autoridades, y a las condiciones económicas de las pequeñas y medianas industrias, resulta problemático el control efectivo de las emisiones contaminantes. Aunado a esta problemática, el país se encuentra en vías de desarrollo, careciéndose de tecnología adecuada para su tratamiento, de manera efectiva y económica.

La biofiltración es una biotecnología viable para el tratamiento de efluentes gaseosos contaminantes, aplicada en Estados Unidos de Norteamérica, Canadá, Japón, Australia, la Comunidad Europea y China, lamentablemente no ha sido ampliamente desarrollada en México. Por lo que es necesario adecuar este tipo de tecnologías a nuestro país, aprovechando los recursos disponibles del lugar, y hacerlos económicamente más accesibles.

Aguascalientes cuenta con 9 zonas industriales que en conjunto suman 776.6 hectáreas de uso industrial y de servicios, 4 instaladas en la capital del estado y las otras 5 en los municipios aledaños; en estos parques se tienen diferentes tipos de industrias como la metal-mecánica, de alimentos, textiles, fabricas de muebles, imprentas, industrias químicas que utilizan caucho, plástico y derivados del petróleo como materias primas, además de plantas de tratamiento de aguas residuales y rellenos sanitarios. Todas estas actividades son emisoras de una gran diversidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos hacia la atmósfera. Por tal motivo es necesario desarrollar una tecnología adecuada, como son los biofiltros, operados bajo las condiciones ambientales de la zona geográfica, que sea más económica y fácil aplicación, para que la industria local tenga una posible solución para disminuir los niveles de contaminantes en sus emisiones gaseosas.

V. HIPÓTESIS

La operación del biofiltro logrará una degradación biológica del metanol mayor al 80%, usando como soporte una mezcla formada por la semilla de uva y la vaina de cacahuate, en una proporción 10:1.5.

La semilla de uva, la vaina de cacahuate, y la mezcla de ambos materiales en la proporción 10:1.5, utilizada como material de soporte en el biofiltro serán capaces de adsorber al metanol.

El pH se mantendrá cercano a la neutralidad al degradarse el metanol por la acción de los microorganismos presentes durante el tiempo de operación del biofiltro.

El material de soporte para los microorganismos no presentará cambios estructurales y permanecerá en condiciones adecuadas durante el tiempo requerido de experimentación.

VI. OBJETIVOS

VI.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia del biofiltro usando como material de soporte un subproducto agrícola local, la semilla de uva, y al metanol como contaminante modelo, bajo las condiciones ambientales locales. Cuantificando la eficiencia de eliminación y la capacidad de eliminación del metanol, durante el tiempo de operación.

VI.2 Objetivos particulares

Los objetivos particulares que se pretenden cubrir en este proyecto son:

- 1) Cuantificar los niveles de degradación del metanol determinado por la capacidad de eliminación y la eficiencia de remoción en el efluente gaseoso.
- 2) Determinar el nivel de adsorción que presenta la semilla de uva y la vaina de cacahuate utilizados en el biofiltro.
- 3) Registrar los cambios de pH, temperatura, y humedad relativa que se presenten durante la biodegradación del metanol.
- 4) Observar los posibles cambios del soporte durante el funcionamiento del biorreactor, registrando las pérdidas de carga que puede presentar el lecho durante la eliminación del metanol.

VII. MATERIAL Y MÉTODOS

En esta sección se describe la metodología experimental para llevar a cabo la evaluación de la semilla de uva y la vaina de cacahuate, utilizadas como material de soporte en el biofiltro para la degradación biológica del metanol presente en el influente gaseoso.

VII.1 Caracterización fisicoquímica del material de empaque

El soporte empleado durante el experimento consistió de una mezcla de vaina de cacahuate y semilla de uva en una proporción en peso seco de 1.5:10, como se muestra en la figura A1 del anexo, a dicha mezcla se le determinaron sus características fisicoquímicas para establecer la viabilidad de su uso como soporte en el biofiltro con las metodologías que se mencionan a continuación.

VII.1.1 Medición de pH

Se utilizó el método 2.110 del AOAC (1975), pesando 50 g de muestra y agregando una cantidad de agua suficiente para cubrir el material a analizar. Se agitó y dejó reposar durante 30 y 10 minutos, respectivamente, para finalmente leer en el potenciómetro.

VII.1.2 Determinación de la densidad del soporte

Esta propiedad se determinó directamente en el reactor utilizando material húmedo, pesando y midiendo el volumen que ocupó en el mismo.

$$Densidad_{soporte} = \frac{Peso_{soporte}}{Volúmen_{soporte}}$$

VII.1.3 Determinación de la porosidad del lecho

Esta propiedad se refiere al volumen muerto o fracción de aire presente por volumen de soporte. Se adicionó material seco a una probeta de 1 L previamente pesada, y enseguida se vertió hexano hasta ajusta el volumen a 1 L, midiéndose el volumen del líquido utilizado.

$$Porosidad_{soporte} = \frac{Volúmen_{Líquido}}{Volúmen_{soporte}}$$

VII.1.4 Determinación del área superficial específica

Este parámetro se calculó por medio de un modelo digitalizado en el programa de diseño Autocad (figura A5 del anexo), esto con el promedio de las medidas de ancho, alto y grueso de mil semillas de uva, las cuales se midieron con un Vernier de precisión marca Mitutoyo con margen de error de 1 centésima de milímetro.

VII.1.5 Análisis microbiológico del soporte

El análisis microbiológico se realizó para la semilla de uva y vaina de cacahuate por separado.

Se pesaron 10 g de material y lavaron en 90 ml de agua estéril bajo condiciones asépticas, agitándose por 10 minutos. Una serie de diluciones fueron hechas, de las cuales se tomó 1 ml para adicionar y extender en cajas de agár nutritivo (AN) y agár dextrosa-papa (PDA), las cuales se incubaron a 30°C durante 72 horas, registrándose el crecimiento cada 24 horas.

VII.1.6 Determinación de la capacidad de adsorción del soporte

Para conocer si la semilla de uva y la vaina de cacahuate son buenos adsorbentes, se llevó a cabo la determinación de las cinéticas de adsorción de metanol en estos materiales, de forma individual y conservando la mezcla utilizada en el biofiltro. Esto a diferentes concentraciones y bajo diferentes condiciones de humedad, y a pH neutro.

VII.1.6.1 Cinética de adsorción del metanol en el soporte

Se fabricó un contenedor de malla metálica cilíndrico de dimensiones de 10 cm de largo por 1.8 cm de diámetro en el cual se introdujo aproximadamente 10 g del material de empaque a estudiar, con un 60 % de humedad y con material seco, este se suspendió en el interior de un matraz de vidrio de 1 L adaptado con septum para la inyección y toma de muestra del metanol, perfectamente sellado para evitar fugas del gas. El material fue esterilizado, y manipulado bajo condiciones asépticas. Inyectándose la concentración de metanol requerida, y agitando por espacio de 5 minutos. La cantidad adsorbida por el material de empaque fue determinado por cromatografía de gases, utilizando un cromatógrafo marca Perkin Elmer AutoSystem con un detector FID, y una columna empacada marca SUPELCO, Equity-1, 30 m X, 0.32 mm ID, 1.0 μm .

La determinación de la cinética de adsorción en el soporte húmedo a pH 7, se efectuó como se ha descrito precedentemente solo que el material de soporte fue neutralizado con cascarón de huevo molido, siguiéndose posteriormente la esterilización y determinación de la adsorción.

VII.2 Diseño del biofiltro

VII.2.1 Diseño del reactor

Se utilizó un reactor cilíndrico de acero inoxidable con 0.35 m de diámetro y 1.6 m de alto, con un volumen total de 150 L y 96 L de volumen de operación (figura A4 del anexo).

El flujo de alimentación del aire contaminado fue descendente y medido antes de entrar al reactor por medio de un rotámetro marca Cole-Parmer Instrument Co. Modelo 47A11I con un rango de medición de 150 a 1500 L/min.

El aire contaminado fue producido por inyección del metanol a la corriente de aire por medio de una bomba peristáltica marca Masterflex C/L modelo 77120-62 y manguera Cole-Parmer Tygon 95609-18, ID 0.020 in, OD 0.092 in.

La humedad del soporte se mantuvo asperjando agua con un micro aspersor de uso agropecuario, ver figura A2 del anexo. La inyección de agua fue por medio de una bomba peristáltica marca Masterflex L/S modelo 77200-62 y manguera Tygon 06429-24 utilizando un flujo máximo de 0.12 L/h de agua.

La temperatura del aire, así como la humedad relativa se midió con un higrómetro/termómetro digital marca Radio Shack modelo 63-1031 con el fin de mantener estos parámetros dentro de los rangos adecuados para el crecimiento de los microorganismos que degradan al contaminante modelo.

El sistema de biofiltración se muestra en la figura 7 y en la figura A4 del anexo. Las muestras de gas contaminado se tomaron, en los puertos de muestreo, instalados en la parte superior e inferior del biofiltro.

Las condiciones de operación del biofiltro se presentan en el cuadro 9.

Cuadro 9. Condiciones de operación en el biofiltro.

Volumen del soporte (m ³)	0.1
Altura del soporte (m)	1.0
Flujo volumétrico del gas (m ³ /h)	12.0
Flujo específico (m ³ _{aire} / m ³ _{lecho} ·h)	125.0
Flujo por unidad de superficie de soporte (m ³ _{aire} / m ² _{lecho} ·h)	125.0
Carga específica del gas (g _{metanol} /m ² _{lecho} ·h)	6 - 250
Carga volumétrica (g _{metanol} /m ³ _{lecho} ·h)	6 - 250
Tiempo de residencia (seg)	13.0

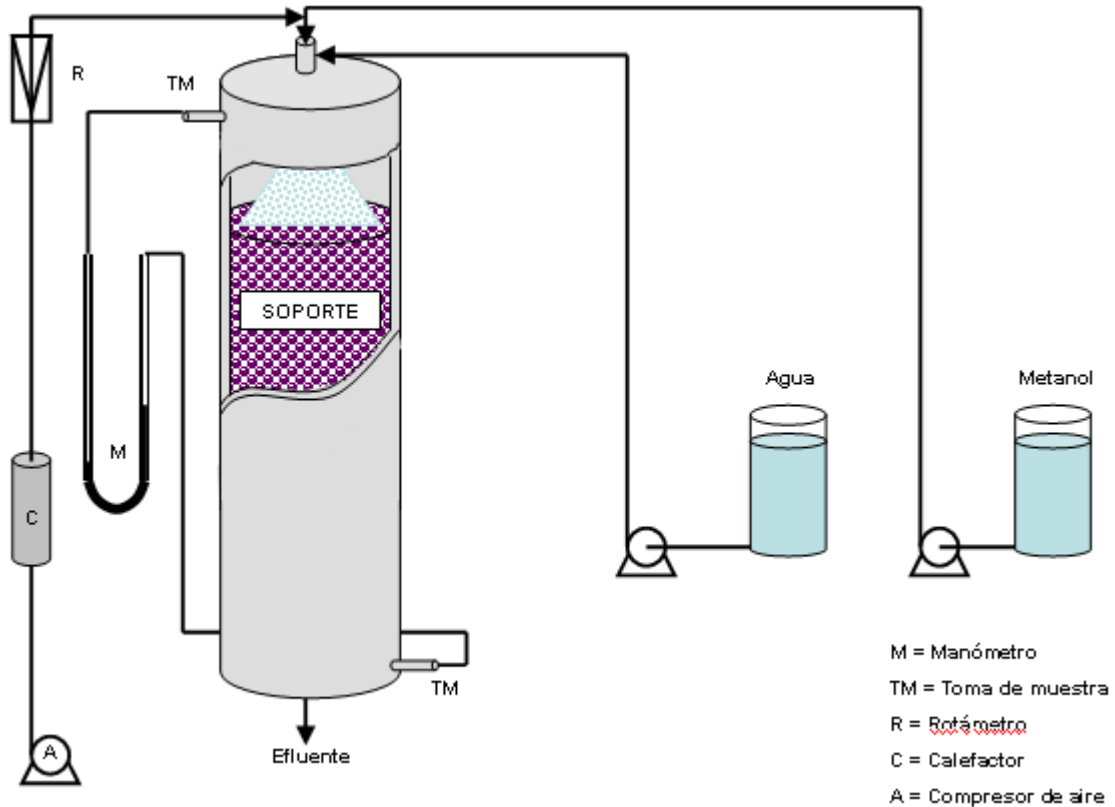
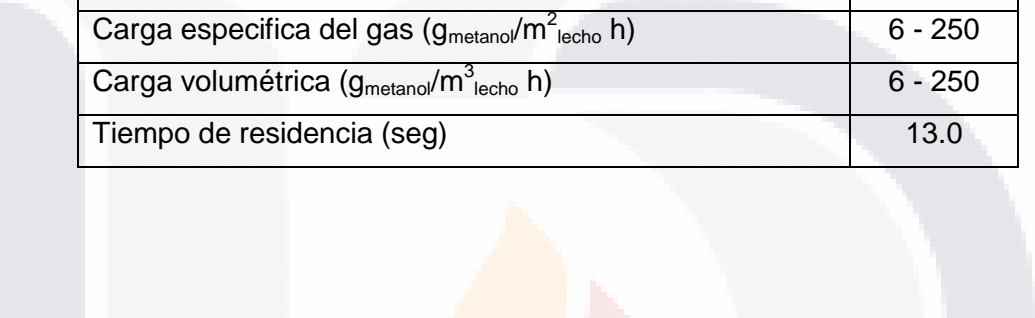


Figura 6. Esquema general del dispositivo de biofiltración.

