

**Eliminación de vapores de
benceno, tolueno y xilenos (BTX)
mediante biofiltración**

**Tesis que para obtener el grado de Maestro
en Ingeniería Química presenta:**

A. Irmene Ortiz López.

**Asesores:
Dr. Sergio Revah M.
Dr. Richard Auria.**

México, D.F., Julio de 1998.

**Este trabajo fue realizado con el apoyo del
CONACyT y del proyecto FIES 96-36-VI.**

ÍNDICE.	Pág.
INTRODUCCIÓN.	
CAPITULO I. GENERALIDADES	1
1.1. Contaminación por BTX	1
1.2. Biofiltración	3
1.2.1. Microorganismos	4
1.2.2. Humedad	4
1.2.3. Materiales de empaque	5
1.2.4. Temperatura y pH	6
1.3. Conceptualización del proceso.	6
1.4. Modelado del proceso de biofiltración	8
CAPITULO II. ANTECEDENTES.	13
2.1. Estado del Arte.	13
2.2. Definición del problema y Objetivos.	17
2.2.1. Justificación	17
2.2.2. Objetivos	17
CAPITULO III: MATERIALES Y MÉTODOS.	18
3.1. Soportes	18
3.1.1. Turba	18
3.1.2. Vermiculita	19
3.1.3. Anillos de vidrio poroso	19
3.1.4. Cortezas de arbol	20
3.1.5. Carbón activado	20
3.2. Mezcla de BTX	20
3.3. Inóculo	21
3.3.1. Microorganismos	21
3.3.2. Medio de cultivo	21
3.4. Sistemas experimentales.	22
3.5. Condiciones de operación	24
3.6. Parámetros	26
3.6.1. Concentración	27
3.6.2. Producción de CO ₂	27
3.6.3. Temperatura	27
3.6.4. Caída de presión	27
3.6.5. Flujo	28
3.7. Experimentos realizados	28
3.7.1. Adición de medio mineral, agua y homogeneizaciones	28
3.7.2. Variación de carga.	29
3.7.3. Cinéticas de adsorción y desorción	29
3.7.4. Observaciones de microscopía electrónica de Barrido.	29
3.8. Simulación del proceso	29

CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	33
4.1. Resultados del sistema experimental 1	33
4.1.1. Reactor 1.	33
4.1.2. Reactor 2.	35
4.1.3. Reactor 3.	37
4.1.4. Reactor 4.	37
4.2. Resultados del sistema experimental 2.	40
4.2.1. Reactor 5.	40
4.3. Cinéticas de adsorción y desorción.	42
4.4. Balances de Carbón	44
4.5. Variaciones de carga -vs- Capacidad de eliminación.	45
4.6. Resultados integrados y comparación de desempeños	46
4.7. Resultados de microscopía de barrido.	49
4.8. Resultados del modelo matemático.	52
4.8.1. Valores de los parámetros	52
4.8.2. Comparación entre los datos experimentales y los resultados del modelo	53
CONCLUSIONES.	56
BIBLIOGRAFÍA.	58
NOMENCLATURA.	62

INTRODUCCION.

Uno de los principales retos del hombre moderno es el de remediar el deterioro que algunas de sus actividades han provocado en suelos, agua y aire. Mas aún, el evitar que el daño al medio ambiente siga aumentando.

Los problemas de contaminación son transferidos de un medio a otro, las sustancias contaminantes pasan del agua al suelo y al aire. Anteriormente la contaminación del aire era considerada únicamente como una molestia, sin embargo, en los últimos años, la presencia de sustancias tóxicas o potencialmente nocivas para la salud ha obligado a desarrollar métodos de control de contaminantes del aire.

La contaminación del aire en las grandes ciudades ha causado graves problemas de salud relacionados con las vías respiratorias y la piel. En la Cd. de México la calidad del aire se ha visto notablemente disminuida por la emisión de compuestos orgánicos volátiles (VOCs, por sus siglas en inglés) y óxidos de nitrógeno y otros compuestos que son oxidados por los rayos solares provocando la formación del smog.

Entre los métodos biológicos para la purificación del aire, la biofiltración ha sido utilizada exitosamente, desde los años 70's, en la eliminación de malos olores y de VOCs provenientes de fuentes de emisión fijas. En un proceso de biofiltración se aprovecha la capacidad de algunos microorganismos, tales como bacterias, levaduras y hongos, para degradar una gran variedad de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos.

La degradabilidad de los contaminantes depende fundamentalmente de su origen. Los compuestos que provienen de fuentes naturales son más fácilmente degradados, mientras que la degradación biológica de los compuestos antropogénicos es más difícil de realizar. Las emisiones a la atmósfera de benceno, tolueno y xilenos (BTX) son provocadas por diversas causas, entre ellas se encuentran su uso como solventes en diversos procesos industriales, su uso en la formulación de combustibles y su evaporación natural.

Los procesos básicos que se llevan a cabo han sido explicados de manera cualitativa y este conocimiento ha sido aplicado en el diseño de biofiltros desde los años 60's. Sin embargo, como toda tecnología emergente, todos los mecanismos que afectan el desempeño de un biofiltro no han sido estudiados. Y aunque, una gran variedad de soportes ha sido utilizada en biofiltración de VOCs, el efecto del soporte no ha sido estudiado a profundidad. El entendimiento de este efecto contribuiría a resolver el problema del decaimiento de las capacidades de eliminación que está asociada a causas

tales como, el secado del lecho, la limitación de nutrientes o aspectos relacionados específicamente con la población microbiana.

En el presente trabajo se estudió la purificación de una corriente gaseosa contaminada con una mezcla de BTX mediante biofiltración. Se probaron diferentes materiales de empaque estudiando las ventajas y desventajas que cada uno de ellos presenta para su utilización en el proceso.

El estudio de nuevos soportes en este trabajo está motivado por dos aspectos: a) el de utilizar soportes modelos para un mejor entendimiento y descripción de los fenómenos que se están llevando a cabo y, b) búsqueda de materiales que posean las características de interés en su aplicación a nivel piloto o industrial.

CAPITULO I. GENERALIDADES.

1.1. CONTAMINACIÓN POR BENCENO, TOLUENO Y XILENOS (BTX).

Los compuestos orgánicos volátiles (VOCs), tal es el caso de los BTX, son emitidos a la atmósfera ya sea por fuentes naturales o fuentes antropogénicas; éstas últimas, tienen su origen principalmente en las zonas urbanas y son el producto de las actividades industriales, así como, por el consumo de combustibles. Entre las actividades que son detectadas como fuentes fijas de emisión de VOCs en la Cd. de México encontramos, (Múgica-Alvarez y col. 1997): consumo de disolventes, lavados y desengrase, pinturas arquitectónicas, uso de asfalto, distribución de gasolina, lavado en seco, artes gráficas, pintura automotriz, panaderías, almacenamiento de gasolina.

Además de su contribución en la contaminación del aire, estos hidrocarburos aromáticos cíclicos son clasificados como los mas peligrosos ya que son agentes cancerígenos. Según los estándares de la Asociación de seguridad y salud ocupacional (OSHA, por sus siglas en inglés), las máximas exposiciones permisibles durante periodos de 8 horas son de 10, 200 y 100 ppm_v para el benceno (C₆H₆), tolueno (C₇H₈) y xilenos (C₈H₁₀), respectivamente.

Se estima que en la Cd. de México, se consumen 44 millones de litros de combustibles al día. El 75% de la emisiones de hidrocarburos a la atmósfera provienen de fuentes móviles (transportes automotrices), 5% de las fuentes relacionadas con sulfuros y el 19% de fuentes naturales y evaporación de solventes (Riveros y col. 1995). Estos hidrocarburos al reaccionar en la atmósfera con óxidos de nitrógeno, bajo la acción de la luz solar, producen moléculas de ozono, que es el contaminante que mayor numero de veces rebasa el límite permisible del Indice Metropolitano para la Calidad del Aire (IMECA).

Este estudio está enfocado principalmente para su aplicación en el control de emisiones de VOCs relacionados con la distribución y almacenamiento de gasolina, actividades que en la Cd. de México emiten a la atmósfera anualmente 18,450 y 1,670 toneladas de VOCs, respectivamente (Múgica-Alvarez y col. 1997)

Las gasolinas son una mezcla de más de 200 hidrocarburos que son agrupados para su estudio en parafinas, isoparafinas, olefinas, naftenicos y aromáticos. Los BTX se clasifican dentro de los aromáticos. El xileno es una mezcla de 3 isómeros: orto-xileno,

meta-xileno y para-xileno. Es difícil encontrarlos de manera pura, poseen características fisicoquímicas muy parecidas entre sí y muy cercanas a las del tolueno y benceno.

Estos compuestos, además de su uso en la producción de combustibles, son también ampliamente usados como solventes industriales y en síntesis, de donde son desechados a las aguas, transfiriéndose a la tierra por absorción o al aire por evaporación, por lo que no sólo son contaminantes del aire sino también de la tierra y el agua.

Mercado y Molinar en 1997, desglosaron los componentes básicos de 3 tipos de gasolina que se producen en México: primaria, reformada y catalítica. En composición de la gasolina primaria los compuestos aromáticos son el 12.15% en volumen, en la gasolina reformada el 47.35% vol. y en la gasolina catalítica el 22.51% vol. La tabla 1. muestra los porcentajes en volumen que ocupan los BTX en la composición de estas 3 gasolinas. Tal como se puede observar, los BTX representan el 53% de los aromáticos presentes en la gasolina primaria y la gasolina reformada y mientras que son el 38% de los aromáticos de la gasolina catalítica.

COMPUESTOS AROMATICOS	TIPO DE GASOLINA		
	PRIMARIA	REFORMADA	CATALÍTICA
	% VOLUMEN		
BENCENO	0.67	3.35	1.39
TOLUENO	2.08	9.92	2.46
m-XILENO	1.44	6.02	2.46
p-XILENO	1.27	2.28	0.90
o-XILENO	0.96	3.51	1.37
TOTAL BTX	6.42	25.08	8.58
OTROS	5.73	22.27	13.93
TOTAL. AROM.	12.15	47.35	22.51

Tabla 1.1. Composición de compuestos aromáticos de las gasolinas: primaria, reformada y catalítica. (Mercado y Molinar, 1997).

El estudio de los procesos de biofiltración resulta de gran importancia ambiental, ya que éstos constituyen una alternativa para el tratamiento de emisiones gaseosas, en una ciudad como la de México, donde aún no se han implementado medidas efectivas que resuelvan los graves problemas de contaminación del aire.

1.2. BIOFILTRACIÓN.

En la actualidad, los efluentes gaseosos contaminantes pueden ser tratados mediante procesos fisicoquímicos tales como la incineración, la adsorción, la condensación, la absorción, la oxidación térmica, la oxidación catalítica, oxidación ultravioleta, etc. Además, existen las tecnologías biológicas, entre las que se encuentra la biofiltración, los filtros de escurrimiento y los biolavadores.

La biofiltración es un proceso en el cual gases contaminados son purificados pasándolos a través de un medio poroso biológicamente activo (Ottengraf y Dicks, 1990). Este proceso ha sido utilizado en el control de malos olores y la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos del aire que pueden ser tóxicos para el hombre.

Un biofiltro es un sistema heterogéneo que consiste en un lecho empacado con un material poroso (fase sólida), donde se encuentran fijos los microorganismos, el agua y los nutrientes (fase líquida) necesarios para su desarrollo. La corriente contaminada (fase gaseosa) se hace pasar a través del lecho, donde se lleva a cabo la degradación de los compuestos.