VII.2.2 Definición de los parámetros de operación

El flujo volumétrico del gas (Q) es el volumen de gas (V_g) que pasa a través del biofiltro en un lapso de tiempo determinado (t).

$$Q = \frac{V_g}{t} \quad \left(\frac{m^3_{aire}}{h} \right)$$

El tiempo de residencia real (τ) expresado en segundos indica el tiempo que permanece el fluido en el biofiltro, se define como el volumen de soporte (V_s) multiplicado por la porosidad (ε) del lecho, dividido entre el flujo de aire (Q).

$$\tau = \frac{V_s \varepsilon}{Q}$$

El flujo específico del gas se define como el flujo de gas (Q) que pasa a través de un volumen de soporte (V_f) en el biofiltro en un lapso de tiempo.

$$\text{Flujo específico del gas} = \frac{Q}{V_f} \quad \left(\frac{m^3_{aire}}{m^3_{lecho} h} \right)$$

La carga específica del gas se refiere a la concentración de contaminante que ingresa al sistema (C_{in}) por unidad de área del soporte (A) en el biofiltro por unidad de tiempo.

$$\text{Carga específica del gas} = \frac{QC_{in}}{A} \quad \left(\frac{g_{metanol}}{m^2_{lecho} h} \right)$$

La carga volumétrica del gas se refiere a la concentración de contaminante a la entrada (C_{in}) por unidad de volumen del soporte (V_f) en el biofiltro por unidad de tiempo.

$$\text{Carga volumétrica del gas} = \frac{QC_{in}}{V_f} \quad \left(\frac{g_{metanol}}{m^3_{lecho} h} \right)$$

El flujo por unidad de superficie de lecho es el volumen de gas que pasa a través de la superficie del lecho en el biofiltro por unidad de tiempo.

$$\text{Flujo por unidad de superficie de soporte} = \frac{Q}{V_f} \left(\frac{m^3_{\text{aire}}}{m^2_{\text{lecho}} h} \right)$$

La eficiencia de eliminación o degradación del biofiltro es el porcentaje de contaminante degradado, definida como la diferencia de la concentración en el influente (C_{inf}) y efluente (C_{eff}) dividida entre la concentración del influente (C_{in}):

$$\% \text{ de Eliminación} = \left(\frac{C_{inf} - C_{eff}}{C_{inf}} \right) 100$$

La capacidad de eliminación se define como la cantidad de contaminante eliminado ($C_{in} - C_{eff}$) en un flujo volumétrico del gas (Q) por cada metro cúbico de lecho (V_f):

$$\text{Capacidad de eliminación} = \frac{(Q)(C_{inf} - C_{eff})}{V_f} \left(\frac{g_{\text{metanol}}}{m^3_{\text{lecho}} h} \right)$$

VII.2.3 Determinación de la pérdida de presión

La lectura de la pérdida de presión se midió con un manómetro en U, teniendo agua como líquido manométrico y fue medida en los puertos de muestreo del biofiltro, en la parte superior e inferior. Se verificó la caída de presión con y sin soporte al inicio del experimento, y durante el desarrollo del experimento.

VII.2.4 Determinación de la degradación biológica de metanol

La muestra de aire contaminado fue tomada en los puertos de muestreo del biofiltro, pasando el aire contaminado, con una bomba muestreadora marca SKC modelo PCXR8, a través de bulbos muestreadores de vidrio de 1000 mL, marca Supelco por un lapso de 30 minutos. Posteriormente se analizó en el cromatógrafo de gases, marca Perkin Elmer, bajo las condiciones de trabajo especificadas en el cuadro 10.

Cuadro 10. Condiciones de trabajo en el cromatógrafo de gases.

Columna	Equity-1 (30 m X, 0.32 mm ID, 1.0 µm)
Tipo de detector	Ionización de flama
Temperatura de inyección	250°C
Temperatura del detector	250°C
Gas acarreador	Nitrógeno
Volumen de muestra inyectada	200 µL

VIII. RESULTADOS

En esta sección se muestran los resultados obtenidos de las características fisicoquímicas y microbiológicas del soporte que se utilizó, así como de la eficiencia del dispositivo de biofiltración para degradar al metanol.

VIII.1 Características fisicoquímicas del soporte

El cuadro 11 muestra los resultados del pH, densidad, porosidad y área de superficie específica obtenidos de la mezcla de semilla de uva y vaina de cacahuete en una relación 10:1.5. Obteniendo un pH cercano a la neutralidad. El área de superficie específica de la semilla de uva calculada con el programa Autocad versión 2002.

Cuadro 11. Parámetros fisicoquímicos de la mezcla de semilla de uva y vaina de cacahuete.

Parámetro	Unidades	
pH	---	6.40 – 6.74
Densidad	Kg.m ⁻³	290
Porosidad del lecho	---	0.45
Área de superficie específica	m ² .m ⁻³	1074.81

VIII.2 Características microbiológicas del soporte

El recuento microbiano en los dos materiales de soporte: la semilla de uva y la vaina de cacahuete, se muestran en el cuadro 12, utilizándose agár papa dextrosa (PDA) y agár nutritivo (AN). En ambos componentes se observó el crecimiento de bacterias gram negativas y gram positivas, así como levaduras y hongos filamentosos.

Cuadro 12. Unidades formadoras de colonias (UFC) por gramo obtenidas para los diferentes tipos de soporte.

TIPO DE SOPORTE	CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS	
	AGAR NUTRITIVO (UFC/g)	AGAR PAPA DEXTROSA (UFC/g)
SEMILLA DE UVA	9X10 ⁶	8.1X10 ⁵
CASCARA DE CACAHUATE	5.5 X10 ⁷	7.2X10 ⁶

VIII.3 Adsorción de metanol en el soporte

A continuación se muestran las gráficas de adsorción de metanol en la semilla de uva (figura 7), la vaina de cacahuete (figura 8) y la mezcla de ambos materiales (figura 9) obtenidas a diferentes concentraciones y bajo diferentes condiciones de humedad y pH.

Las cinéticas de adsorción para el metanol en los diferentes adsorbentes estudiados se muestran en la figura 10. La validación de los datos experimentales se realizó por medio del modelo de Freundlich, obteniendo la constante de Freundlich, K_F y la constante “ n ” como se puede ver en el cuadro 13.

Cuadro 13. Constante de Freundlich (K_F) para la adsorción de metanol en los diferentes materiales de soporte.

Tipo de adsorbente	K_F ($g^{1-1/n} \cdot L^{1/n} \cdot kg^{-1}$)	n	R^2
Semilla de uva seca	7.22	0.186	0.914
Semilla de uva húmeda	12.16	0.133	0.863
Semilla de uva húmeda a pH=7	6.48	0.209	0.860
Vaina de cacahuete seca	8.60	0.193	0.837
Vaina de cacahuete húmeda	10.61	0.161	0.912
Vaina de cacahuete húmeda a pH=7	7.17	0.241	0.852
Mezcla seca	6.01	0.234	0.749
Mezcla húmeda	11.05	0.144	0.828
Mezcla húmeda a pH=7	5.55	0.242	0.832

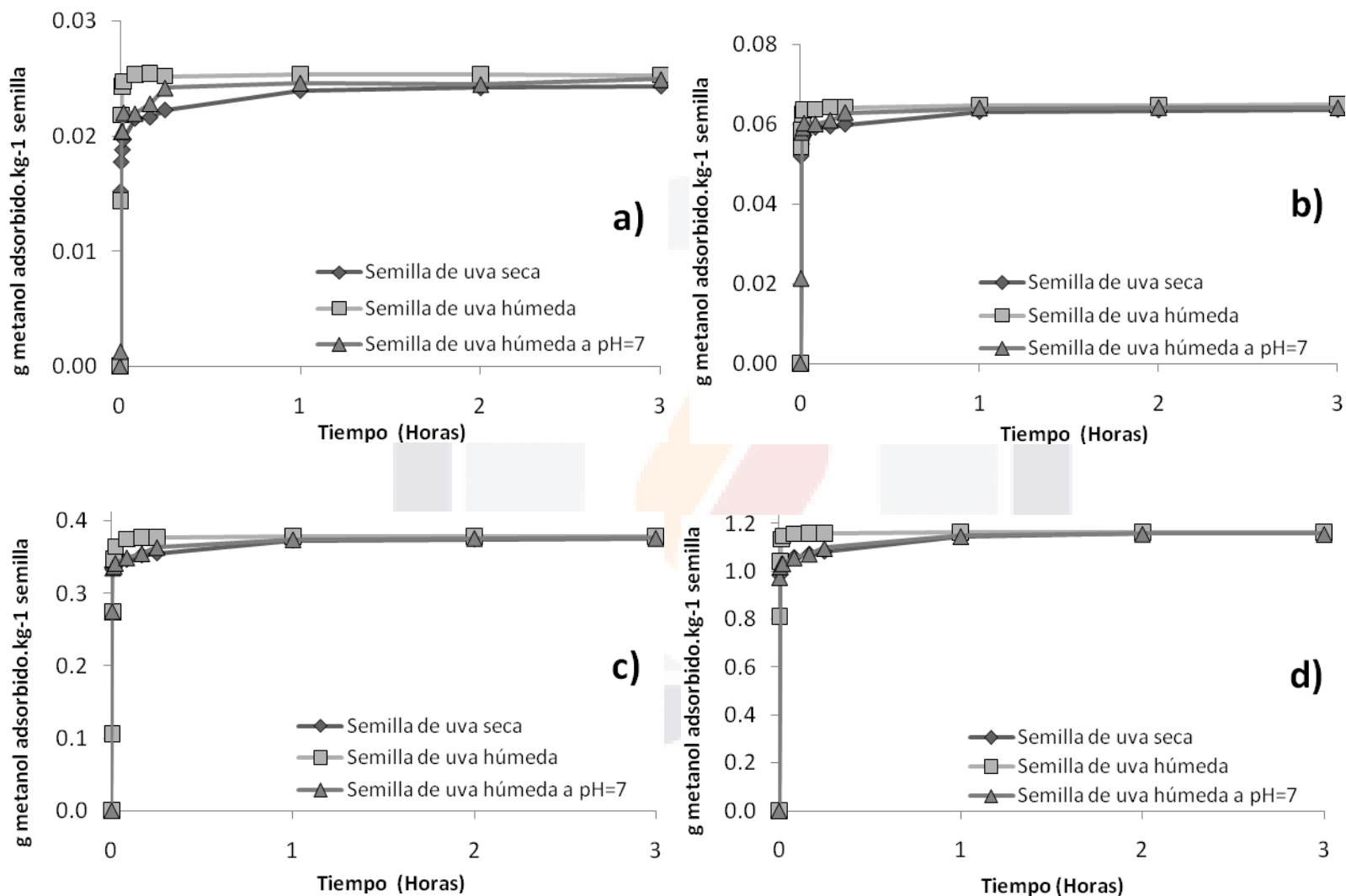


Figura 7. Cinéticas de adsorción de metanol en la semilla de uva: concentraciones de a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m⁻³.

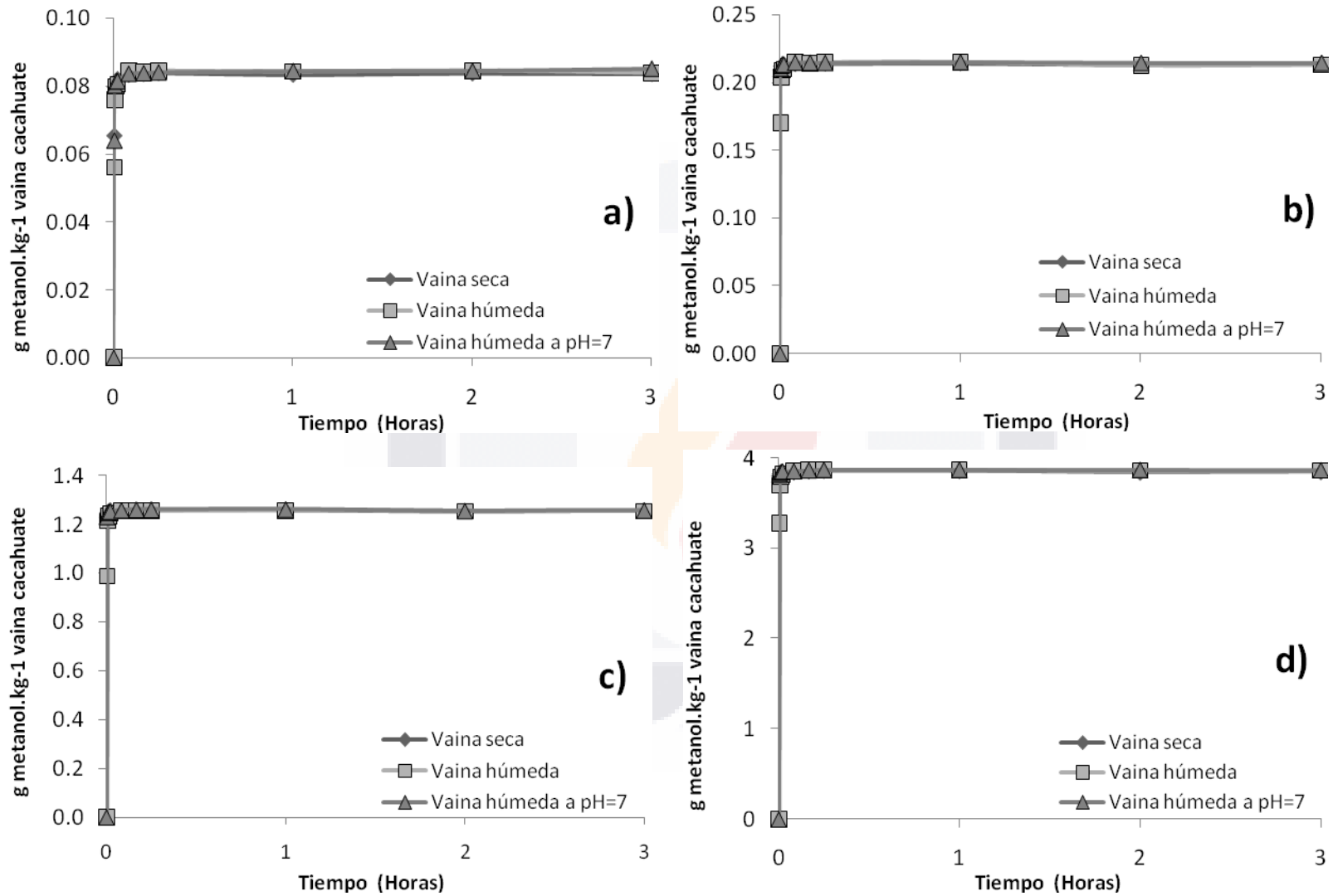


Figura 8. Cinéticas de adsorción de metanol en vaina de cacahuete: concentraciones de a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m⁻³.

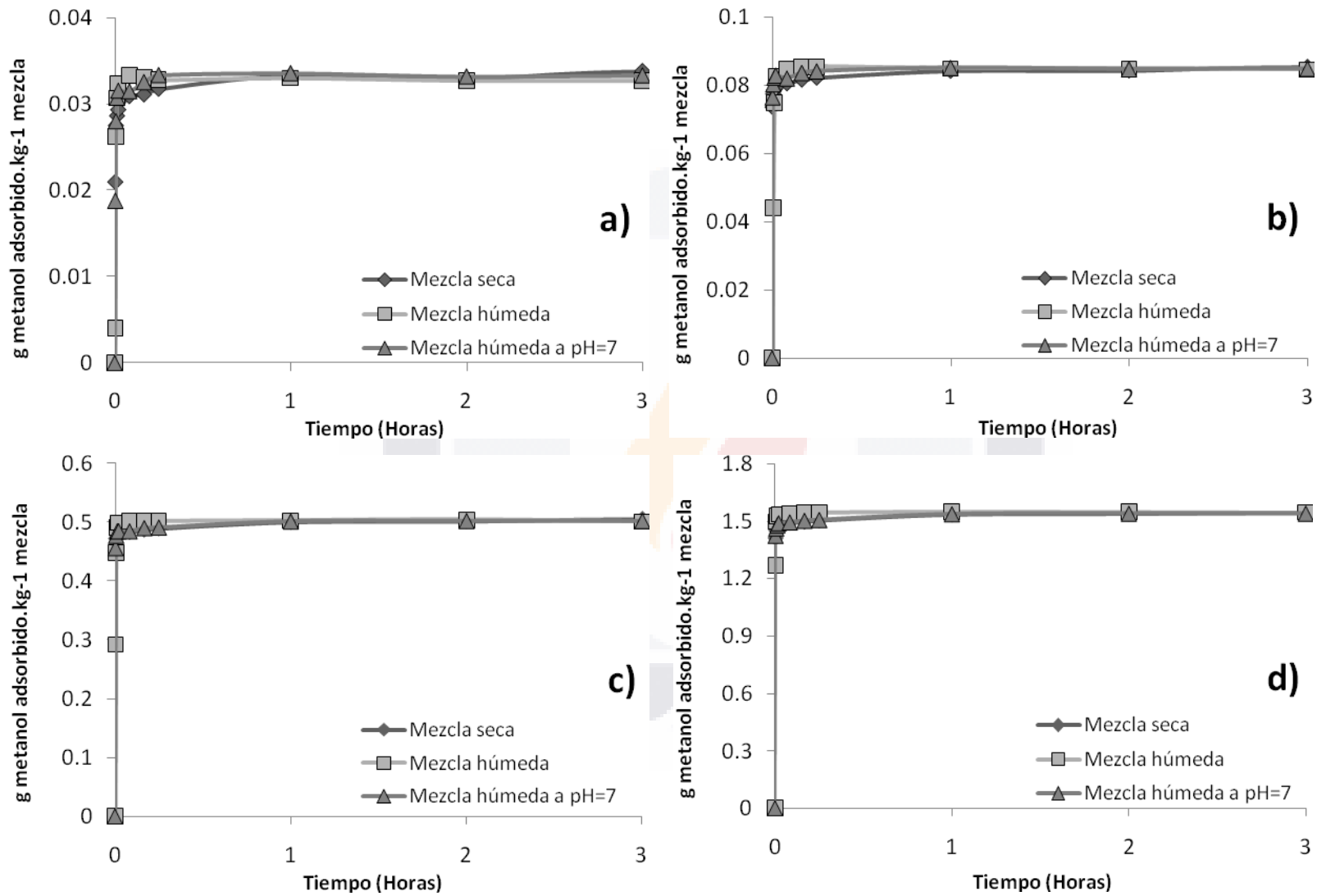


Figura 9. Cinéticas de adsorción de metanol en la mezcla de vaina de cacahuate y semilla de uva: a) 0.4, b) 0.7, c) 4.0 y d) 11 g.m⁻³

VIII.4 Eficiencia de eliminación de metanol en el biofiltro

La eficiencia de eliminación del biofiltro se muestra en la figura 11, encontrándose variable para las diferentes concentraciones experimentales.

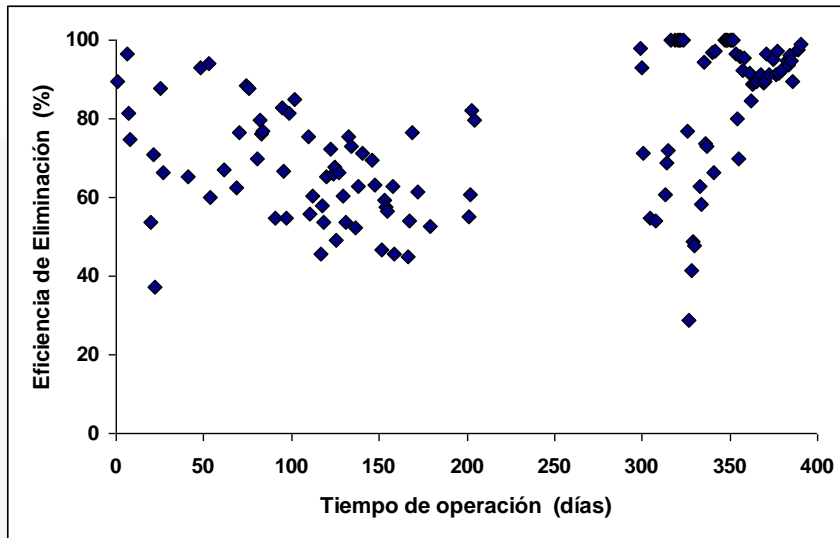


Figura 11. Porcentaje de eliminación de metanol durante la operación del biofiltro.

La carga volumétrica durante los 390 días de operación se puede ver en la figura 12, donde las cargas variaron de 11 g metanol/m³ lecho·h a 200 g metanol/m³ lecho·h.

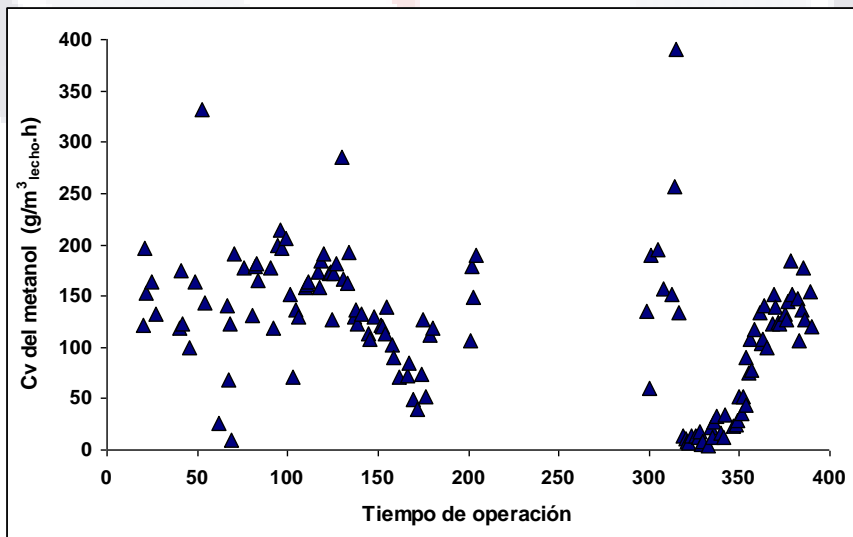


Figura 12. Carga volumétrica (Cv) del metanol durante la operación del biofiltro.