Mediante la biofiltración se oxidan biológicamente los contaminantes del aire, obteniéndose, en general, como productos finales bióxido de carbono, agua y biomasa microbiana, por lo que se le considera un método definitivo de tratamiento de corrientes contaminadas. Es un procedimiento para fuentes de contaminación fijas, como lo pueden ser una industria, talleres, casas habitación, depósitos de contaminantes, etc. El uso de la biofiltración es recomendado para el tratamiento de volátiles y no así para compuestos halogenados, nitrogenados o azufrados en altas concentraciones, ya que el pH no se puede controlar fácilmente.

La biofiltración ofrece algunas ventajas respecto a otros procesos de purificación de aire, que hacen al estudio de esta tecnología un tema de sumo interés ambiental. A continuación se mencionan brevemente algunas de estas ventajas: (Ottengraf y Diks, 1990, Leson y Winer, 1991)

a) Económicas: ya que para su operación requiere poca energía, los materiales de empaque naturales son baratos y fáciles de conseguir y los microorganismos son autoregenerables; es un proceso efectivo en el tratamiento de corrientes con concentraciones bajas del contaminante, donde las otras tecnologías no son aplicables ya que requieren de un gran consumo de energía,

b) Operacionales: operación a temperatura y presión ambientales,

c) Funcionales: es un tratamiento que efectivamente degrada los compuestos indeseables en otros inofensivos y no transfiere únicamente el problema de contaminación a otra fase.

En un proceso de biofiltración existen varios factores que deben ser cuidadosamente atendidos para garantizar la efectividad de la purificación. Leson y Winer en 1991, mencionan que entre éstos se encuentran los microorganismos, el material de empaque, el acondicionamiento del gas a tratar, el control del pH, la temperatura y la caída de presión. A continuación se comentan brevemente algunos de estos aspectos.

1.2.1. Microorganismos.

Leson y Winer en 1991 afirman que para garantizar el crecimiento de los microorganismos utilizados en un proceso de biofiltración y por ende, la efectiva eliminación de los contaminantes de la corriente gaseosa, se requiere que varios factores sean cuidadosamente atendidos:

1. La disponibilidad en el medio de nutrientes, agua y oxígeno,
2. Los rangos de temperatura y pH. Los microorganismos tienen un rango específico de pH y temperatura a la cual se desarrollan, por lo cual una variación drástica en éstos, puede provocar la destrucción de la población, con la consecuente reducción de la capacidad de eliminación del biofiltro,
3. La presencia de inhibidores del crecimiento,
4. El inóculo, utilizar microorganismos que posean la capacidad de utilizar al contaminante que se desea eliminar como fuente de carbono y energía.

1.2.2. Humedad.

La humedad en el biofiltro es el principal requerimiento operacional (Leson y Winer, 1991), ya que de ésta depende la sobrevivencia y metabolismo de los microorganismos. Generalmente, se requiere un grado de saturación del aire de más del 90% en agua. De aquí que, sea necesario un acondicionamiento de la corriente gaseosa a tratar, el cual consiste en ponerla en contacto con aire húmedo, logrando obtener las condiciones de humedad requeridas para evitar la deshidratación del soporte y favorecer el desarrollo y mantenimiento de los microorganismos. Una práctica común para la solución del problema de secado del lecho, es la adición intermitente de agua mediante rocío.

1.2.3. Materiales de empaque.

El material de empaque cumple con dos funciones principales: dar a las bacterias un espacio donde vivir y proporcionar una estructura por donde el aire y el gas a tratar puedan pasar libremente y entrar en contacto con las bacterias que llevan a cabo la purificación de la corriente de aire contaminado (van Lith, 1996).

Un material de empaque debe cumplir con algunos requisitos básicos para ser utilizado exitosamente en un proceso de biofiltración: (Leson y Winer, 1991)

- Debe proporcionar las condiciones propicias para el crecimiento del microorganismo, tales como: pH, retención de agua, no tener inhibidores, etc.
- No debe ser fácilmente degradable,
- Ya que un biofiltro es un lecho empacado, el tamaño de partícula no debe provocar altas caídas de presión,
- No deben tender a compactarse, puesto que esto provocaría un aumento de la caída de presión en el lecho, así como la formación de caminos preferenciales para la corriente gaseosa.

Pinnette y col. 1995, describen como otro aspecto importante a considerar en un soporte al espacio libre para el aire, que está determinado por la porosidad y el contenido de agua del material, este espacio libre es el que va determinar el contacto efectivo entre los contaminantes y el material. Este parámetro es de suma importancia para sistemas donde los microorganismos que llevan a cabo la degradación son del tipo filamentoso que tienden a reducir este espacio libre, la degradación de los soportes también provoca la disminución de este espacio.

Los materiales de empaque pueden ser clasificados en dos grandes grupos: (Bohn, 1996)

a) **Los soportes naturales**, entre los que se encuentran: la turba, la tierra, la composta, las cortezas, las hojas de árboles, etc. Estos poseen la ventaja de contener una fuerte carga microbiana inicial y muchos de los nutrientes que los microorganismos requieren. Generalmente, son considerados como desechos por lo que son baratos y fáciles de encontrar. Las desventajas que presentan son: que tienden a compactarse con el transcurso del tiempo, así que, cuando el material orgánico que contienen es degradado deben ser renovados. Por otro lado sus geometrías y tamaños de partículas son poco uniformes.

b) **Los soportes inertes.** Entre los materiales inertes de empaque que se han utilizado en biofiltración se encuentran: plásticos, perlita, cerámicas y carbón activado peletizado, etc. Estos deben ser adicionados con nutrientes, pero, poseen la ventaja de tener una estructura y tamaño más uniforme, lo cual permite una mejor distribución de flujo y del contaminante; pueden ser elegidos de tal manera que no presenten problemas de compactación, que provoquen grandes caídas de presión en el lecho y la formación de caminos preferenciales de la corriente. Además, la mayoría de ellos, son fácilmente hidratables, permiten más fácilmente la regulación del pH y pueden ser limpiados y regenerados, por lo cual su tiempo de vida útil es mayor.

Los costos de los soportes se estiman tomando en cuenta aspectos como: (Bohn, 1996)

- 1) tiempo de vida
- 2) mantenimiento
- 3) caída de presión
- 4) hidrofobicidad

1.2.4. La temperatura y pH.

El rango de temperatura de la corriente a tratar se recomienda que se encuentre entre los 20 y 40 °C para el desarrollo óptimo de los microorganismos.

La mayoría de los microorganismos requieren de un nivel de pH específico, el pH del soporte afectará fuertemente el desempeño del biofiltro. Variaciones drásticas en el pH pueden destruir la población microbiana. Algunos buffers químicos pueden ser utilizados para ajustar el pH del soporte a un valor favorable para el desarrollo de la población.

1.3. CONCEPTUALIZACION DEL PROCESO.

La biofiltración es una tecnología de control de contaminación del aire que utiliza microorganismos inmovilizados en un medio poroso, para degradar contaminantes gaseosos en agua, bióxido de carbono, metabolitos intermediarios y otros compuestos inorgánicos. Una corriente de aire es pasado a través de un biofiltro permitiendo a los contaminantes adsorberse en la película líquida del medio. Los microorganismos entonces degradan los contaminantes sorbidos con la subsecuente regeneración de la biopelícula microbiana. Los contaminantes orgánicos sirven como fuente de carbón para el crecimiento microbiano.

La conceptualización de la biofiltración involucra la existencia de una biopelícula que rodea a las partículas de empaque, es por ésto que se dice que los microorganismos se encuentran inmobilizados. Así, una columna de biofiltración es un sistema heterogéneo de tres fases: la corriente gaseosa a tratar, el material sólido de empaque y otra fase formada por el medio líquido y los microorganismos (biopelícula).

La aplicación de estos procesos de purificación están basados en la capacidad de algunos microorganismos de llevar a cabo una oxidación biológica. En la Fig. 1.1. se muestra esquemáticamente la eliminación de compuestos mediante la oxidación biológica.

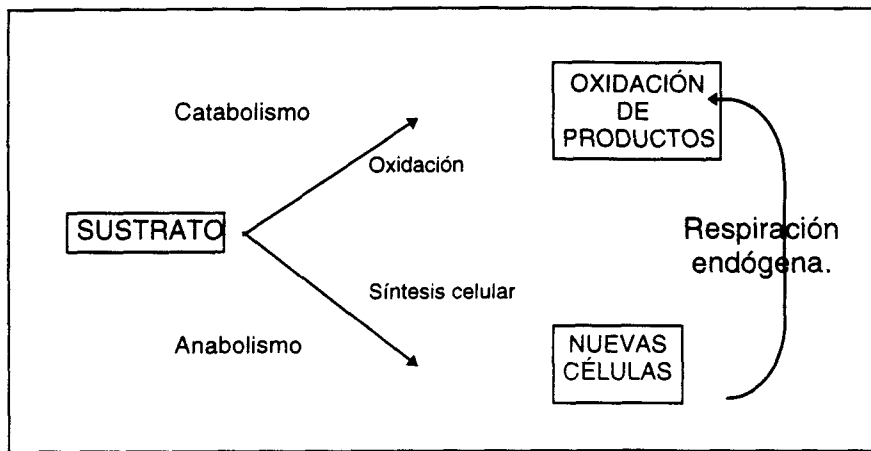


Fig. 1.1. Eliminación de sustratos debida a oxidación microbiológica. (Ottengraf y col., 1990).

Existen por lo menos 4 hipótesis respecto a los mecanismos de transporte y degradación de las moléculas contaminantes: (Hodge y col. 1991).

- 1) Adsorción directa de la fase gaseosa en una superficie expuesta a los microorganismos.
- 2) Disolución en la fase líquida, seguida por la asimilación en la célula.
- 3) Disolución en la fase líquida y la adsorción en el medio de soporte, seguida por la asimilación celular.
- 4) Disolución en agua y adsorción en el soporte, seguida por una degradación enzimática.

En un proceso de biofiltración se pueden identificar fenómenos globales y locales. Entre los primeros se encuentran la transferencia de masa en el gas y la fase líquida, los

fenómenos convectivos, etc., mientras que los fenómenos locales están relacionados con los procesos microbiológicos, la difusión de los contaminantes en la biopelícula y las tasas de reacción.

Entre las aportaciones principales del trabajo de Ottengraf y Diks en 1990, se encuentran la conceptualización del proceso y de los fenómenos que ocurren durante la purificación de corrientes gaseosas contaminadas con alcoholes, cetonas, ésteres y algunos compuestos aromáticos, ellos definen que:

1. La macrocinética es descrita por una absorción en la película líquida que rodea las partículas de empaque, acompañada de una reacción de degradación biológica simultánea;
2. El proceso se lleva a cabo bajo un orden de reacción cero.
3. A concentraciones bajas de la fase gaseosa o a baja solubilidad en agua del compuesto a eliminar (tal es el caso de los BTX), la tasa de eliminación de la columna puede estar bajo un régimen controlado por difusión.
4. Debido al predominio del orden de reacción cero en el proceso de eliminación, el grado de remoción de cualquier compuesto biodegradable puede ser cercana al 100% con tiempos de residencia finitos de la fase gas en el lecho.

1.4. MODELADO DEL PROCESO DE BIOFILTRACION.

El concepto de biopelícula se ha utilizado para la descripción matemática de los fenómenos que llevan a cabo durante la degradación biológica en un biofiltro.

Ottengraf y van Den Oever en 1983, propusieron un modelo de una cinética de reacción de orden cero, estableciendo que pueden existir dos regímenes de operación de un biofiltro, como lo muestra la fig. 1.2.

- a) Régimen controlado por reacción, en concentraciones mayores a la crítica, y
- b) Régimen controlado por difusión, en concentraciones por debajo de la concentración crítica.

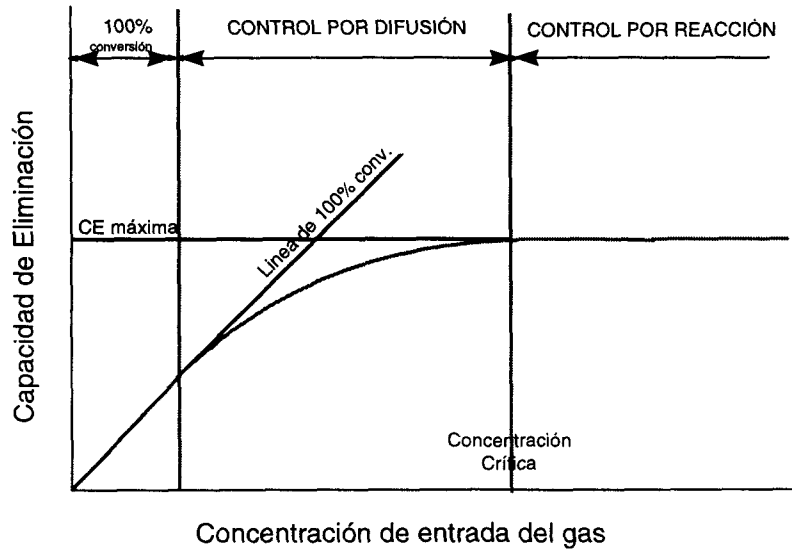


Fig. 1.2. Regímenes de Control del Proceso. (Ottengraf y Dicks, 1990).

Este modelo toma en cuenta las siguientes consideraciones:

- a) El espesor de la biopelícula es significativamente pequeña con respecto al tamaño de partícula del soporte, por lo tanto podemos considerar una geometría plana.
- b) El contaminante se transporta de la fase gaseosa a la fase líquida sin resistencia externa a la transferencia.
- c) En la interfase entre la fase gas y la fase líquida, existe un equilibrio. La relación de concentraciones puede ser determinada por la Ley de Henry.
- d) El contaminante se moverá en la biopelícula únicamente por difusión, la fuerza impulsora es el gradiente ocasionado por el consumo del contaminante por los microorganismos.
- e) El espesor de la biopelícula es constante a lo largo del biofiltro.
- f) La fase gaseosa se mueve convectivamente a lo largo del lecho en flujo pistón.

La ecuación diferencial para el estado estacionario es:

$$D_{ef} \left(\frac{d^2 C_i}{dx^2} \right) = \text{reacción} \quad \text{Ec. 1.1}$$

Con las siguientes condiciones de frontera:

$$\begin{aligned} \text{en } x=0 & \quad C_i = C_g / m \\ \text{en } x=\delta & \quad dC_i/dx = 0 \end{aligned} \quad \text{Ec. 1.2}$$

En donde: (ver fig. 1.3)

D_{ef} es la difusividad efectiva del contaminante en la biopelícula.

C_l es la concentración del contaminante en la fase líquida.

C_g es la concentración del contaminante en la fase gas.

x es la coordenada longitudinal de la biopelícula.

δ es el espesor de la biopelícula.

m es el coeficiente de partición líquido-gas.

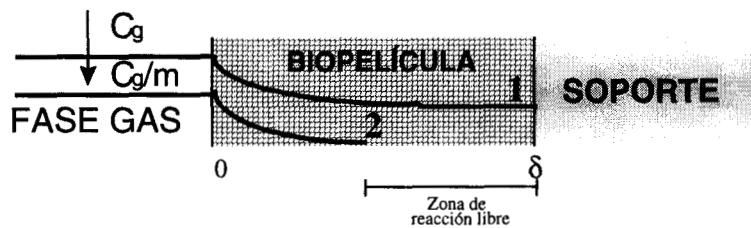


Fig. 1.3. Esquemización de la biopelícula.
(Ottengraf y van Der Oever, 1983)
1. Régimen controlado por Reacción.
2. Régimen controlado por difusión.

Algunas variaciones a este modelo han sido propuestas por van Lith y col. en 1990, en 1993 Ergas y col. y Baltzis y col en 1994. Otros autores como Deviny y col. en 1991, propusieron realizar el balance de masa en un elemento de empaque representativo y no en un elemento diferencial de biopelícula.

Debido a la heterogeneidad del sistema, los parámetros requeridos por los modelos propuestos son difíciles de obtener, entre estos se encuentran: el área y espesor de biopelícula, la densidad de la biomasa en la biopelícula, la difusividad efectiva del compuesto dentro de la biopelícula y los parámetros cinéticos microbiológicos.

Pineda en 1996, resolvió el modelo propuesto por Ottengraf y van Den Oever (1983), para el caso de la degradación de tolueno utilizando como soporte vermiculita. En este trabajo se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones para determinar experimentalmente los parámetros involucrados:

1.- El agua superficial es el porcentaje del agua total que se encuentra formando la biopelícula. Esta fue determinada con un análisis termogravimétrico diferencial (TGA).

2. Considera dos tipos de biomasa, aquella que se encuentra viva (X_v) y la suma de ésta con la que se encuentra en proceso de lisis y los polímeros orgánicos (si existieran), que denomina materia orgánica total (X_{vt}). Estos parámetros fueron determinados por las técnicas de respirometría y termogravimetría respectivamente.

3.- Se consideró que todo el material orgánico estaba concentrado en el agua superficial o biopelícula, repartido de manera homogénea. Esto incluía a la biomasa activa, la biomasa muerta o en proceso de lisis y los polímeros orgánicos.

4.- La difusividad efectiva del tolueno y oxígeno en la biopelícula fueron calculadas por medio de la correlación de Fan (Fan y col., 1990), utilizando como concentración de biomasa, la concentración de materia orgánica total (X_{vt}).

$$f(X_{vt}) = 1 - \left\{ \frac{0.43 \cdot (X_{vt})^{0.921}}{11.19 + 0.27 \cdot (X_{vt})^{0.99}} \right\} \quad \text{Ec. 1.3}$$

de manera que:

$$D_{ef(tol)} = D_{tol/H_2O} \cdot f(X_{vt}) \quad \text{Ec. 1.4}$$

5.- La expresión para la reacción de degradación que se lleva a cabo esta dada por la ecuación 1.5.

$$\text{reaccion} = \underbrace{\frac{X_v}{Y_{T/X}} \mu (tol, Sales)}_{\text{Consumo por crecimiento}} + \underbrace{M(tol) \cdot X_v}_{\text{Consumo por mantenimiento}} \quad \text{Ec. 1.5}$$

En este aspecto, considera que el crecimiento de los microorganismos en estado estacionario en el biofiltro, está limitado por la lenta lisis celular (las sales se encuentran incorporadas a la biomasa) y no por la concentración de sustrato.

Considerando que en estado estacionario las sales son liberadas muy lentamente por la lisis celular y su concentración en el medio es cercana a cero, el término de consumo por crecimiento en la Ec. 1.5. es despreciable respecto al término de consumo por mantenimiento, por lo que la Ec 1.5 es equivalente a una reacción de orden cero, obteniéndose la sig. expresión:

$$\text{reacción} = M \cdot X_v = \text{constante} \quad \text{Ec. 1.6}$$

Las expresiones para las soluciones son:

1.- Para el régimen **controlado por reacción**, concentraciones mayores a la crítica. La biopelícula se encuentra totalmente penetrada y la eficiencia de eliminación se da por la siguiente ecuación :

$$CE = \frac{U}{H} (C_{g(\text{ent})} - C_{g(\text{sal})}) = A_s \cdot M \cdot X_v \cdot \delta \quad \text{Ec. 1.7}$$

Donde:

A_s es el área superficial.

M es el mantenimiento.

X_v es la biomasa activa.

δ es el espesor de la biopelícula.

H es la altura del biofiltro.

U es la velocidad superficial del gas.

2.- Para el régimen **controlado por difusión**, concentraciones menores a la crítica. La película se encuentra parcialmente penetrada a un valor de λ quedando como solución:

$$\lambda = \sqrt{2 \frac{D_{ef} \cdot C_g}{M \cdot X_v \cdot m_{\text{tot}}}} \quad \text{Ec. 1.8}$$

La concentración crítica está dada por:

$$C_{g_{\text{crítica}}} = \frac{\delta^2 \cdot M \cdot X_v \cdot m_{\text{tot}}}{2 \cdot D_{ef}} \quad \text{Ec. 1.9}$$

$$CE = \frac{U}{H} (C_{g(\text{ent})} - C_{g(\text{sal})}) = \left(\sqrt{2KC_{g(\text{ent})}} - \frac{K \cdot H}{2U} \right) \quad \text{Ec. 1.10}$$

donde K es la agrupación de los sig. términos:

$$K = \frac{A_s \cdot M \cdot X_v \cdot D_{ef}}{m_{\text{tot}}} \quad \text{Ec.1.11}$$

CAPITULO II

ANTECEDENTES.

2.1. ESTADO DEL ARTE.

Dada la importancia del material de empaque en el funcionamiento de los biofiltros, en los últimos años, se ha visto al estudio de estos materiales como una de los grandes rubros en los que se debe hacer énfasis, con el fin de lograr un mejor entendimiento sobre el tema, optimizar y diversificar su aplicación. Así, diversos tipos de soportes han sido propuestos en los sistemas de biofiltración, Van Groenestijn y col. 1995, compararon la capacidad y eficiencia de eliminación (ver definiciones en la sección 4.6), de tolueno etilbenceno y xilenos (TEX) en biofiltros utilizando materiales cerámicos como soporte y como referencia composta, encontrando una capacidad de eliminación de $70 \text{ g/m}^3 \text{ h}$ y una eficiencia del 90% en el caso de las cerámicas, que mejoraba los datos obtenidos de la referencia.

También existen varios reportes en donde se han obtenido mejores resultados con soportes inertes que aquellos empacados con soportes naturales Hogde y col. 1991, Bohn 1996, Wang y col. 1996, van Groenestijn y col. 1995. Esto ha sido atribuido a que algunos de ellos presentan altas capacidades de adsorción hacia el contaminante, lo cual permite un mayor contacto entre los microorganismos y los solventes a eliminar, tal es el caso del carbón activado que ha sido utilizado por Chang y Yoon en 1995 como soporte en procesos de biofiltración.

Algunos materiales de cerámica han sido utilizados en biofiltración encontrándose algunas ventajas como la de incrementar los rangos de temperatura de operación. La característica de poder trabajar a más altas temperaturas hace también atractivos a los materiales de empaque inertes, ya que evita el acondicionamiento de la temperatura de la corriente a tratar, sin embargo, la temperatura de operación está acotada por el tipo de microorganismos que lleven a cabo la degradación.

Existen reportados en la literatura muchos tipos de soportes formulados, tal es el caso del BIOTON[®], van Lith 1996, el cual es utilizado en biofiltros industriales en diferentes aplicaciones, una de las principales características de éste material es su largo tiempo de vida útil.

En 1996, Mallakin y Ward estudiaron la eliminación de una mezcla de benceno, tolueno, etilbenceno y silenos (BTEX) en medio líquido y en biofiltros empacados con turba,

utilizando un cultivo mixto de microorganismos y con cultivos puros aislados de esta mezcla. Para el caso del biofiltro empacado, encontraron que el benceno es el contaminante más difícil de eliminar y que su degradación se ve favorecida con la presencia de los otros contaminantes. Sin embargo, Seed y Corsi en 1996, compararon la eficiencia de eliminación de tolueno solo y en una mezcla de BTX, no encontrando diferencias significativas entre estas, el único efecto observado fue un alargamiento en la fase de adaptación de los microorganismos en el caso de la mezcla.