La eficiencia del biofiltro se muestra en la figura 13 expresada por la capacidad de eliminación del metanol en función de la carga volumétrica de metanol. La eficiencia de eliminación del 100 % se presentó cuando la capacidad de eliminación del metanol en el sistema durante la operación del biofiltro varió en un rango de 110 a 166 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$.

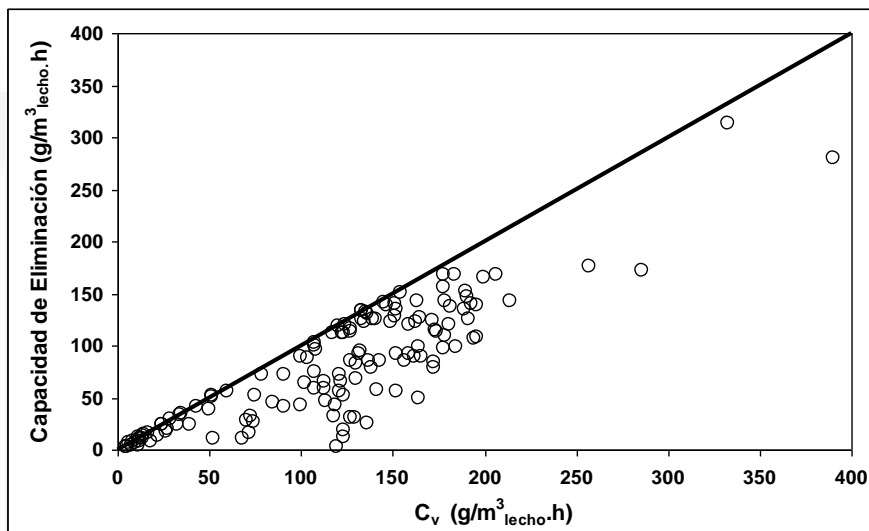


Figura 13. Capacidad de eliminación a diferentes cargas volumétricas del metanol en el biofiltro.

VIII.5 Humedad relativa presente en el biofiltro durante su operación

La humedad relativa obtenida en el biofiltro durante el desarrollo del experimento se mantuvo en su mayor parte entre 50 y 65% como lo muestra la figura 14 rango adecuado para el desarrollo de los microorganismos.

VIII.6 Temperatura presente en el biofiltro durante su operación

La temperatura registrada en el biofiltro durante su operación se mantuvo, durante los dos primeros meses, en un rango entre 15 y 25°C, incrementándose en el tiempo restante, para obtener una temperatura promedio de 23 °C (figura 15), por la implementación de un dispositivo de calefacción del aire.

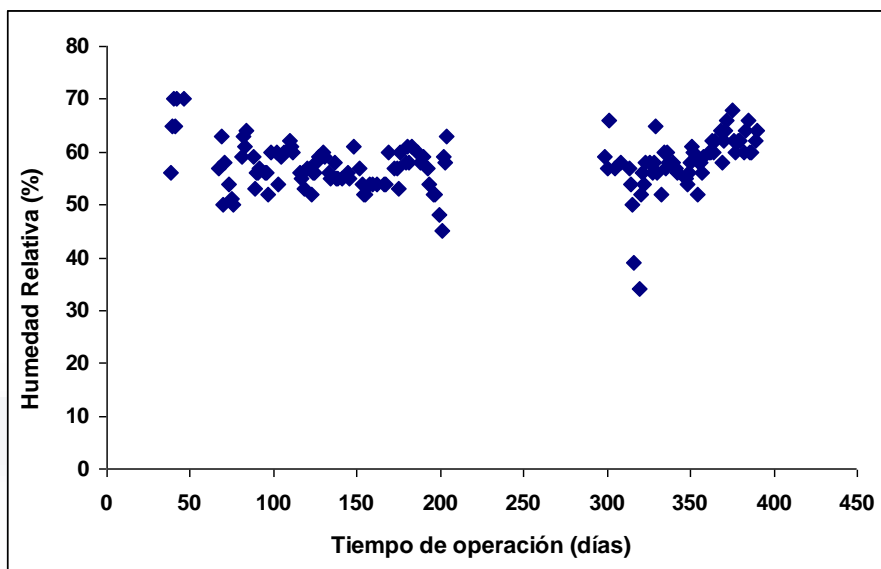


Figura 14. Humedad relativa registrada en el biofiltro.

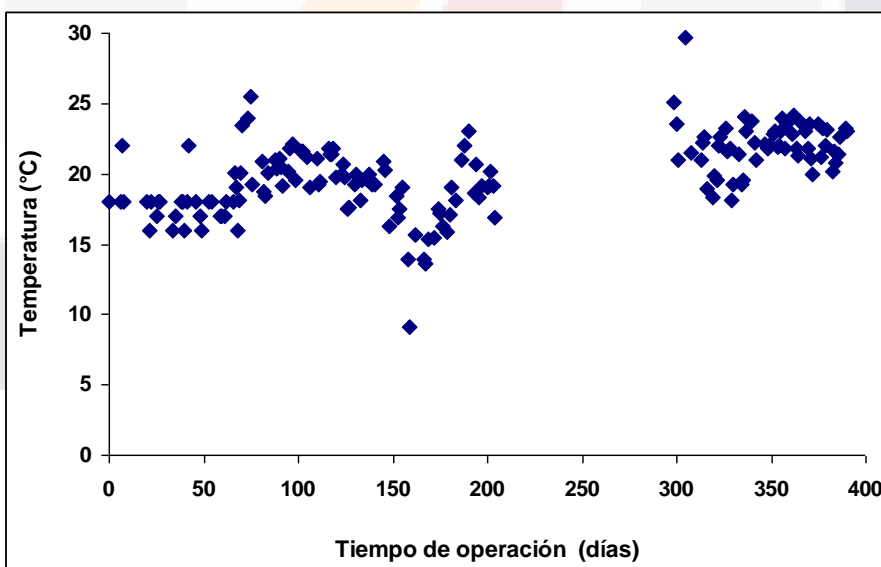


Figura 15. Temperatura registrada en el biofiltro durante su operación.

VIII.7 Caída de presión en el biofiltro

La caída de presión en el biofiltro osciló entre 100 Pa/m y 1300 Pa/m, como se observa en la figura 16.

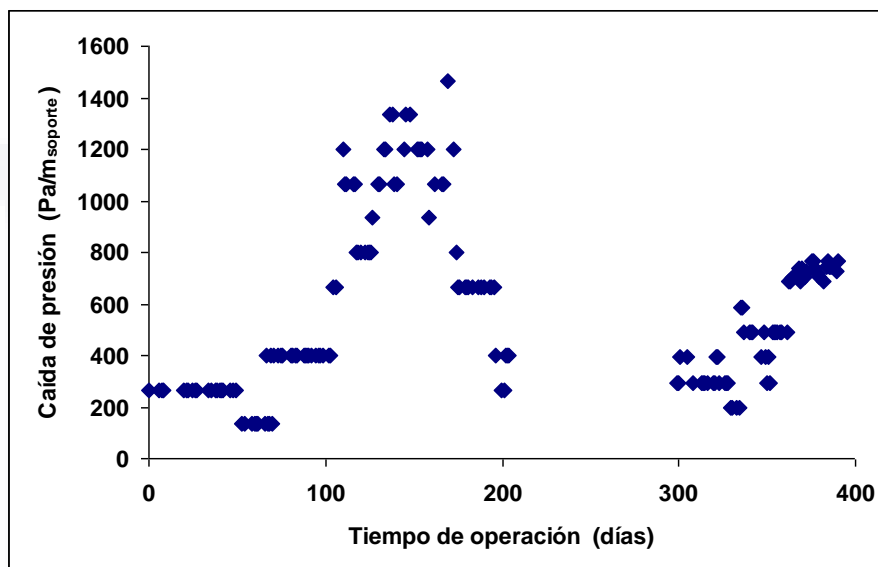


Figura 16. Caída de presión presentada en el biofiltro durante 391 días de operación.

IX. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos del presente estudio están centrados en tres etapas: primera la caracterización fisicoquímica y microbiológica de la semilla de uva y la vaina de cacahuate, utilizados como material de soporte en el biofiltro; segunda, la obtención de las cinéticas de adsorción, validando los datos con el modelo de Freundlich; y tercera la determinación de la eficiencia de degradación del metanol en el biofiltro con la mezcla de semilla de uva y vaina de cacahuate.

ETAPA I. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del soporte

El pH del material de soporte formado por la semilla de uva y la vaina de cacahuate, en una relación 10:1.5, varió de 6.41 a 6.74 unidades, valor ligeramente ácido y muy cercano a la neutralidad (Cuadro 6), adecuado para el desarrollo de los microorganismos, ya que un pH entre 6 y 8 permite formar la biopelícula por los microorganismos, como se ha visto para la turba (Devinny *et al.*, 1999) y la perlita (Groenestijn *et al.*, 2001).

La densidad de la mezcla de ambos materiales fue de 290 kg.m^{-3} , comparado con otros soportes como la corteza de madera de pino, con una densidad de 258 kg.m^{-3} (Ramírez López *et al.*, 2000), la mezcla de perlita-vermiculita y turba cuya densidad fue de 178 kg.m^{-3} (Kalingan *et al.*, 2004), es un material de soporte adecuado para su uso en los biofiltros, ya que permitirá un fácil manejo, considerando que a menor densidad se tendrá un menor peso por unidad de volumen.

En el presente experimento la porosidad del lecho fue de 0.45, valor cercano a otros soportes de origen vegetal como la semilla de durazno (0.56) y la semilla de guayaba (0.47) determinados por Aranda (2008). Lo cual permitió bajas pérdidas de carga en el biofiltro, dejando pasar libremente al gas a través del lecho.

El área de superficie específica determinado en la semilla de uva fue $1074.81 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$, y la vaina de cacahuate de $268 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ (Ramírez-López, 1997), por lo que

la mezcla de estos materiales dio una adecuada combinación para el desarrollo de la biopelícula sobre su superficie, y probablemente esto permitió que hubiera suficiente biomasa para la degradación del metanol. Esta superficie fue superior comparada con la reportada por Zilli *et al.* (2000) de 40 a 85 m².m⁻³ para la turba.

El recuento microbiano realizado en la semilla de uva reportaron lecturas de 8x10⁵ UFC/g semilla de uva a 9X10⁶ UFC/g de semilla presentando una gran diversidad de microorganismos. La vaina de cacahuate dio un recuento de 7x10⁶ a 5x10⁷ UFC/g vaina, como se muestra en el cuadro 12. Estos resultados indicaron que sería posible trabajar con esta mezcla en el biofiltro sin una previa inoculación, ya que en otros estudios valores reportados entre 1.7X10⁶ y 4.4X10⁶ UFC/g soporte, fueron adecuados en diferentes aplicaciones industriales (Shareefdeen *et al.*, 2003). En ambos materiales de soporte estudiados se presentó el crecimiento de bacterias gram negativas y gram positivas, así como levaduras y hongos filamentosos.

ETAPA II. Adsorción en el soporte

Los resultados de la capacidad de adsorción de la semilla de uva seca (6% de humedad), puede observarse en la figura 7, con un rango de adsorción aproximado de 0.025 (para la menor concentración, 0.4 g/m³) a 1.2 g de metanol adsorbido por kilogramo de semilla (para la mayor concentración, 11g/m³). La adsorción fue menor en aproximadamente un 2 % comparada con la semilla de uva húmeda a pH 7, y un 3% inferior para la semilla sin tratamiento, es decir con pH 3.6, indicando que la adsorción no se vio afectada por el pH. De acuerdo a los resultados obtenidos es probable que se haya presentado un fenómeno de absorción del metanol en el agua, debido a que este compuesto es hidrosoluble. En el resto de las concentraciones se tuvo que la capacidad de adsorción fue muy similar bajo las diferentes condiciones físicas y química experimentales.