Por otro lado, Kennes y col. 1995, reportaron la eliminación casi total de la mezcla de tolueno, etilbenceno y xilenos (TEX) para concentraciones arriba de 1200 mg TEX/m³ utilizando un sistema de biofiltración con un cultivo mixto de hongos y bacterias. La capacidad de eliminación de los contaminantes decreció en el siguiente orden: etilbenceno, tolueno y o-xileno, es decir, que el o-xileno es el compuesto que más lentamente se eliminó.

Bohn 1996, hace una comparación entre las algunas características de soportes sintéticos y naturales que se presenta en la tabla 2.1

Característica soporte	TIERRA	COMPOSTA DE CORTEZAS	CARBÓN ACTIVADO	PLÁSTICO, CERÁMICAS
Area superficial (m ² /g húmedo)	1-10	5-10	5-10	1
Capacidad de sorción gases (g/kg húmedo)	<<1	1	2	<<1
Densidad húmeda	1.5	0.5	0.4	0.4
Resistencia a la deformación	ALTA	BAJA	MEDIA	ALTA
Permeabilidad al aire	BAJA	MEDIA	MEDIA	ALTA
Bacterias/g	10 ⁹	10 ¹⁰	-	-
Capacidad reguladora de pH	ALTA	BAJA	-	-
Contenido de nutrientes	ALTO	ALTO	-	-
Hidrofílico, seco	SI	NO	NO	SI
Tiempo de vida años	>30	2-5	5	10-30

Tabla 2.1 Comparación de características de diferentes soportes. Bohn 1996.

Por otra parte, Oh y col. 1994, estudiaron las interacciones entre los compuestos durante su biodegradación utilizando cultivos puros y cultivos mixtos obtenidos de suelos de una zona industrial contaminada, reportando que el p-xileno es degradado únicamente en la presencia de los demás compuestos y que la degradación de benceno siguió una cinética de Monod, mientras que el Tolueno y Xileno una cinética de Andrews.

La tabla 2.2. resume algunas de las principales aportaciones de los estudios recientes sobre la eliminación de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos y vapores de gasolinas por métodos biológicos utilizando diversos soportes.

Debido al potencial que presentan los métodos biológicos en el control de aire contaminado, se han estudiado y reportado a diversos microorganismos capaces de degradar sustancias específicas. Para la degradación de BTEX se ha trabajado con cultivos mixtos de bacterias y hongos, así como con cultivos de bacterias aisladas encontrándose, en algunos casos, Mallakin y Ward 1996, que la degradación de la mezcla es mejor con el cultivo mixto que con los cultivos aislados, los cuales presentan preferencias de degradación entre los componentes de la mezcla.

REFERENCIA	COMPUESTO	SOPORTE	Concentración/carga	Capacidad de Eliminación	APORTACIÓN
HODGE D. y col., 1991	<ul style="list-style-type: none"> Vapores de Diesel. Comb. JP-5 	Tierra, CAG y mezclas de ambos.	10-80 ppmv equiv. CH ₄	1-5 (g HC/m ³ h)	Comparación entre diferentes tipos de empaques para la degradación de vapores combustibles. El CAG resultó ser mejor. Las mezclas no mejoraron las CE. El combustible JP-5 fue más fácilmente degradable
KENNES C. y col., 1995	<ul style="list-style-type: none"> TEX 	Perlita	1.2 g TEX/m ³	70 g TEX/m ³ h	Estudio sobre la influencia de la adición de nutrientes sobre la degradación.
Van GROENESTIJN, y col., 1995	<ul style="list-style-type: none"> TEX Etileno y 1,3 butadieno Etanol 	Cerámicas	1.2 g TEX/m ³ 0.6 g/m ³	64 g TEX/m ³ h 50 g/m ³ h	Orden de eliminación: Etilbenceno, Tolueno, Xileno. Utilización de un soporte sintético para obtener mejores áreas de transferencia, y por tanto CE mayores. El material soporta el crecimiento de hongos.
CHANG A. N., y YOON H., 1995	Vapores de gasolinas	Carbón Activado KP601	154 ppm	80 g/m ³ h Eficiencia 43%	Eliminación de etanol a temperaturas entre 60 y 71°C La diferencia de solubilidades y capacidad de adsorción de los compuestos permite la más fácil eliminación de los compuestos aromáticos que los alcanos ramificados de PM más alto.
MALLAKIN A. y WARD O.P., 1996	BTEX	Turba	30-70 mg/L de cada uno de los compuestos.	80 g/m ³ h Eficiencias de eliminación de 78, 99, 85, 80%	Estudio de microcosmos de la degradación de BTEX en medio líquido y las interrelaciones entre la degradación de cada uno de los compuestos.
Van LIJTH C., 1996	34 biofiltros industriales diferentes	BIOTON® (composta y poliestireno)	No especificada	No especificada	Reportan el uso del soporte durante 11 años ininterrumpidos a nivel industrial sin modificaciones sustanciales de composición. Promedio de vida del soporte entre 5 y 7 años.
WANG, / y col., 1996	Los pentano	Composta, coollitas, carbon activado, turba	360-960 ppm	No especificada	Mejores capacidades de adsorción en los soportes sintéticos que los orgánicos mejorando la CE.
SHUDDI P. y COKSIR I., 1996.	<ul style="list-style-type: none"> Tolueno BTX 	Carbon activado, desechos agrícolas, compostas de: hojas, cortezas y comida, mezclas de éstos	80 g/m ³ h 80 g/m ³ h	55 g/m ³ h 60 g/m ³ h	Efectos de gradientes de temperatura y producción de CO ₂ debidos a la degradación. Periodo de adaptación más grandes para la mezcla. Orden de remoción: Tolueno, Benceno y o-Xileno. Los perfiles de temperatura en el biofiltro no permiten el control óptimo del contenido de humedad.
THOMSON D. y col., 1996.	BTEX	Composta de hojas y desechos agrícolas con Perlita.	22 g/m ³ h	18 g/m ³ h	Sugieren que el control de la adición de nutrientes y de las condiciones de humedad en el lecho permitirían mantener eficiencias de remoción altas durante más tiempo.
STEWART C. W., y KAMARTHIR., 1997	<ul style="list-style-type: none"> BTX Metano 	Sintético	17000 ppmv 25000 ppmv	Eficiencia 82% Eficiencia 90%	Aplicación de un biofiltro en el tratamiento de efluentes de un punto de venteo en las instalaciones productoras de gas natural y petróleo.
Chou M.S. y Cheng W.H., 1997	<ul style="list-style-type: none"> Metil etil cetona, Tolueno. 	Mezclas de: bagazo, cáscaras de trigo, helechos y diferentes tipos de compostas.	50 g/m ³ h	34 g/m ³ h	Comparación entre varias mezclas de soportes con respecto a sus capacidades de absorción y de eliminación de los contaminantes. Reportando en general bajas capacidades de absorción de los soportes orgánicos.

Tabla 2.2. Revisión Bibliográfica de la Biofiltración en diferentes materiales de empaque.

2.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

2.2.1. Justificación.

Puesto que el material de empaque es uno de los aspectos que afectan el desempeño de los biofiltros, el estudio y propuesta de nuevos soportes resulta de gran interés para avanzar en el entendimiento y mejora de estos sistemas.

En el presente trabajo se estudiaron diferentes materiales de empaque en la biofiltración de una mezcla de benceno, tolueno y xilenos (BTX). Los materiales aquí estudiados son tanto de interés práctico para su aplicación a una escala mayor, como a nivel de la conceptualización del proceso ya que dadas sus características de tamaño y formas regulares permiten la obtención de parámetros que con los soportes típicamente utilizados no es posible.

Por otro lado, los compuestos de estudio fueron seleccionados debido a que la aplicación de biofiltros es una opción adecuada para controlar las emisiones de compuestos volátiles y depósitos de gasolina. Este estudio constituye el precedente de la eliminación de los principales aromáticos de la gasolina que sería de utilidad para su extrapolación al estudio de la eliminación de vapores de gasolinas.

2.2.2. Objetivos.

Con este estudio se persiguen los siguientes objetivos:

- Obtener información básica importante respecto a la eliminación de BTX mediante la biofiltración, que permita el mejor entendimiento y explicación de este proceso.
- Analizar y comparar el comportamiento de la degradación de BTX en diferentes soportes.
- Evaluar el efecto de la operación del biofiltro bajo condiciones de degradación de BTX sobre los atributos principales de los diferentes soportes, para su eventual utilización en la biofiltración de vapores de gasolina.
- Simulación del proceso mediante un modelo matemático para el caso de un material inerte con geometría bien definida

CAPITULO III

MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1. SOPORTES

A continuación se describen las características de cada uno de los materiales utilizados como empaques en los biofiltros. En la sección 4.8. se muestran fotografías de microscopía electrónica de barrido de cada uno de ellos.

3.1.1. Turba.

La turba se eligió por ser un material ya caracterizado y ampliamente utilizado en biofiltración. Wang y col. en 1996 y Morales y col. en 1997, entre varios, la reportan como un buen soporte en biofiltración.

La turba es producto de la descomposición incompleta de la vegetación pantanosa en condiciones de excesiva humedad y deficiencia de aire. Por tanto, esta constituida por restos vegetales de musgos esfagníneos, vellosinas, romero silvestre y otras plantas que se caracterizan por su poca exigencia a los nutrientes y a la humedad. Se caracteriza por su pobreza en sustancias nutritivas, poco contenido de cenizas, reacción ácida y por su gran capacidad de retención de humedad. Además, es rica en celulosa, hemicelulosa y materiales bituminosos.

La turba que se utilizó es de origen canadiense, envasada por Peat-Moss de MéxicoS.A. de C.V. y cuyo precio aproximado es de 0.150 pesos/litro.

Algunas de sus características son: (Hernández, 1997)

Composición:

Carbono	50 %
Hidrógeno	5 - 6 %
Oxígeno	40 %
Fracción mineral	3 - 4 %

Contenido de materia orgánica del 93 %, pobre en contenido de Nitrógeno y cenizas.

Contiene los siguientes minerales: calcio, fierro, magnesio, potasio, sodio, fósforo y aluminio.

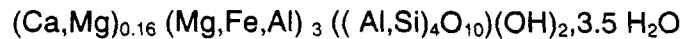
Máxima capacidad de retención de agua sin presentar drenaje 65%.

La densidad aparente de la turba es de $0.3 \text{ g}_{\text{turba húmeda}} / \text{cm}^3$.

Flora microbiana natural (hongos y bacterias): 1.72×10^5 microorganismos/g _{turba seca}

3.1.2. Vermiculita.

La vermiculita es de origen mineral y tiene la siguiente fórmula ideal (Pineda, 1996):



Las partículas de vermiculita presentan estructura con cierta regularidad geométrica y una composición homogénea.

El área máxima de transferencia de la vermiculita es de $675 \text{ m}^2/\text{m}^3$, (Pineda, 1996). Esta área fue calculada suponiendo la geometría de un cubo para las partículas y que sólo 4 de sus caras son porosas y las otras 2 lisas, en donde los microorganismos no son capaces de crecer por lo que no proporcionan área de transferencia. Su precio es de 0.08 pesos/litro. Las longitudes medias de las partículas van desde 0.26 a 4 mm

La máxima capacidad de retención de agua sin presentar drenaje es de 70% de su peso húmedo.

3.1.3. Anillos de vidrio poroso.

Los anillos Rashig (SIPORAX, Schott) utilizados, son un material cerámico poroso y poseen propiedades especiales para inmovilizar microorganismos. Permiten el desarrollo de los microorganismos, tanto en la superficie exterior como en el interior de los anillos. Una especificación importante es que no hay lavado de bacterias por el flujo de agua, además de ser inerte.

El tiempo de vida útil de estos anillos es largo, sin embargo, presenta el inconveniente de ser demasiado caro comparado con los otros soportes utilizados, USD \$ 21.50/litro.

Una de sus características más atractiva es la regularidad en su geometría y por ende, la posibilidad de saber con exactitud el área máxima de transferencia que es de $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Algunas otras características son:

Requiere de fuentes adicionales de carbón y nitrógeno.

1g tiene una área superficial abierta de más de 1 m^2

Diámetro del anillo: 15 mm

Area de un anillo = 13.57 cm^2

Retienen agua hasta un 40% su peso húmedo sin presentar drenaje.

3.1.4. Cortezas de arboles.

La adición de cortezas o trozos de madera a los empaques orgánicos típicos en biofiltración para garantizar la porosidad del lecho, ha sido reportada por Pinnette y col., 1995. Sin embargo, por ser un material de desecho y barato con características adecuadas como soporte, resulta de interés su estudio. En la industria papelera los materiales de madera como soportes poseen un gran potencial de aplicación, ya que plantearía la utilización de desechos producidos por la misma industria.

Los materiales de empaque de madera se degradan debido al contenido de materia orgánica que poseen, sin embargo, utilizando maderas duras o los microorganismos adecuados, este problema puede ser minimizado.

Las cortezas de pino utilizadas se consiguieron como material de desecho de una serradero del estado de Michoacán. Fueron molidas para obtener un tamaño de distribución de entre 0.75 cm y 1.5 cm.

La máxima capacidad de retención de agua es de 30% de su peso húmedo.

3.1.5. Carbón activado granular.

El carbón activado posee una capacidad de adsorción muy alta por lo que ha sido utilizado en la eliminación de compuestos volátiles contaminantes. En biofiltración el carbón activado ha sido utilizado como un buffer para regular las variaciones en las concentraciones de entrada, cuando ésta aumenta el carbón activado adsorbe, y desorbe contaminantes durante los períodos de carga baja.

Se utilizó carbón activado granular fabricado por Clarimex S.A de C.V. con un tamaño de partícula de 4 a 6 mm. Su costo aproximado por kilo es de 20 pesos.

3.2. MEZCLA DE BTX

La composición (porcentaje en volumen) de la mezcla líquida de BTX fue:

Benceno	1.15%
Tolueno	18.65%
Xilenos	80.20%

Esta composición fue fijada tomando en cuenta que de la mezcla de BTX en las algunas gasolinas comerciales, la proporción de xilenos es mayor, seguida por el tolueno y finalmente el benceno (Mercado y Molinar, 1997).

La concentración global de la fase gaseosa fue de 2.4 gC/m^3 . La concentración de benceno se fijó tomando en cuenta su alta toxicidad y explosividad, a fin de proporcionar las condiciones de operación seguras.

3.3. INOCULO.

3.3.1. Microorganismos.

Los microorganismos que se utilizaron fueron aislados de lodos activados, inicialmente adaptados al consumo de tolueno y posteriormente al de BTX. Este trabajo previo se encuentra reportado por Acuña y col. en 1996.

Este cultivo mixto está compuesto de 5 bacterias y 2 levaduras. Se utilizó un inóculo inicial de $1.55 \times 10^5 \text{ ufc/g}_{\text{soporte seco}}$.

Los métodos de conservación y propagación del cultivo, así como la preparación del inóculo se encuentran reportados por Acuña, 1998.

3.3.2. Medio de cultivo.

Para proporcionar las sales necesarias para el desarrollo de los microorganismos se utilizó un medio mineral cuya composición es la que muestra la tabla 3.1. El pH del medio fue ajustado a 7.0 con una solución de NaOH 1N.

Nutrientes	(g/L)
K_2HPO_4	2.80
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.38
$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.48
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.22
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	7.50
$(\text{NH}_4)\text{Cl}$	4.10
$\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	1.67

Tabla 3.1. Composición del medio de cultivo. (Morales, 1997).

3.4. SISTEMAS EXPERIMENTALES.

Los sistemas experimentales que se utilizaron se encuentran esquematizados en las Fig. 3.1 y 3.2, ambos se encuentran dentro de un cuarto isotérmico, que cuenta con un sistema de calefacción y recirculación de aire.

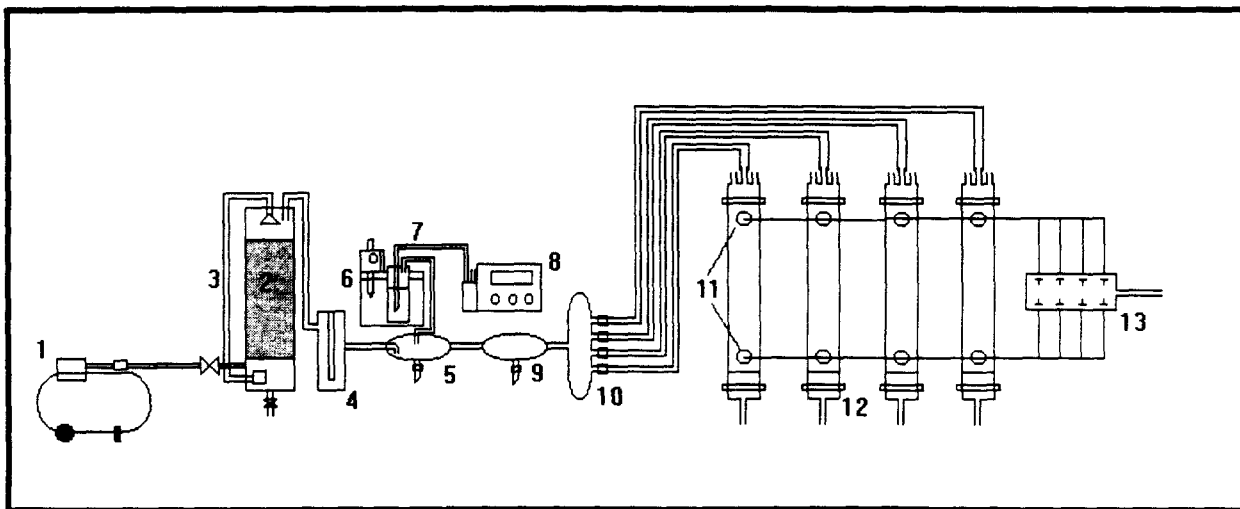


Fig. 3.1. **Sistema Experimental 1.** 1) Compresor, 2) Humidificador, 3) Sistema de recirculación, 4) Ciclón, 5) Cámara de inyección de solventes, 6) Baño de temperatura controlada, 7) Saturador, 8) Bomba peristáltica, 9) Cámara de mezclado, 10) Distribuidor de flujo, 11) Puertos de muestra, 12) Biofiltros, 13) Sistema de muestreo.

El sistema experimental descrito por la Fig. 3.1, consta de una compresora que proporciona el flujo de aire que pasará a través del humidificador fabricado en PVC y empacado con estructura del mismo material, dicho humidificador cuenta con un sistema de recirculación de agua, el aire saturado de agua pasa a un ciclón, en donde al chocar con una pared se condensan las gotas. La mezcla de BTX es evaporada haciendo burbujear en ella aire, ésta corriente se une a la corriente de aire humidificado en una cámara de adición, posteriormente pasan a una cámara de mezclado en donde se homogeneiza la corriente antes de pasar al distribuidor de flujo provisto de cuatro válvulas que envían la corriente contaminada a cada uno de los cuatro reactores. El diámetro de los reactores es de 9 cm y un volumen de empaque aproximado de 4 l y cuentan con puertos de muestreo en las entradas y en las salidas

Esta serie de 4 reactores de acrílico, se empacaron con los cuatro soportes seleccionados. Las mediciones realizadas fueron: concentración de la corriente de entrada y salida, producción de CO_2 , caída de presión.

Al sistema de muestreo llegan las 4 líneas de entrada y las 4 líneas de salida de los biofiltros, este sistema cuenta con una única salida que va al análisis. Mediante 8 válvulas se selecciona el punto en el que se desea hacer la medición.

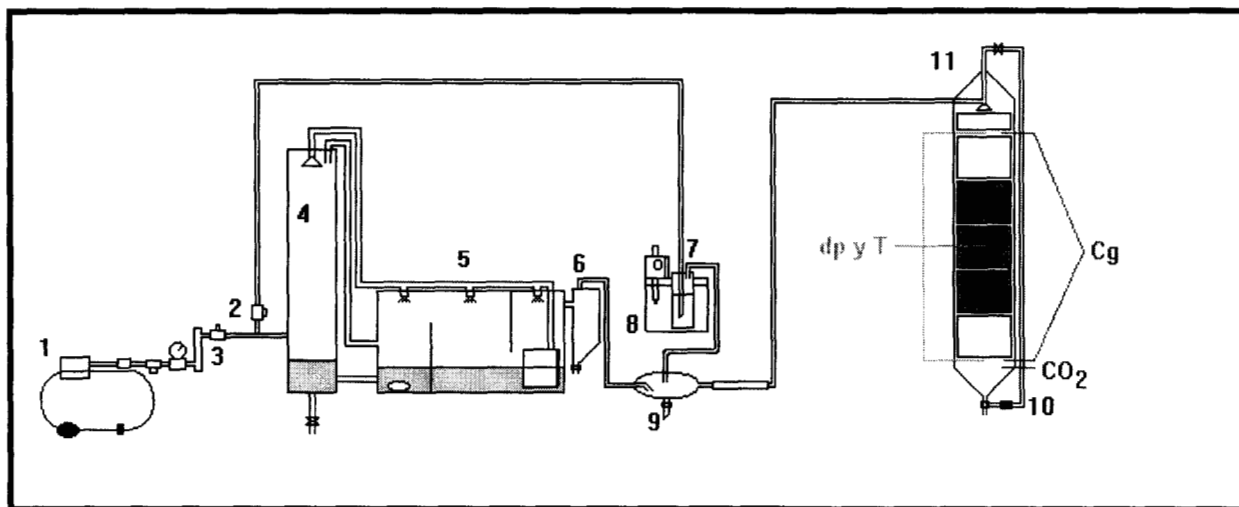


Fig. 3.2. **Sistema Experimental 2.** 1) Compresora, 2) Rotámetro, 3) Medidor electrónico de flujo másico, 4) Prehumidificador, 5) Saturador, 6) Ciclón, 7) Evaporador de solventes, 8) Baño de temperatura controlada, 9) Cámara de adición de solventes, 10) Sistema de recirculación, 11) Biofiltro.

C_g = puntos de muestreo de concentración del gas. dp = puntos de medida de caída de presión. T = puntos de medida de temperatura. CO_2 = punto de muestreo de concentración de CO_2 .

El otro sistema experimental que se utilizó, Fig. 3.2., es el de un biofiltro de un volumen de 8 l que cuenta con un sistema de adquisición de datos y en él se pueden estudiar más a detalle los fenómenos locales ya que cuenta con 5 puertos de muestreo a diferentes niveles del biofiltro. Este sistema fue reportado por Morales, 1994.

La corriente de aire es suministrada por un compresor, es medida y controlada por un sensor electrónico de flujo másico. Posteriormente, el aire se pone en contacto con agua que fluye a contracorriente. El aire que sale de este dispositivo, pasa a una cámara de saturación que en su interior tiene tres espreas, las cuales asperjan el agua suministrada por una bomba. Esta cámara tiene un sistema automático de alimentación que consiste

de un sensor electrónico, el cual cierra o abre un circuito y controla una válvula que permite el paso de agua. El flujo de aire saturado con agua pasa a un ciclón o trampa de gotas.