El rango de adsorción de metanol en la vaina de cacahuate resultó ser un 70 % mayor que en la semilla de uva (figura 8), bajo las diferentes condiciones fisicoquímicas de experimentación; de 0.08 (grafica a) a 4 g de metanol/kg de vaina (grafica d) además de que no hay diferencia en la adsorción para la vaina de cacahuate seca, húmeda y a pH

7. Este comportamiento, probablemente se debe a una mayor porosidad de la vaina de cacahuate para el tamaño de molécula experimental, lo que incrementó su capacidad de adsorción. No descartándose la presencia del fenómeno de absorción, debido a la hidrosolubilidad del metanol.

Para la mezcla 10:1.5 de semilla de uva-vaina de cacahuate (figura 9) el comportamiento de la adsorción resultó muy similar al de la semilla de uva. El rango de adsorción fue de 0.035 (para la concentración de metanol de 4 g.m^{-3} , gráfica a) a 1.5 g de metanol adsorbido/kg de mezcla (para la concentración de metanol de 11 g.m^{-3} , gráfica d), este comportamiento se explica por la proporción que se trabajó con los materiales, es decir, una cantidad de semilla de uva mucho mayor a la vaina de cacahuate. La mezcla de los materiales de soporte húmeda sin tratamiento presentó un 20 % más de adsorción que la tratada a pH 7, y que el material seco, lo que indicó que en la mezcla el pH fue un factor importante para la adsorción.

La validación de los datos experimentales de adsorción se realizó por medio del modelo de Freundlich. Las cinéticas para los tres tipos de soportes estudiados (semilla de uva, vaina de cacahuate y la mezcla de ambos), y las diferentes condiciones de operación (seca, húmeda y pH 7), arrojaron que los valores de la constante n obtenidos por regresión lineal variaron entre 0.133 y 0.242 y su coeficiente de determinación (R^2) fue inferior al 90 %, como se muestra en el cuadro 13, indicando que el comportamiento no es lineal, como se ve en la figura 10.

ETAPA III. Eficiencia de eliminación del biofiltro

El tiempo de operación del biofiltro fue de 391 días; 203 días bajo estrés de temperatura, seguido de un periodo de inactividad de 95 días, y un tercer periodo de reactivación de 93 días, para observar la readaptabilidad de los microorganismos y la recuperación en la eficiencia de eliminación del biofiltro, manteniendo la humedad del lecho con agua corriente, sin la adición de solución nutritiva en ninguna etapa de la operación, como se observa las figuras 11 y 12.

En los primeros 203 días de trabajo experimental, con el propósito de conocer la eficiencia del biofiltro, con la mezcla compuesta por la semilla de uva-vaina de cacahuate como un nuevo material de soporte, subproductos de la agroindustria local. Y utilizado al metanol como contaminante modelo, un compuesto de cadena sencilla y de fácil biodegradación. El biofiltro fue operado bajo condiciones de estrés de temperatura, semejante a lo que pudiera suceder en la temporada de invierno en la industria, manteniéndolo a una temperatura entre 15 y 20 °C (figura 15), con un tiempo de residencia real de 13 segundos, un flujo específico del gas de $125 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}_{\text{lecho}} \cdot \text{h}^{-1}$, y con diferentes cargas volumétricas, del orden de $11 \text{ g-metanol/m}^3_{\text{lecho}} \cdot \text{h}$ a $200 \text{ g-metanol/m}^3_{\text{lecho}} \cdot \text{h}$ (figura 12). Cabe mencionar que el material de soporte, no fue inoculado, permitiendo el desarrollo y crecimiento de la flora nativa.

Bajo estas condiciones de estrés calórico, la gráfica que representa la eficiencia de eliminación del metanol (figura 11), muestra las tres fases presentes en el arranque del biofiltro descritas por Ottengraf (1986) y Devinny (1999). Una primera fase que es el mecanismo de sorción del metanol, ya que se tiene una aparente eficiencia de eliminación del 100 %, a las 24 horas de operación del biofiltro, la cual no puede ser posible ya que es el inicio de funcionamiento del sistema y se tiene una baja actividad microbiológica. La segunda fase que corresponde a la aclimatación de la biomasa en donde se observa la disminución en la eficiencia de eliminación hasta un 40 %, terminando en esta fase la adsorción y el comienzo de la actividad metabólica de los microorganismos. La tercera fase inició después de 20 días de operación y es la correspondiente a la degradación biológica, observándose un incremento gradual en la eliminación del contaminante, alcanzando hasta el 90 %, con una carga de $200 \text{ g metanol/m}^3_{\text{lecho}} \cdot \text{h}^{-1}$ (figura 11). El inicio de esta última fase fue adecuado, ya que se considera que puede presentarse después de 30 días en biofiltros que no han sido inoculados, tal y como lo indican autores como Wani (1997) y Devinny (1999). Observándose que la flora nativa del material se adaptó fácilmente al periodo de arranque del biofiltro.

La eficiencia de eliminación en el biofiltro nos indicó que la actividad de los microorganismos mesófilos fue baja, debido a la temperatura promedio mantenida en el lecho (18 °C), ya que sus condiciones óptimas se encuentran en el rango de 25 a 40°C. Por lo que es importante alimentar el gas a una temperatura de 25 a 35°C, de tal manera

que permita mantener al material de soporte en condiciones favorables para el desarrollo y crecimiento de los microorganismos.

La humedad relativa durante este primer periodo se mantuvo entre 50 y 65%, condición adecuada para el desarrollo de la biomasa, ya que los valores óptimos de humedad del material de soporte para mantener una buena eficiencia de eliminación en el biofiltro, se consideran de 40 a 60% (Deviny *et al.*, 1999; Yang *et al.*, 2002)

El desarrollo de la biopelícula en este primer periodo de operación se detectó de forma indirecta por las caídas de presión que presentó el biofiltro. Siendo del orden de los $250 \text{ Pa}\cdot\text{m}^{-1}$ y hasta los $1400 \text{ Pa}\cdot\text{m}^{-1}$ (figura 16), por lo que fue necesario dar un ligero lavado al lecho y de esta manera disminuir las pérdidas de carga y por consecuencia el espesor de la biopelícula, probable causante de este aumento en las pérdidas de carga, ya que se ha visto que de acuerdo a la cantidad de biomasa desarrollada se pueden llegar a alcanzar hasta $2000 \text{ Pa}\cdot\text{m}^{-1}$ (Le Cloirec *et al.*, 2001). Es probable que el incremento en la biomasa haya sido debido al ascenso en la temperatura, al alcanzar los $22 \text{ }^\circ\text{C}$ (figura 15), indicando que este parámetro físico aunado a la humedad relativa son muy importantes en el desarrollo de la biopelícula, repercutiendo en la eficiencia metabólica de los microorganismos capaces de degradar al metanol.

Posterior a esta etapa se consideró dejar al biofiltro inactivo, sin alimentación del gas durante 95 días, manteniendo solo la humedad del lecho por medio de aspersiones con agua corriente con el fin de evaluar la eficiencia del mismo posterior a la reactivación de los microorganismos.

En el periodo de reaclimatación del biofiltro (posterior a la inactivación), se acondicionó con un sistema de calefacción del gas influente, para lograr que ingresara a una temperatura de aproximadamente $35 \text{ }^\circ\text{C}$ y así mantener la temperatura del lecho por arriba de los $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Durante los primeros días de operación (del día 299 al 314) se presentaron nuevamente las fases del proceso de biofiltración: adsorción, aclimatación de la biomasa a la carga del metanol y la actividad de los microorganismos, descritas precedentemente, como se muestra en la figura 11. Desarrollándose en un periodo de 15 días, para alcanzar el 100 % de eficiencia de eliminación con cargas volumétricas de 6 a

133 g.m⁻³h⁻¹, disminuyendo 5 días el periodo de aclimatación de los microorganismos en el biofiltro.

Del día 326 al 334 se observó un descenso en la eficiencia de eliminación del biofiltro, hasta un 28%, aun cuando la carga fue de 3 a 13 g-metanol.m⁻³h⁻¹, debido a los cambios en la temperatura atmosférica, bajando a valores inferiores a los 20°C, y ocasionando una disminución en la temperatura del lecho hasta los 18°C, lo que indicó la fuerte relación que existe entre la temperatura y la eficiencia de eliminación (Auria *et al.*, 1998).

Del día 335 al 391 la eficiencia de eliminación del metanol fue superior al 90 % con carga volumétrica máxima de 200 g-metanol.m⁻³h⁻¹ y una temperatura promedio de 23°C, adecuada para el desarrollo y metabolismo de la biomasa, como se observa en la figura 11 y 12. En general, se tuvo un excelente desarrollo del biofiltro al observar su eficiencia en la eliminación del contaminante (figura 13), mostrando que cargas inferiores a 150 g-metanol.m⁻³.h⁻¹ dieron eficiencias de eliminación del 100 %.

Comparando nuestros resultados con los 250 g-metanol.m⁻³h⁻¹ y una remoción del 90 %, reportados por Mohseni y Grant (2000); los 101 g-metanol.m⁻³h⁻¹ de Krailas *et al.*, (2000), y los 230 g.m⁻³h⁻¹ de Chetpattananondh *et al.* (2005), se puede afirmar que el desempeño del biofiltro teniendo como soporte a la semilla de uva y a la vaina de cacahuate, en una relación 10:2.5, fue satisfactorio.

La caída de presión en la última etapa aumentó de 250 Pa.m⁻¹ a 750 Pa.m⁻¹ (Figura 12) causado, probablemente por el desarrollo de la biopelícula sobre la superficie del soporte, debido al incremento de la actividad metabólica de los microorganismos, y por lo tanto la reactivación exitosa del biofiltro después del periodo de inactivación.

El pH medido en los lixiviados colectados de manera intermitente, tuvieron una variación de 6.1 a 6.4 unidades, determinando así que no hubo variaciones de este parámetro en el lecho durante la operación del biofiltro.

X. CONCLUSIONES

La semilla de uva y la vaina de cacahuete, subproductos agroindustriales locales utilizados como material de soporte en un biofiltro, presentaron características fisicoquímicas que permitieron un buen funcionamiento hidrodinámico, como fue una baja densidad ($290 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), porosidad del lecho de 0.45; y extensa área superficial por parte de la semilla de uva ($1074.81 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$) para el crecimiento de la biopelícula.

La flora nativa presente en los materiales de soporte fue superior a 5×10^7 UFC/g de material de empaque, recuento microbiano importante para iniciar la formación de la biopelícula, bajo condiciones adecuadas de operación del biofiltro, como fue el pH 6.7, una humedad relativa del 55 %, y una temperatura de 23 °C en promedio.

La adsorción de metanol por la vaina de cacahuete fue 70 % superior a la presentada por la semilla de uva, bajo las mismas condiciones de humedad (6% y 60%). En la mezcla de ambos materiales en la proporción 10:1.5 para la semilla de uva y la vaina de cacahuete, la adsorción del metanol dio resultados intermedios (0.035 a 1.5 g de metanol adsorbido/kg de mezcla), debido a que la vaina de cacahuete es más adsorbente. La mezcla de los materiales de soporte húmeda sin tratamiento presentó un 20 % más de adsorción que la tratada a pH 7, y que el material seco, lo que indicó que en la mezcla el pH fue un factor importante para la adsorción. El pH no tuvo influencia en la capacidad de adsorción del sorbato en la vaina de cacahuete, sin embargo en la semilla de uva si observó este efecto.

Durante el primer periodo de operación, bajo condiciones de estrés de temperatura ($15 - 18^\circ\text{C}$), los microorganismos nativos que formaron la biopelícula presentaron una capacidad de eliminación del metanol en un rango de 6 a $200 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$; para una eficiencia de eliminación mayor al 70% y con un flujo específico de $125 \text{ m}^3_{\text{aire}}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{lecho}}\cdot\text{h}^{-1}$.