La corriente contaminada se introduce por la parte superior del biofiltro, por medio de un difusor. Posteriormente, el flujo pasa a una sección de rejillas cruzadas que tienen el fin de homogeneizar la corriente que pasa a través de la columna de acrílico.

Este sistema de biofiltración cuenta con un sistema de adquisición de datos que almacena los valores de los parámetros medidos en una computadora. Estos parámetros son el flujo de entrada de aire al biofiltro, las temperaturas de entrada y salida de la corriente de aire, la temperatura en el lecho, la caída de presión y la concentración de CO_2 a la salida del biofiltro.

3.5. CONDICIONES DE OPERACIÓN.

- **Temperatura:** 30 ± 2 °C
- **Tiempo de Residencia:** 60 seg.
- **Concentración de alimentación:** 2.4 g C/m^3

SISTEMA EXPERIMENTAL 1.

- **Reactor 1:** Se agregaron medio mineral y el inóculo para obtener una humedad inicial de la turba del 65%. La densidad de empaque fue de $0.3 \text{ g}_{\text{soporte humedo}} / \text{cm}^3_{\text{lecho}}$. El pH de la turba es ácido, por lo que se reguló agregando 0.04 g de Ca(OH)_2 por g de turba seca.
- **Reactor 2:** A la mezcla 60:40 de Vermiculita y carbón activado se le agregó el medio mineral y el inóculo para tener una humedad inicial de 70%. La densidad de empaque fue de $0.6 \text{ g}_{\text{soporte humedo}} / \text{cm}^3_{\text{lecho}}$.
- **Reactor 3:** Cortezas de pino, este biofiltro fue inoculado mediante la recirculación en el lecho de la mezcla de microorganismos y medio mineral.
- **Reactor 4:** Anillos Rashig de vidrio poroso (SIPORAX), este biofiltro también fue inoculado por recirculación. Densidad de empaque de $0.54 \text{ g}_{\text{soporte humedo}} / \text{cm}^3_{\text{lecho}}$.

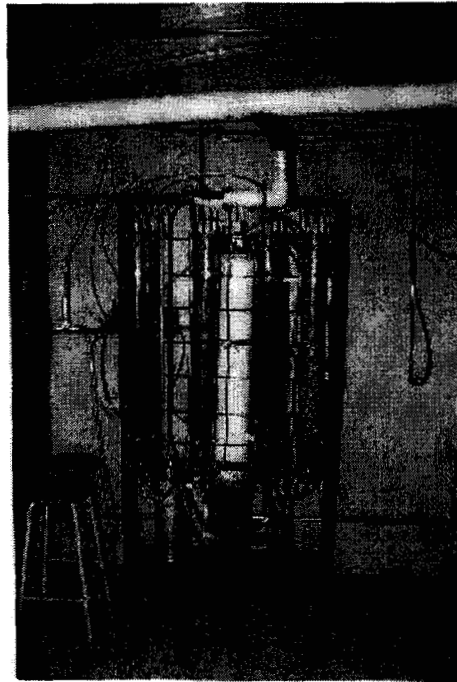


Fig. 3.3. Fotografía del sistema experimental 1.

SISTEMA EXPERIMENTAL 2.

Reactor 5: Vermiculita con 70% de humedad inicial y una densidad de empaque de 0.25 $\text{g}_{\text{soporte humedo}} / \text{cm}^3_{\text{lecho}}$.

Debido a problemas de secado de los materiales de empaque en todos los casos fue necesario realizar operaciones tales como:

- **Adición** eventual de medio mineral o agua, por recirculación. (RMM). Esta operación consistió en hacer pasar a través del lecho durante un cierto tiempo medio mineral o agua utilizando una bomba.
- **Mezclado** manual con adición de agua. (H). Esta operación consistió en desempacar el lecho, agregar agua y mezclar para restablecer las condiciones iniciales de humedad de manera homogénea.

Ambos sistemas fueron operados durante mas de 90 días.

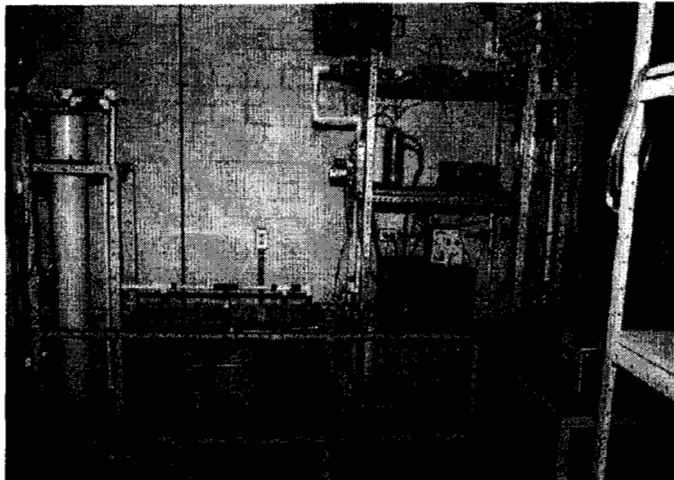


Fig. 3.4. Fotografía del sistema experimental 2.

3.6. PARAMETROS.

Los parámetros de operación de un sistema de biofiltración son: la concentración del compuesto que se desea eliminar, la temperatura de la corriente contaminada, la humedad de la misma, así como la temperatura y caída de presión en el lecho.

Existen dos cuantificaciones que caracterizan un biofiltro: la capacidad de eliminación y la eficiencia de eliminación que se definen como:

LA CAPACIDAD DE ELIMINACIÓN (CE): es la masa de solvente eliminado por volumen de lecho por unidad de tiempo $[g/m^3h]$:

$$CE = \frac{\text{flujo de aire}}{\text{volumen del lecho}} (C_{g \text{ entrada}} - C_{g \text{ salida}})$$

Ec. 3.1

LA EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN es una media porcentual a la entrada e indica el grado de conversión o remoción del compuesto contaminante, (%):

$$\text{EFICIENCIA DE ELIMINACION} = \left(1 - \frac{C_{g \text{ salida}}}{C_{g \text{ entrada}}} \right) * 100$$

Ec. 3.2

CARGA: es la masa de contaminante introducida por unidad de volumen de biofiltro a un tiempo determinado [g/m³h]:

$$\text{CARGA} = \left(\frac{\text{flujo de aire}}{\text{volumen del lecho}} \right) * C_{g \text{ entrada}}$$

Ec. 3.3

3.6.1. Concentración.

Una muestra de la corriente gaseosa fue extraída con una bomba de succión (Gow Mac Mod. 59-300x) e inyectados en un cromatógrafo de gases con detector de ionización de flama, FID, (Gow Mac Instrument Co. Series 580). Las temperaturas de operación fueron de 180 °C en la columna, 200 °C en el detector y 190 °C en el inyector.

Se realizaron monitoreos diarios de la entrada y la salida durante primeros 90 días de operación en el caso del sistema experimental 1 y durante los 110 días de operación del sistema experimental 2.

3.6.2. Producción de CO₂.

El CO₂ Producido fue medido con un analizador infrarrojo de gases portátil (Miran-IA Foxboro USA).

3.6.3. Temperatura.

Las temperaturas fueron medidas con termopares tipo T (Omega mod. CPSS-12) con un rango de temperatura de 0 a 200 °C.

3.6.4. Caída de Presión.

La caída de presión en el lecho fue medida con un transductor de presión (Cole Palmer Mod. 7352-16) en el sistema experimental 2.

En el sistema experimental 1. se utilizó un manómetro de vidrio en "U" con agua como líquido a desplazar.

3.6.5. Flujo.

- a) Flujo de aire de arrastre. Este fue provisto por un compresor estacionario de aire (Cambell Husfeld Mod. HS4814). Para el sistema experimental 1, fue medido y controlado por un rotámetro (Omega SL-45 12-V). Para el sistema experimental 2, fue medido y controlado por un sensor electrónico de flujo másico (Omega FMA-85-V).
- b) Flujo de aire para evaporar la mezcla de BTX. Para el sistema experimental 1 este flujo fue provisto mediante una bomba peristáltica (Cole-Palmer Mod. 7550-60). Para el sistema experimental 2, fue provisto por el mismo compresor, éste se midió y controló mediante un sensor electrónico de flujo másico (Omega FMA-875).

3.7. EXPERIMENTOS REALIZADOS.

En el sistema experimental 1 se montaron los cuatro biofiltros utilizando como soportes:

- 1) turba,
- 2) una mezcla de vermiculita y carbón activado granular,
- 3) cortezas, y
- 4) anillos de vidrio poroso.

Este sistema fueron operados durante 190 días. Las concentraciones de entrada, de salida y CO_2 en estos biofiltros fueron monitoreados diariamente durante los primeros 90 días de experimentación.

En el sistema experimental 2 se montó un experimento utilizando como soporte vermiculita. Se realizaron monitoreos diarios de las concentraciones de entrada y salida y en continuo con el sistema de adquisición de datos las medidas de producción de CO_2 , temperatura, y caída de presión durante los 120 días de operación del sistema.

3.7.1. Adición de medio mineral o agua, mezclado mecánico.

De acuerdo al desempeño de los biofiltros y a las características de cada soporte se realizaron adiciones de agua o medio mineral y mezclado mecánico del empaque como estrategias para mantener o aumentar las capacidades de eliminación.

3.7.2. Variación de carga

Las variaciones de carga se realizaron únicamente en el sistema experimental 1. El objetivo fue el de encontrar experimentalmente la máxima capacidad de eliminación de cada uno de los biofiltros.

La variación de carga se realizó aumentando el flujo de aire de burbujeo en el evaporador y manteniendo el tiempo de residencia constante. Una vez que se alcanzaba el estado estacionario se realizaron las mediciones.

3.7.3. Cinéticas de adsorción y desorción.

Estas cinéticas se realizaron en el sistema experimental 1, al día de operación 185, cuando los biofiltros se encontraban en estado estacionario. El propósito de estos experimentos fue el de determinar las capacidades de adsorción de cada soporte utilizado. Los experimentos de desorción consistieron en cortar la alimentación de BTX y alimentar únicamente el flujo de aire de arrastre y monitorear en continuo la salida de los biofiltros mediante un analizador de hidrocarburos totales (AHT) Gow Mac Mod. 23-700. Una vez que los solventes fueron desorbidos, se reinició la alimentación de BTX y se determinaron las cinéticas de adsorción.

3.7.4. Observaciones con microscopía electrónica de barrido.

Se tomaron muestras de cada uno de los biofiltros al día 61 de operación. Los microorganismos fueron fijados con glutaraldehído y Osmio al 1% y deshidratados gradualmente con mezclas de 30, 50, 70, 90 y 100% de etanol-agua (Bitton y Marshall, 1980). Posteriormente las muestras fueron secadas en un desecador de punto crítico y recubiertas con oro para realizar su observación al microscopio electrónico de barrido. El mismo tratamiento se les realizó a los soportes sin microorganismos.

3.8. Simulación del proceso.

Puesto que el objetivo principal de este trabajo no es el modelamiento matemático del proceso, únicamente se llevó a cabo la simulación de la degradación de tolueno en el biofiltro empacado con anillos Rashig de vidrio poroso, por considerar de mayor interés y

potencial este soporte para el ejercicio de simulación y a la degradación de tolueno como representativa de las degradaciones que se llevaron a cabo con los demás compuestos. Para realizar la simulación matemática del proceso se tomó como antecedente el trabajo realizado por Pineda 1996, descrito en la sección 1.4. y de acuerdo a algunos aspectos específicos del sistema de biofiltración de este trabajo se hicieron las siguientes consideraciones adicionales:

- 1) No existe interferencia en la degradación de los diversos compuestos, es decir que, se asume que la degradación de los compuestos individuales no se ve afectada por la presencia y degradación de los otros. Esta hipótesis se comprobó en experimentos de microcosmos donde se midieron las tasas de consumo para los compuestos individuales y en mezcla.
- 2) El área superficial A_s fue calculada considerando las paredes interior y exterior del cilindro. Ver fig. 3.5.
- 3) Considerando la simetría del anillo (fig. 3.5), una aproximación inicial del espesor de biopelícula, δ , fue igualarla a la mitad del espesor de la pared del anillo.