Durante el periodo de reaclimatación del biofiltro, se alcanzó una eficiencia de eliminación del 100 % para una carga volumétrica de $150 \text{ g}\cdot\text{metanol}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, mostrando

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

que los microorganismos desarrollados durante el primer periodo de operación se reactivaron en un tiempo inferior a 15 días.

Las variaciones de temperatura reportadas durante los 391 días de operación del biofiltro afectaron ligeramente en la eficiencia de eliminación del metanol (entre 60 y 80 %), principalmente cuando se tuvieron registros inferiores a los 18°C. Por arriba de los 22 °C el biofiltro reportó eficiencias de eliminación superiores al 80 %.

El registrar un pH de los lixiviados cercano a la neutralidad (6.5 unidades), y una humedad relativa del lecho de 45 al 60 %, permitió que el biofiltro fuera eficiente en la degradación del metanol.

La acidez presentada por la semilla de uva (pH 3.6) fue regulada por la vaina de cacahuate, de tal manera que durante los 391 días de operación del biofiltro el pH se mantuvo en un promedio de 6.5 unidades.

La caída de presión fue el parámetro físico que mostró el comportamiento hidrodinámico del biofiltro, indicando de manera indirecta la formación de la biopelícula sobre el soporte, presentado valores del orden de 1200 a 1400 Pa.m⁻¹, probablemente debido a una obstrucción al paso del gas, por el excesivo crecimiento de la biomasa.

La semilla de uva y la vaina de cacahuate después de un periodo de aproximadamente un año de operación no presentaron, a simple vista, daño en su estructura, lo cual permite establecer que es muy posible que esta mezcla de materiales pueda funcionar en un periodo mayor a los tres años de operación continua, sin presentar problemas de colmatación.

La ventaja de utilizar estos subproductos de la agroindustria local, como materiales de soporte, reside en que la tecnología que se desarrolle puede ser más económica y de fácil adquisición por parte de los industriales. Además de encontrarse adaptada a las condiciones ambientales locales.

XI. REFERENCIAS

- Acuña, M.E.; Villanueva, C.; Cárdenas, B.; Christen, P., Revah, S. 2002. The effect of nutrient concentration on biofilm formation on peat and gas phase toluene biodegradation under biofiltration conditions. ELSEVIER. Process Biochemistry. Vol 38 Pp. 7 -13.
- Adler, S.F. 2001. Biofiltration, a Primer. Center for Waste Reduction Technologies. Environmental Protection. April. Pp. 33 – 41. www.aidche.org/cep/
- Agnihotri, S.; Mota, J.P.; Rostam-Abadi, M; Rood, M.J. 2006. Theoretical and Experimental Investigation of Morphology and Temperature Effects on Adsorption of Organic Vapors in Single-Walled Carbon Nanotubes Journal of Physics and Chemistry. Vol. 110, No. 15. Pp. 7640 – 7647.
- Alonso, C.; Zhu, X.; Suidan, M.T.; Kim, B.R.; Kim, B.J. 2000. Parameter Estimation in Biofilter Systems. Environmental Science and Technology. U.S.A. Vol.34, No.11 Pp. 2318-2323.
- Aranda, A. 2008. Tesis: Tratamiento de las emisiones gaseosas de las lagunas de estabilización por biofiltración. Maestría en Ciencias en el área de toxicología. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Centro de ciencias Básicas. Departamento de Fisiología y Farmacología. México.
- Arriaga, Sonia. 2006. Centro de Estudios en Ciencia y Tecnología. S.L.P. Comunicación personal.
- Arriaga, S.; Muñoz, R.; Hernandez, S.; Guieysse, B.; Revah, S. 2006. Gaseous Hexane Biodegradation by *Fusarium solani* in Two Liquid Phase Packed-Bed and Stirred-Tank Bioreactors. Environmental Science and Technology. Vol. 40, No. 7. Pp. 2390-2395.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Auria, R.; Frere, G.; Morales, M.; Acuña, M.E.; Revah, S. 2000. Influence of Mixing and Water addition on the Removal Rate of Toluene Vapors in a Biofilter. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol.68, No.4. Pp. 448 – 455.
 - Auria, R.; Aycaguer, A. and Devigny, J.S. 1998. Influence of water content on degradation rates for ethanol in biofiltration. *Air waste management Association*. Vol.48, Pp. 65 – 70.
 - Alonso, C.; Zhu, X. and Cuidan, M.T. 2000. Parameter Estimation in Biofilter Systems. *Environmental Science and Technology*. Vol.34, Pp. 2318 – 2323.
 - Barman, S. y Philip, L. 2006. Integrated System for the Treatment of Oxides of Nitrogen from Flue Gases. *Environmental Science and Technology*. Vol. 40, No.3, Pp. 1035-1041.
 - Bordel, S.; Muñoz, R.; Diaz, L.F.; Villaverde, S. 2007. Predicting the Accumulation of Harmful Metabolic Byproducts During the Treatment of VOC Emissions in Suspended Growth Bioreactors. *Environmental Science and Technology*. Vol. 41, No. 16. Pp. 5875-5881.
 - Bounicore, A.J. and Theodore, L. 1975. *Industrial Control equipment for gaseous pollutants*. CRC Press. Vol. 1. U.S.A.
 - Buitrón, G.; Melgoza, R.M.; Jimenez, L. 2003. Pharmaceutical Wastewater Treatment Using an Anaerobic/Aerobic Sequencing Batch Biofilter. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol. 38, No.10. Pp. 2077 – 2088.
 - Canovai, A.; Valentini, F.; Manetti, E.; Zagaroli, M. 2004. Odor Control in Composting Plants: Results from Full-Scale Experiences. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol. A39, No.4, Pp. 927-937.
 - Cárdenas-González, B.; Revah Moiseev, S.; Hernández-Jiménez, S.; Martínez-Sánchez, A.; Gutiérrez Avedoy, Victor. 2003. Tratamiento biológico de compuestos

orgánicos volátiles de fuente fijas. Primera edición. INE-SEMARNAT. México. Pp. 13 – 56.

- Chetpattananondh, P.; Nitipavachon, Y.; Bunyakan, C. 2005. Biofiltration of air contaminated with methanol and toluene. Songklanakarin Journal of Science and Technology. Vol. 27, No. 3, Pp. 761 – 763.
- Christian Kennes, C.; Thalasso, F. 1998. Waste Gas Biotreatment Technology. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Vol.72, Pp. 303 – 319.
- Cotoruelo, L.M.; Marqués, M.D.; Rodríguez-Mirasol, J.; Cordero, T.; Rodríguez, J.J. 2007. Adsorption of Aromatic Compounds on Activated Carbons from Lignin: Kinetic Study. Ind. Eng. Chem. Res. Vol.46, No.9, Pp. 2853 – 2860.
- Cox, H.J.; Magielsen, F.J.; Doddema, H.J. y Harder, W. 1996. Influence of the water content and water activity on styrene degradation by *Exophyala jeanselmei* in biofilters. Appl Microbiological Biotechnology Vol.45, No.6, Pp. 851 – 856.
- Demeestere, K.; Van Langenhove, H.; Smet, E. 2002. Regeneration of a Compost Biofilter Degrading High Loads of Ammonia by Addition of Gaseous Methanol. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol.52, Pp. 796 – 804.
- Den, W., Huang, C., Li, C. 2003. Biotrickling Filtration for Control of Volatile Organic Compounds from Microelectronics Industry. Journal of Environmental Engineering. July. Pp- 610 – 619.
- Deshusses, M.A. 1997. Transient Behavior of Biofilters: Start-up, Carbon Balances, and Interactions Between Pollutants. Journal of Environmental Engineering. Vol.123, No.6, Pp. 563 – 568.
- Deviny, J.S. 1998. Clearing The Air, Biologically. Civil Engineering September. Vol.68, No.9.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Deviny, S.D.; Deshusses, M.A.; Webster, T.S. 1999. Biofiltration for Air Pollution Control. Lewis Publishers. USA. Pp. 285 – 298.
 - Di Iaconi, C.; Ramadori, R.; Lopez, A.; Passino, R. 2005. Hydraulic Shear Stress Calculation in a Sequencing Batch Biofilm Reactor with Granular Biomass. Environmental Science and Technology. Vol.39, No.3, Pp. 889 – 894.
 - Efremenko, I. y Sheintuch, M. 2006. Predicting Solute Adsorption on Activated Carbon: Phenol. Langmuir. Vol.22, No.8, Pp. 3614 – 3621.
 - Elias, A.; Barona, A.; Arreguy, A.; Aranguiz, I.; Peñas, J. 2002. Evaluation of a parking material biodegradation of H₂S and product análisis. Process Biochemistry. Elsevier. Vol.37. Pp. 813 – 820.
 - Emamipour, H.; S Hashisho, Z.; Cevallos, D.; Rood, M.J.; Thurston, D.L.; Hay, K.J.; Kim, B.J. ; Sullivan, P.D. 2007. Steady-State and Dynamic Desorption of Organic Vapor from Activated Carbon with Electrothermal Swing Adsorption. Environmental Science and Technology. Vol.41, No.14, Pp. 5063 – 5069.
 - Environmental Protection Agency. The Clean Air Technology Center (CATC). 2004. Uso de biorreactores para controlar la contaminación del aire. USA.
 - Ergas, S. J.; Cárdenas-González, B. 2004. Biofiltration: Past, Present and Future Directions. BioCycle. Vol.45, No.6, Pp. 35 – 39.
 - Evaluation of the fate and transport of methanol in the environment. American Methanol Institute. 1999. Malcolm Pirnie, Inc. U.S.A.
 - Fahy, A., Lethbridge, G., Earle, R., Ball, A.S., Timmis, K.N., McGenity, T.J. 2005. Effects of long-term benzene pollution on bacterial diversity and community structure in groundwater. Environmental microbiology. Vol.7, No.8, Pp. 1192 – 1199.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Garner, L.G. 2001. Biofiltration - A Disruptive Technology for Sustainable Air Pollution Control. Paper # 42633. Bio.Reaction Industries. 18500 SW Teton Avenue Tualatin, OR 97062.
 - Gerrard, A.M.; Metris, A.V.; Paca, J. 2000. Economic Design and Operation of Biofilters. The Engineering Economist. Vol.45, No.3, Pp. 259 – 270.
 - Gillier, P.; Silvestre, P. 1970. El cacahuete o maní. Primera edición. Editorial Blume. España. Pp. 193 – 194.
 - Gordeeva, L.G.; Freni, A.; Restuccia, G.; Aristov, Y.I. 2007. Influence of Characteristics of Methanol Sorbents “Salts in Mesoporous Silica” on the Performance of Adsorptive Air Conditioning Cycle. Ind. Eng. Chem. Res. Vol. 46, No.9, Pp. 2747 – 2752.
 - Gostomski, P.A.; Sisson, J.B. and Cherry, R.S. Water content dynamics in biofiltration: the role of humidity and microbial heat generation. Air waste treatment.
 - Groenestijn, J.W.; van Heiningen, W.N.M.; Kraakman, N.J.R. 2001. Biofilters Base don the Action of Fungi. First IWA International Conference on Odour and VOCs Measurement Regulation and Control Techniques, 25 – 28 March, Sydney, Australia.
 - Harm, J. H. 1997. Physiology and biochemistry of Primary alcohol oxidation in the gram-positive bacteria *Amycolatopsis methanolica* and *Bacillus methanolicus*. Germany.
 - Hartung, E.H.; Martinec, M.; Jungbluth, T. 2001. Biofilters, The influence of different filter materials and different operating conditions on the reduction efficiency. First IWA International Conference on Odour and VOCs Measurement Regulation and Control Techniques, 25 – 28 March, Sydney, Autralia.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Hashisho, Z.; Emamipour, H.; Cevallos, D.; Rood, M.J.; Hay, K.J. Kim, B.J. 2007. Rapid Response Concentration-Controlled Desorption of Activated Carbon to Dampen Concentration Fluctuations. *Environmental Science and Technology*. Vol.41, No.5, Pp. 1753 – 1758.
 - Jang, A.; Kim, W.; Kim, I. 2003. Simultaneous Removal of Volatile Organic Compounds (VOC's) and Nitrogen: Batch Test. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol.A38, No.12, Pp. 2955-2966, U.S.A.
 - Jain, V.; Bryant, S.; Sharma, M. 2003. Influence of Wettability and Saturation on Liquid-Liquid Interfacial Area in Porous Media. *Environmental Science and Technology*. Vol.37, No.3, Pp. 584-591.
 - Jedlovsky, P.; Pártay, L.; Hoang, P.N.M.; Picaud, S.; Von Hessberg, P.; Crowley, J. N. 2006. Determination of the Adsorption Isotherm of Methanol on the Surface of Ice. An Experimental and Grand Canonical Monte Carlo Simulation Study. *Journal of American Chemistry Society*. Vol.128, No.47, Pp. 15300 – 15309.
 - Jones, D.J.; Martinez, A.; Marro, K.; Deshpande, S. 2004. Kinetic Evaluation of H₂S and NH₃ Biofiltration for Two Media Used for Wastewater Lift Station Emissions. *Journal of the Air and Waste Management Association*. Vol.54, Pp. 24 – 35.
 - Kaligan, A.E.; Liao, C.M.; Chen, J.W.; Chen, S.C. 2004. Microbial Degradation of Livestock-Generated Ammonia Using Biofilters at Typical Ambient Temperatures. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol.B39, No.1, Pp. 185 – 188.
 - Korda, A.; Santas, P.; Tenente, A.; Santas, R. 1997. Petroleum hydrocarbon bioemediation: sampling and analytical techniques, in situ treatments and comercial microorganisms currenty used. *Appl Microbiolol Biotechnol*. Vol.48, Pp. 677 – 686.
 - Koutinas, M.; Martin, J.; Peeva, L.G.; Mantalaris, A.; Livingston, A.G. 2006. An Oil-Absorber-Bioscrubber System To Stabilize Biotreatment of Pollutants Present in

Waste Gas. Fluctuating Loads of 1,2-Dichloroethane. *Environmental Science and Technology*. Vol.40, No.2, Pp. 595-602.

- Krailas, S.; Tuan Pham, Q.; Amal, R.; Jiang, J.K.; Heitz, M. 2000. Effect of inlet mass loading, water and total bacteria count on methanol elimination using upward and downward for biofilters. *Journal of Chemical technology and Biotechnology* Vol.75, Pp. 299 – 305.
- Lackey, L. W., Gamble, J.R., Boles, J.L. 2003. Biofiltration of Trichloroethylene-Contaminated Air: A pilot Study. *Journal of Air and Waste Management Association*. Vol.53, Pp 1248 – 1255.
- Le Cloirec, P.; Humeau, P.; Ramírez-López, E.M. 2001. Biotreatments of odours: control and performance of a biofilter and a bioscrubber. *Water Science and Technology*. Vol.44, No 9, Pp. 219 – 226.
- Lee, D.H.; Lau, A.K.; Pinder, K.L. 2001. Development and Performance of an Alternative Biofilter System. *Journal of Air and Waste Management Association*. Vol.51, Pp. 78-85.
- Leethochawalit, M., Bustard, M. T., Wright, P.C., Meeyoo, V. 2001. Novel vapor-phase biofiltration and catalytic combustion of volatile organic compounds. *Ind. Eng. Chem. Res.* Vol.40, Pp. 5334 – 5341.
- Luo, J. 2001. A Pilot-Scale Study on Biofilters for Controlling Animal Rendering Process Odours. 1st. IWA International Conference on Clear and Measurement, Regulation and Control Techniques. 25 – 28 March. Sydney, Australia.
- Manninen, M.R.; Niemi, B.A.; Kleinheinz, G.T. 2003. Use of a Coupled Biological System to Treat a Chemically Complex Air Stream. *Environ. Contam. Toxicol.* Vol.45, Pp. 1 – 10.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Martin, R.W.; Mihelcic, J.R.; Crittenden, J.C. 2004. Design and Performance Characterization Strategy Using Modeling for Biofiltration Control of Odorous Hydrogen Sulfide. *Journal of Air and Waste Management Association*. Vol.54, Pp. 834 – 844.
 - Matthew J. Gribbins, M.J.; Loehr, R.C. 1998. Effect of Media Nitrogen Concentration on Biofilter Performance. *Journal of Air and Waste Management*. Vol.48, Pp. 216 – 226.
 - Mcnevin, D.; Badford, J. 2001. Inter-relationship between adsorption and pH in peat biofilters in the context of a cation-exchange mechanism. Elsevier Science. *Water Resources*. Vol.35, No.3, Pp. 736 – 744.
 - Mei, D.; Aaron Deskins, N.; Dupuis, M.; Ge, Q. 2007. Methanol adsorption on the clean CeO₂(111) surface: a density functional theory study. *Journal of Phys and Chem*. Vol.111, No.28, Pp. 10514 – 10522.
 - Melse, R.W.; Van Der Werf, A.W. 2005. Biofiltration for Mitigation of Methane Emission from Animal Husbandry. *Environmental Science and Technology*. Vol.39, No.14, Pp. 5460 – 5468.
 - Mendoza-Espinoza, L.G. Stephenson, T. 2001. Organic and Hydraulic SOC Loadings on a Biological Aerated Filter. *Environmental Technology*. Vol.22, Pp. 321 – 330.
 - Moe, W.M. and Li, C. 2004. Comparison of continuous and Sequencing Batch Operated Biofilters for Treatment of Gas-Phase Methyl Ethyl Ketone. *Journal of Environmental Engineering*. Vol.3, Pp. 300 – 313.
 - Moe, W.; Collins, K.L.; Rhodes, J.D. 2007. Activated Carbon Load Equalization of Gas-Phase Toluene: Effect of Cycle Length and Fraction of Time in Loading. *Environmental Science and Technology*. Vol.41, No.15, Pp. 5478 – 5484.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Mohseni, M. and Grant, D. 2000. Biofiltration of mixtures of hydrophilic and hydrophobic volatile organic compounds., Chemical Engineering Science. Vol.55, Pp. 1545 – 1558.
 - Morales, M.; Hernandez, S.; Cornabe, T.; Revah, S.; Auria, R. 2003. Effect of Drying on Biofilter Performance: Modeling and Experimental Approach. Environmental Science and Technology. Vol.37, No.5, Pp. 985 - 992.
 - Morgan-Sagastume, F.; Sleep, B.E.; Grant Allen, D. 2001. Effects of Biomass Growth on Gas Pressure Drop in Biofilters. Journal of Environmental Engineering. Vol.127, No.5, Pp. 388 – 396.
 - Morgan-Sagastume, J.M., Noyola, A., Revah, S., Ergas, S.J. 2003. Changes in physical properties of a compost biofilter treating hydrogen sulfide. Air and waste management. Vol.53, Pp. 1011 – 1021.
 - Namkoong, W., Park, J., VanderGheynst, J.S. 2004. Effect of gas velocity and influent concentration on biofiltration of gasoline off-gas from soil vapor extraction. Chemosphere. Vol.57, Pp. 721 – 730.
 - Omur-Ozbek, P. y Dietrich, A.M. 2005. Determination of Temperature-Dependent Henry's Law Constants of Odorous Contaminants and Their Application to Human Perception. Environmental Science and Technology. Vol.39, No.119, Pp. 3957 – 3963.
 - Ottengraf, S.P.P. 1986. Exhaust gas purification in Biotechnology: a comprehensive treatise. Ed.Weinheim Schonborn Publishers. NewYork. Vol.8, Microbial Degradation. Chapter 12. Pp. 425 – 452.
 - Park, J.; Lee, S.R.; Han, J.K.; Nam, K. 2006. Mitigation of Ammonia and Hydrogen Sulfide Emissions by Stable Aqueous Foam-Microbial Media. Environmental Science and Technology. Vol.40, No.9, Pp. 3030-3035.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Pineda, R.; Alba, J.; Thalasso, F.; Ponce-Noyola, T. 2004. Microbial characterization of organic carrier colonization during a model biofiltration experiment. *Letters in Applied Microbiology*. Vol.38, Pp. 522-526.
 - Pinnette, J.R.; Giggey, M.D.; Hendry, G.E. and Richardson, C.M. 1993. Moisture balance o fan open biofilter. *Compost Science utilization* Vol.1, No.2, Pp. 8 – 22.
 - Pinto, M.L.; Pires, J.; Carvalho, A.P.; Carvalho, M.B. 2006. On the Difficulties of Predicting the Adsorption of Volatile Organic Compounds at Low Pressures in Microporous Solid: The Example of Ethyl Benzene. *Journal of Physics and Chemistry*. Vol.110, No.1, Pp. 250 – 257.
 - Plant, D.F.; Maurin, G.; Bell, R.G. 2006. Modeling the Concentration Dependence of the Methanol Self-Diffusivity in Faujasite Systems: Comparison with the Liquid Phase. *Journal of Physics and Chemistry*. Vol.110, No.32, Pp. 15926 – 15931.
 - Platzer, M.; Caceres, V.; Fong, N. 2002. Investigaciones y Experiencias con Biofiltros en Nicaragua, Centro America. XXVIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental Cancún, Mexico, 27 al 31 de Octubre.
 - Pokorny, J.; Yanishlieva, N.; Gordon, M. 2001. *Antioxidants in food*. Woodhead Publishing Ltd. U.S.A. Pp. 219 – 221.
 - Project Manager BioReaction Industries, LLC.18500 SW Teton Avenue Tualatin, Oregon 97062. Paper No. 43375.
 - Ramirez, D.; Sullivan, D.S.; Rood, M.J.; Hay, J. 2004. Equilibrium Adsorption of Phenol-, Tire-, and Coal-Derived Activated Carbons for Organic Vapors. *Journal of Environmental Engineering*. Vol.130, No.3, Pp. 231 – 241.
 - Ramirez-Lopez, E.M.; Montillet, A.; Comiti, J.; Le Cloirec, P. 2000. Biofiltration of volatile organic compounds application to air treatment. *Water Science and Technology*. Vol.41, No.12, Pp. 183 – 190.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Ramírez-López, E.M.; Le Cloirec, P. 2001. Biofilter for VOC biodegradation: influence of operating conditions. Air and Waste Management Association Meeting and Exhibition. 23 – 28th Jun. Orlando, Florida. USA. Pp. 1 – 11.
 - Ramirez-Lopez, E.; Corona-Hernandez, J.; Dendooven, L.; Rangel, P.; Thalasso, F. 2002. Characterization of five agricultural by-products as potencial biofilter carriers. Bioresource Technology. Elsevier Science,. November.
 - Ramírez-Lopez, E.M. 2002. Procesos Biologicos para el Tratamiento de Emisiones Gaseosas Contaminantes. Scientia Naturae. Vol.5, No.1, Julio-Diciembre. Pp 5-22.
 - Roberge, F.; Gravel, M.J.; Deschenes, L.; Guy, C.; Samson, R. 2001. Biofiltration of Diclorobenzenes. First IWA International Conference on Odour and VOCs Measurement Regulation and Control Techniques, 25 – 28 March, Sydney, Australia.
 - Sanchez-Monedero, M. A.; Stentiford, E. I.; Mondini, C. 2003. Biofiltration at Composting Facilities: Effectiveness for Bioaerosol Control. Environmental Science and Technology. Vol 37, No.18, Pp. 4299 – 4303.
 - Savaje, A.J., Tyrrel, S.F. 2005. Compost liquor bioremediation using waste materials as biofiltration media. Bioresource Technology Vol. 96, Pp. 557 – 564.
 - Schnelle, K.B. y Brown, C.A. 2002. Air Pollution Control Technology Handbook. Crc Press LLC. U.S.A.
 - Sene, L.; Converti, A.; Felipe, M.; Zilli, M. 2002. Sugarcane bagasse as alternative packing material for biofiltration of benzene polluted gaseous streams: a preliminary study. Bioresource Technology. Elsevier. Vol.83, Pp. 153 – 157.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Shareefdeen, Z.; Herner, B.; Webb, D.; Wilson, S. 2003. Biofiltration eliminates nuisance chemical odors from industrial air streams. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. Vol.30, Pp. 168 -174.
 - Shim, E.H.; Kim, J.; Cho, K.S.; Ryu, H.W. 2006. Biofiltration and Inhibitory Interactions of Gaseous Benzene, Toluene, Xylene, and Methyl *tert*-Butyl Ether. *Environmental Science and Technology*. Vol.40, No.9, Pp. 3089 – 3094.
 - Swanson, W.J.; Loehr, R.C. 1997. Biofiltration: Fundamentals, Design and Operations Principles, and Applications. *Journal of Environmental Engineering*. Vol.123, No.6, June. Pp. 538 – 546.
 - Swift, C.S. 2002. Results of Full-Scale Installation and Comparison of Biofilter Operations. In *Proceedings of Air and Waste Management Association's 95th Annual Meeting and Exhibition*, Baltimore, MD. June 23 – 27. Paper 43375.
 - Thalasso, F.; Pineda-Olmedo, R. 2002. Biofiltración: tratamiento biológico de aire contaminado. *Avance y Perspectiva*. Vol.21, Pp. 325 – 328.
 - Tymczyna, L.; Chmielowiec-Korzeniowska, A.; Saba, L. 2004. Biological Treatment of Laying house Air with Open Biofilter Use. *Polish journal of Environmental Studies*. Vol.13, No.4, Pp. 425 – 428.
 - Van Langenhove, H.; Wuyts, E.; Schamp, N. 1986. Elimination of Hydrogen Sulphide from Odorous Air by Wood Bark biofilter. *Wat. Res.* Vol.20, No.12, Pp. 1471 – 1476.
 - Val Lith, C. 1997. *Fundamentals of biotechniques; process engineering aspects, in biological waste gas clearing*. Ed.Prins and Verlag. Netherlands.
 - Vergara, A.O.; Lara, L.F.; Alarcón, N.A.; Aroca G.E. 2003. Biofiltracion de Aire Contaminado con Hidrocarburos Volatiles. *XV Congreso de Ingenieria Sanitaria y Ambiental Aidis – Chile*. Concepcion, Octubre.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- Vigneron, Hermia, Chaoki (Eds.) 1994. Characterization and Control of Odours and VOC in the Process Industries. Elsevier Science B.V. Pp 263 – 276.
 - Villaverde, S. y Fernandez, M.T. 1997. Non-Toluene-associated respiration in a *Pseudomonas putida* 54G biofilm grown on toluene in a flat-plate vapor-phase bioreactor. *Appl Microbiol Biotechnol.* Vol.48. Pp. 357 – 362.
 - Wani, A.H.; Branion, M.R.; Lau, A.K. 1997. Biofiltration: a Promising and Cost-Effective Control Technology for Odors, VOC's and Air Toxics. *Journal of Environmental Science and Health.* Vol.A32, No.7, Pp. 2027 – 2055.
 - Woodroof, J.G. 1973. Peanuts: production, processing and products. Second edition. The Avi Publishing Company. Pp. 292 – 293.
 - Yang, H.; Minuth, B.; Grant Allen, D. 2002. Effects of Nitrogen and Oxygen on Biofilter Performance. *Air & Waste Manage. Assoc.* Vol.52, Pp. 279 – 286.
 - Yang, C.; Suidan, M.T.; Zhu, X.; Kim, B. Removal of a Volatile Organic Compound in a Hybrid Rotating Drum Biofilter. 2004. *Journal of Environmental Engineering.* Vol.130, No.3, Pp. 282 – 291.
 - Yuanita, W. Hutomo and K.L. Pinder. 2006. Effects of Residence Time Distribution and Packing on Methanol Oxidation in Biotrickling Filter. *Journal of the Air and Waste Management Association.* Vol.56, No.3, Pp. 334 – 342.
 - Zhang, Y.; Liss, S.N.; Allen, G. 2007. Effect of Methanol on pH and Stability of Inorganic Biofilters Treating Dimethyl Sulfide. *Environmental Science and Technology.* Vol.41, No.10, Pp. 3752-3757.
 - Zilli, M.; Del Borghi, A.; Converti, A. 2000. Toluene vapor removal in laboratory-scale biofilter. *Applications in Microbiology and Biotechnology.* Vol.54, Pp. 248 – 254.