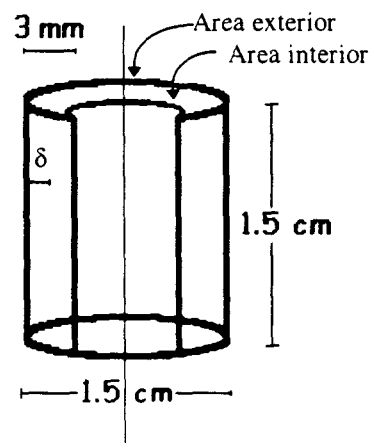


Fig. 3.5. Consideraciones geométricas del soporte.

Los parámetros utilizados se encuentran listados en la tabla 3.1.

Parámetro	Símbolo	Obtención
Difusividad de tolueno en agua	$D_{\text{tol/H}_2\text{O}}$	Baltzis y Shareedfeen, 1993.
Coefficiente de partición agua-aire para tolueno	m_{tol}	Ottengraf y van Den Oever, 1993.
Área superficial de transferencia.	A_s	Geometría.
Espesor de biopelícula	δ	<ul style="list-style-type: none"> • Geometría. • Contenido de agua.
Concentración de mat. org. total	X_{vt}	Determinación de proteína (Lowry y col., 1951).
Factor de corrección a la difusividad	$f(X_{vt})$	Correlación (Fan y col., 1990).
Mantenimiento	M	Microcosmos.

Tabla 3.1. Parámetros utilizados en la solución del modelo matemático.

Para obtener los valores de biomasa total y mantenimiento se siguió la siguiente metodología:

Se realizaron experimentos de microcosmos con muestras tomadas del biofiltro:

- a) Anillos rashig fracturados y
- b) Anillos rashig suspendidos en agua y molidos.

Las cinéticas de microcosmos consistieron en poner las muestras en frascos de 125 ml sellados con válvulas mininert, agregar los compuestos contaminantes y mantener en incubación con agitación a temperatura constante de 30 °C. La tabla 3.2. muestra los experimentos realizados:

	Tolueno (μl)	Xileno (μl)
Muestra A (2 anillos)	5	-
Muestra A (2 anillos)	-	5
Muestra A (2 anillos)	1	4
Muestra B (7 ml)	5	-
Muestra B (7 ml)	-	5
Muestra B (7 ml)	1	4

Tabla 3.2. Experimentos de microcosmos realizados.

Se realizaron duplicados de cada y siguieron las cinéticas de consumo de cada uno de los compuestos contaminantes tomando muestras gaseosas de cada frasco a intervalos de tiempo de 30 min. inicialmente, y después dependiendo de la velocidad de la cinética cada hora o dos. Se utilizó un cromatógrafo de gases (HP 5890 Series II) con detector de ionización de flama (FID) para determinar las concentraciones.

Las condiciones de operación para el cromatógrafo de FID fueron de:

temperatura de la columna de 120 °C

temperatura del inyector de 150 °C

temperatura del detector de 210 °C

Los resultados de las cinéticas de consumo fueron ajustados mediante el modelo de Gompertz (Ratkowsky, 1983) para obtener las tasas de consumo de cada uno de los compuestos (Acuña y col., 1996).

La proteína presente en cada muestra fue determinada por el método de Lowry y col., 1951. Se consideró que la cantidad de biomasa es dos veces la proteína medida. (Hernández, 1997).

El valor del mantenimiento se estimó mediante el siguiente cálculo:

$$M = 0.368m_1 \cdot m_3 / (S \cdot B) \quad \text{Ec. 3.4.}$$

Donde:

m_1 y m_3 son las constantes obtenidas del modelo Gompertz para ajustar los resultados de las cinéticas: (Ratkowsky, 1983)

S = cantidad de soporte presente en el frasco.

B = cantidad de biomasa por gramo de soporte seco

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS DEL SISTEMA EXPERIMENTAL 1.

4.1.1. Reactor 1.

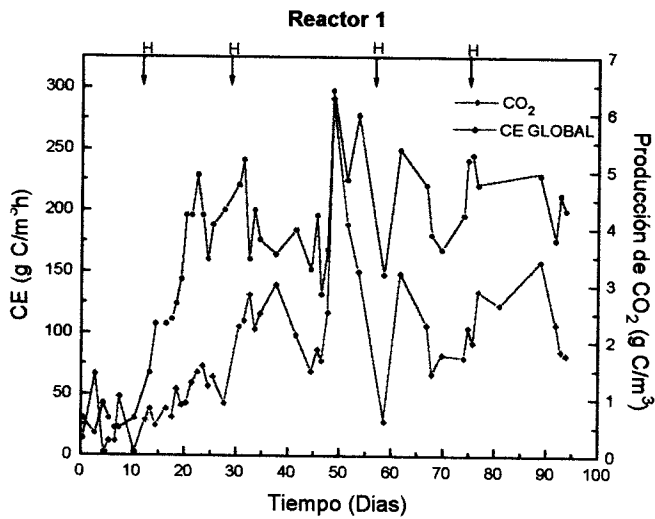
La fig. 4.1 muestra la evolución en el tiempo de los parámetros experimentales obtenidos en el biofiltro R1, en el cual se utilizó como soporte turba. La fig. 4.1.a. muestra como los incrementos en las capacidades de eliminación generalmente, estuvieron asociadas a incrementos en la producción de CO₂, es decir, a la actividad biológica registrada como la oxidación de los contaminantes.

La máxima capacidad de eliminación obtenida fue cercana a los 300 gC/m³h. En este biofiltro se utilizó la estrategia de homogeneizar el reactor para incrementar la actividad, éstas se realizaron en las ocasiones que marcan las fechas en las figuras. Las homogeneizaciones consistieron en desmontar y realizar un mezclado agregando el agua necesaria para el restablecimiento en el contenido inicial de humedad del 65%. Como lo muestra la fig. 4.1.a, estas operaciones fueron adecuadas para recuperar las capacidades de eliminación del biofiltro.

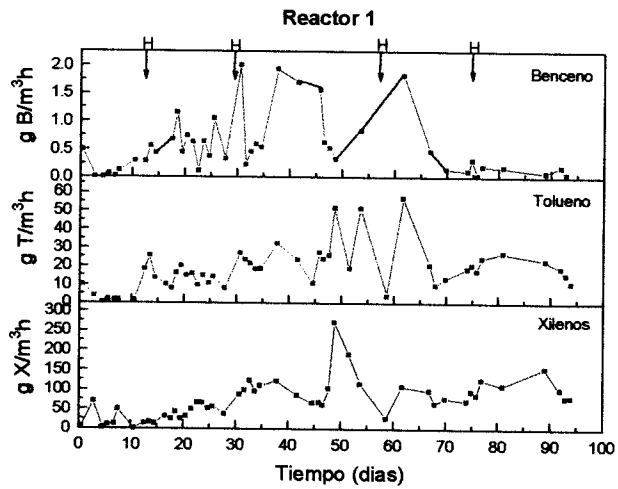
La fig. 4.1.b. y 4.3.c. proporcionan información sobre la degradación de cada uno de los compuestos de la mezcla de BTX. La degradación de tolueno se inició antes que la de benceno y xilenos. Las capacidades de eliminación máximas obtenidas fueron de 250 g/m³h para los xilenos, de 60 g/m³h de tolueno y de 2 g/m³h de benceno.

Durante la operación del biofiltro se alcanzaron eficiencias máximas de 100% para el benceno y tolueno, mientras que los xilenos se degradaron en un 80%.

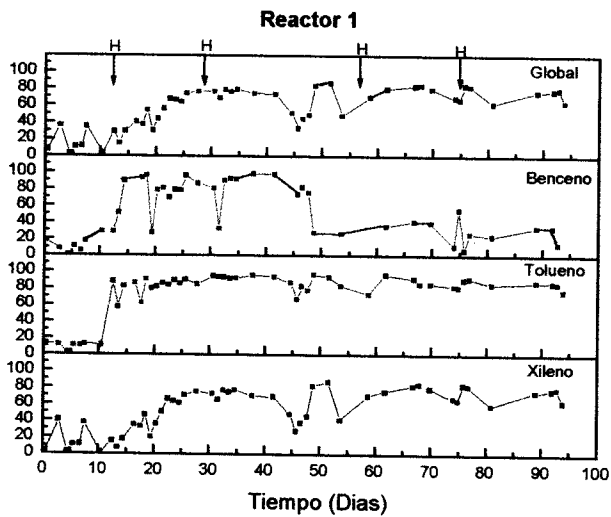
En la fig. 4.1.d. se observa que los isómeros para y meta fueron degradados completamente mientras que el isómero orto únicamente en un 80%, lo cual es un comportamiento esperado dada la dificultad de degradación de este isómero en particular.



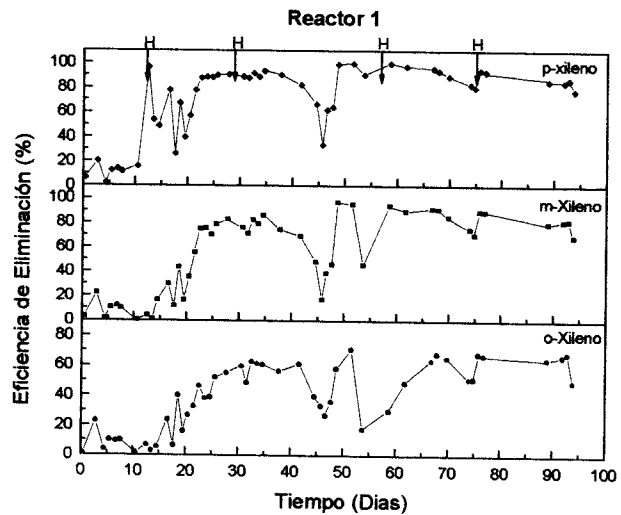
a) Capacidad de eliminación global y producción de CO₂.



b) Capacidades de eliminación individuales de BTX.



Efficiencias de eliminación global e individuales.



d) Eficiencias de eliminación para los Isómeros de Xileno. (*p*-xileno, *m*-xileno, *o*-xileno)

Fig. 4.1. a), b), c), d). Evolución en el tiempo del Reactor 1. Soporte: turba.
H - Homogeneización.

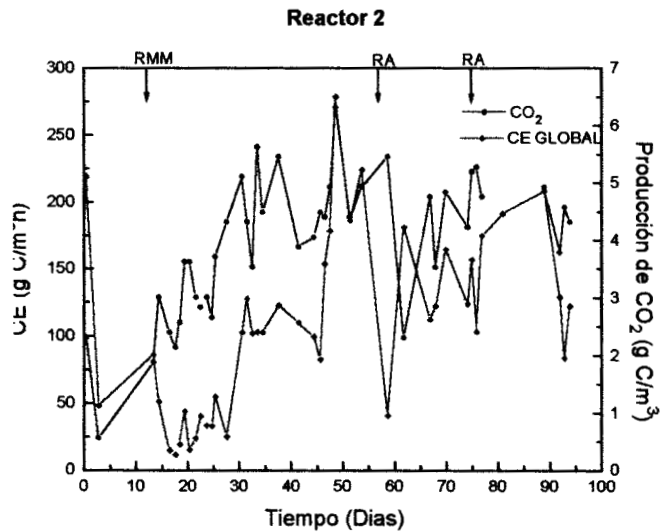
4.1.2. Reactor 2.