XII. ANEXOS



Figura A1. Vista del soporte de biofiltración utilizado en el biofiltro.

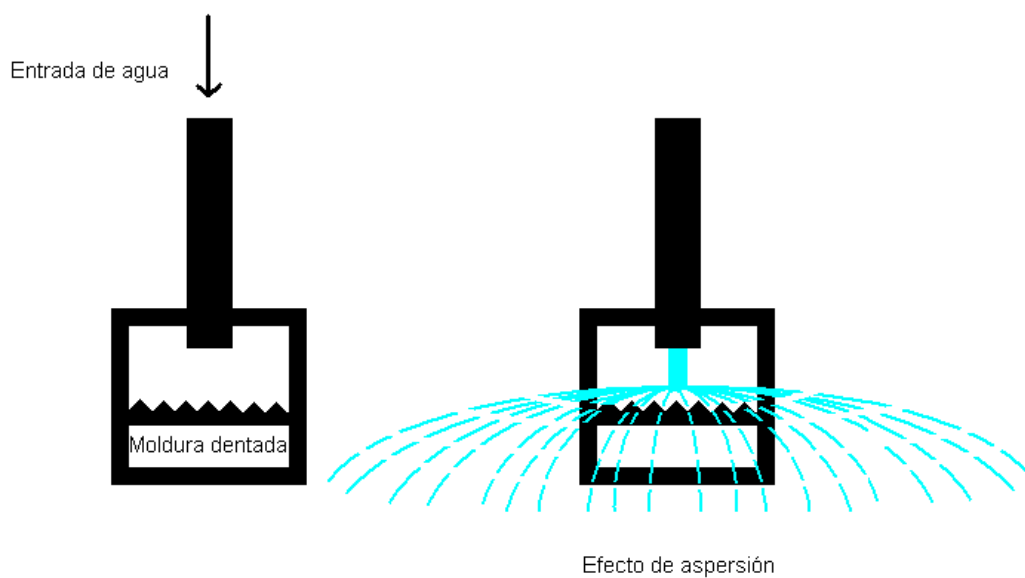


Figura A2. Micro aspersor utilizado para la humidificación del soporte.

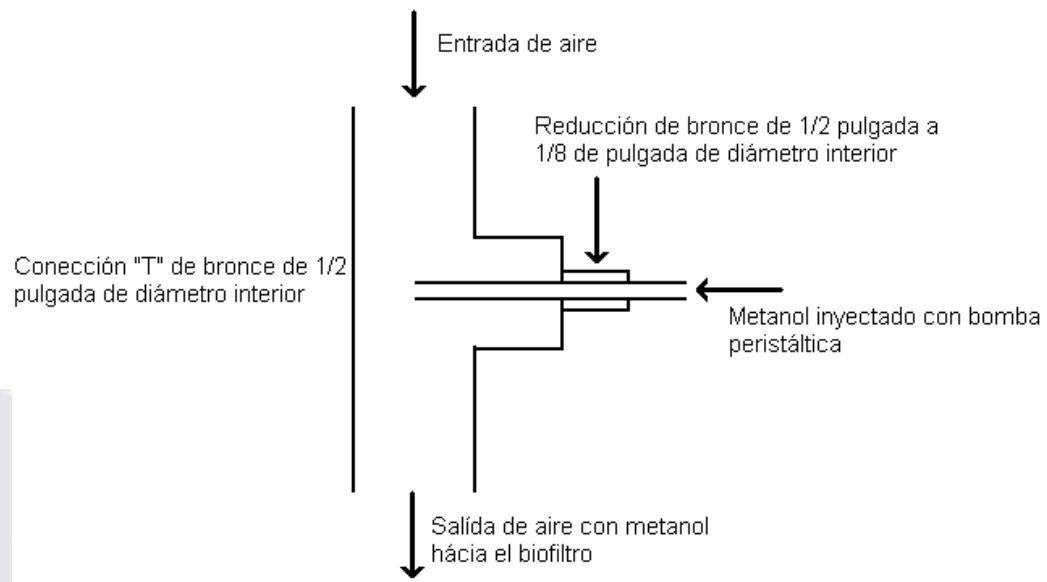


Figura A3. Dispositivo de inyección de metanol al biofiltro.



Figura A4. Biofiltro utilizado para el experimento.

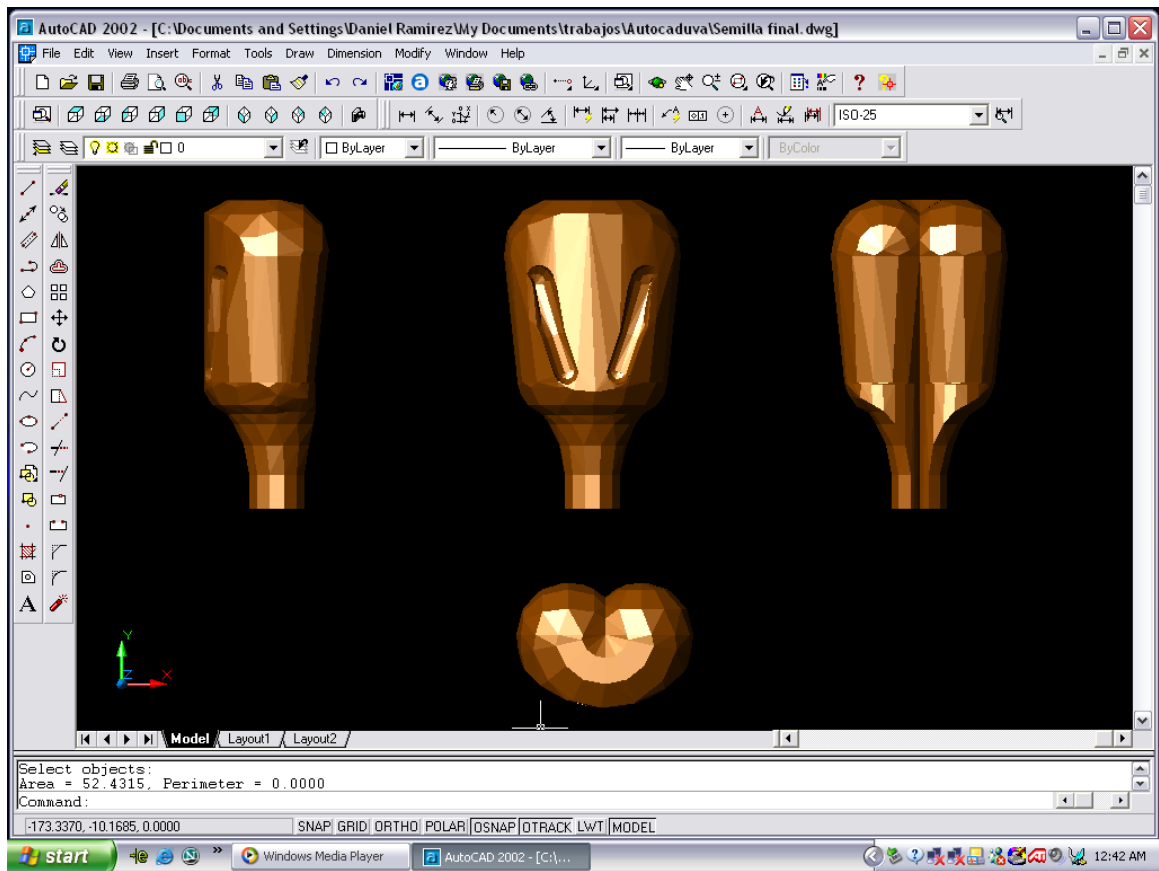


Figura A5. Modelación en Autocad del área de superficie para la semilla de uva.