En el caso del reactor en donde se utilizó la mezcla de vermiculita y carbón activado como soporte, se observó que en la etapa de arranque (durante los primeros 3 días) se obtuvieron capacidades de eliminación de hasta $225 \text{ gC/m}^3\text{h}$, sin embargo, la producción de CO_2 fue muy baja, por lo que estas CE fueron debidas a los fenómenos de adsorción en el carbón activado, fig. 4.2.a. Una vez que el soporte se saturó y se alcanzó un equilibrio la capacidad de eliminación disminuyó; a los 15 días de operación se recirculó medio mineral y después de 5 días se observó un incremento gradual en la capacidad de eliminación que se mantuvo alrededor de $150 \text{ gC/m}^3\text{h}$ durante 30 días, estas CE si pudieron ser atribuidas a la degradación biológica de los compuestos pues así lo confirmó la producción de CO_2 .

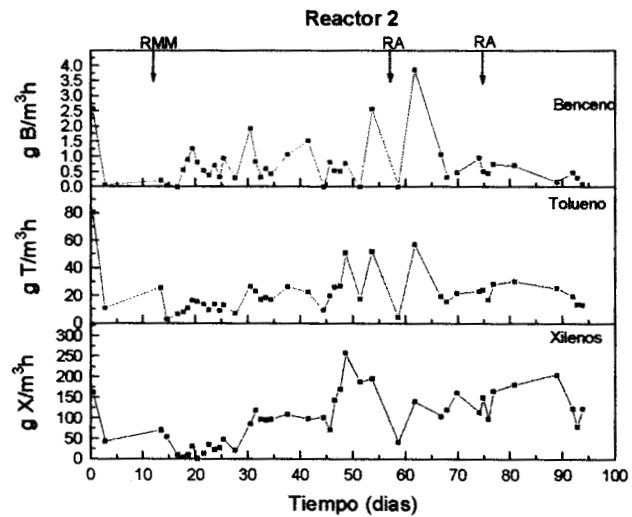
Después de este período de alta CE, se recirculó agua para resolver el problema del secado del lecho y la consecuente disminución de la actividad del biofiltro.

En la fig. 4.2.b. se puede observar que la máxima CE obtenida para el benceno fue de $3.5 \text{ g/m}^3\text{h}$, para el tolueno de $60 \text{ g/m}^3\text{h}$, mientras que para los xilenos de $250 \text{ g/m}^3\text{h}$. La fluctuaciones encontradas en las mediciones de la CE del benceno se debieron a que los valores de las concentraciones se encontraban a veces por debajo del rango detectable del equipo de medición.

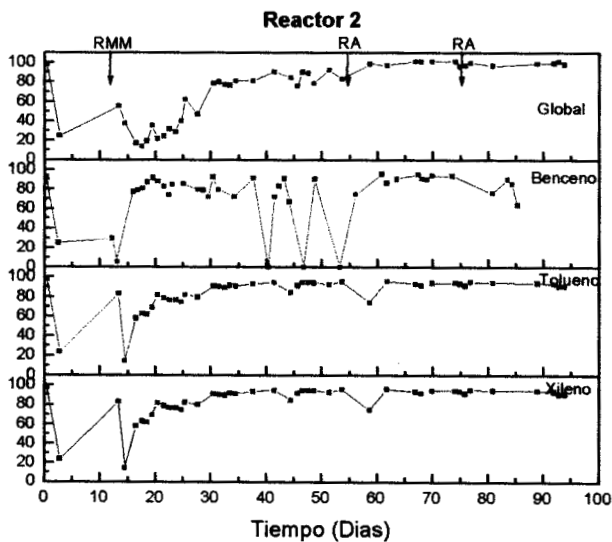
En las fig. 4.2.c. y 4.2.d. se muestran las eficiencias de eliminación obtenidas para cada uno de los componentes de la mezcla de BTX y de cada uno de los isómeros de los xilenos, respectivamente, en ambos caso se obtuvieron eficiencias muy cercanas al 100%.



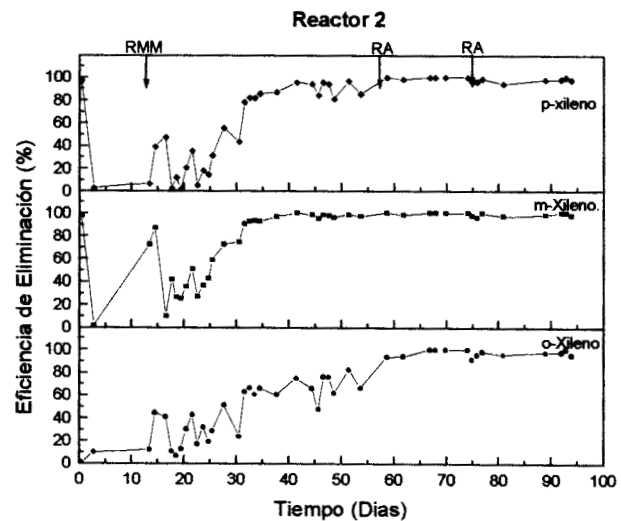
i) Capacidad de eliminación y producción de CO₂.



b) Capacidades de eliminación individuales de BTX.



Efficiencias de eliminación global e individuales.



d) Eficiencias de eliminación para los Isómeros de Xileno. (*p*-xileno, *m*-xileno, *o*-xileno)

Fig. 4.2. a), b), c), d). Evolución en el tiempo del Reactor 2. Soporte: Vermiculita + carbón activado.

RA - Recirculación de agua.

RMM - Recirculación de medio mineral.

4.1.3. Reactor 3.

La etapa de adaptación del Reactor 3 fue significativamente mayor que en los demás biofiltros, alrededor de 30 días, tal como se puede ver en fig. 4.3.a. Este mayor tiempo de adaptación puede ser atribuido a dos causas, por un lado, a la falta de condiciones adecuadas de humedad en el lecho o por otro a la degradación de materia orgánica que estuviera disponible en el soporte y que fuera de mayor accesibilidad que los compuestos contaminantes de estudio.

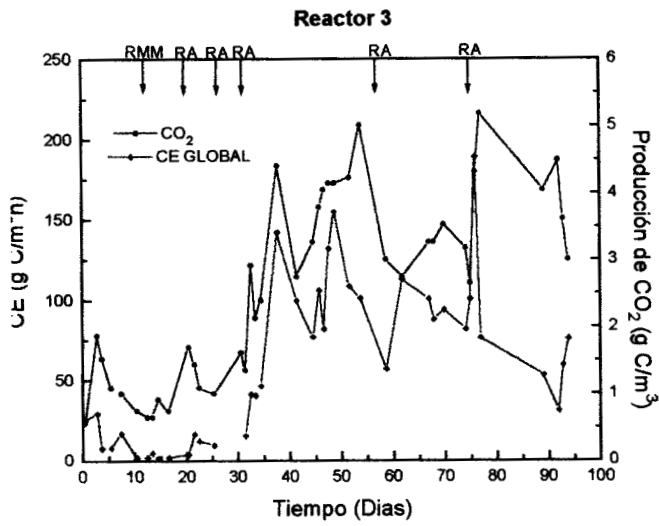
Se recirculó continuamente, medio mineral al día 12 y agua a los días 20, 26 y 30, hasta el establecimiento de las condiciones de humedad para el desarrollo de la población microbiana capaz de degradar BTX. Después de esta etapa se inició la degradación, obteniéndose una CE máxima de $175 \text{ gC/m}^3\text{h}$ (fig. 4.3.a.). Mientras que las eficiencias de eliminación individuales máximas (fig. 4.3.b.) fueron de 1.25, 45 y $200 \text{ g/m}^3\text{h}$ para BTX respectivamente. Respecto a las eficiencias de eliminación se obtuvo que globalmente la mezcla se degradó en un 80% como máximo, fig. 4.3.c., el benceno fue degradado en un 60%, el tolueno en un 90% y los xilenos al 80%. El isómero orto-xileno fue eliminado un 80% mientras que los otros dos isómeros por encima del 90% (fig. 4.3.d).

4.1.4. Reactor 4.

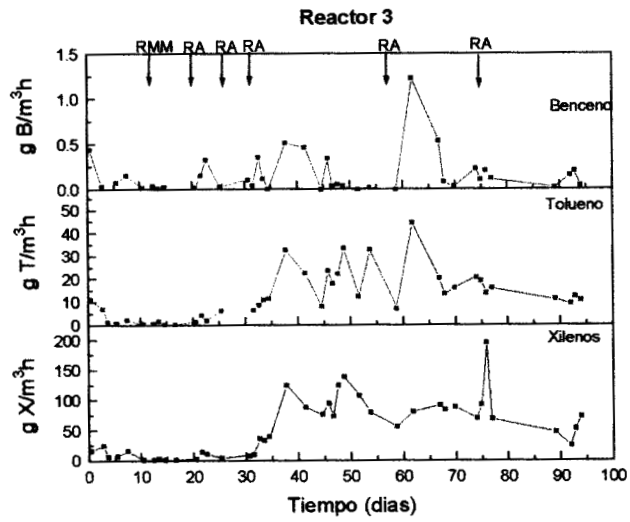
En el reactor 4 se observó, fig. 4.4.a., un arranque muy rápido hasta capacidades de eliminación máximas de $120 \text{ g/m}^3\text{h}$ y un decaimiento también rápido. Este comportamiento fue atribuido a la pérdida de humedad en el lecho, por lo que como en los demás casos se siguió la estrategia de recircular inicialmente únicamente agua y medio mineral cuando la adición de agua no fue suficiente para mantener o incrementar la CE del biofiltro.

Esta estrategia permitió mantener la CE fluctuando entre los 50 y $80 \text{ gC/m}^3\text{h}$. Estos valores de la CE global, así como, los valores de las CE individuales máximas (fig. 4.4.b.) de 3, 40 y $80 \text{ g/m}^3\text{h}$ para BTX, son significativamente menores a los obtenidos con los demás soportes. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que el volumen vacío del lecho es del 65%, es decir, que el sólido solo ocupa el 35% del volumen del lecho y por tanto los microorganismos tienen un área menor para desarrollarse.

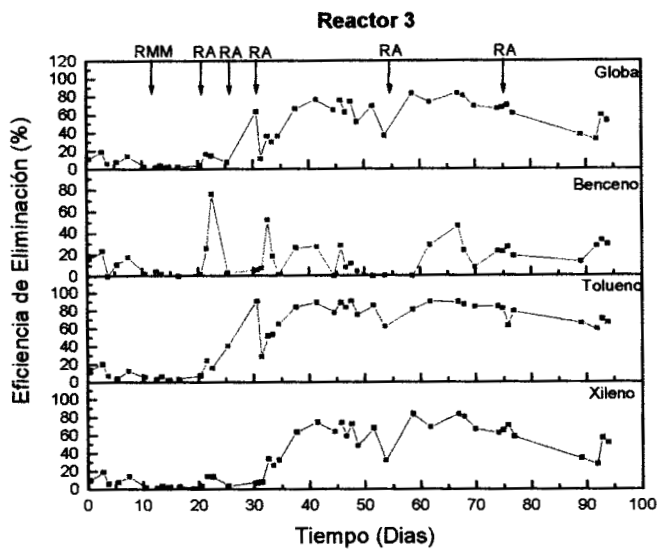
Consecuentemente las eficiencias (fig. 4.4.c.) obtenidas fueron también menores, el benceno y el tolueno se eliminaron en un 80% como máximo y únicamente se degradó como máximo el 60% de la mezcla de xilenos introducida al biofiltro.



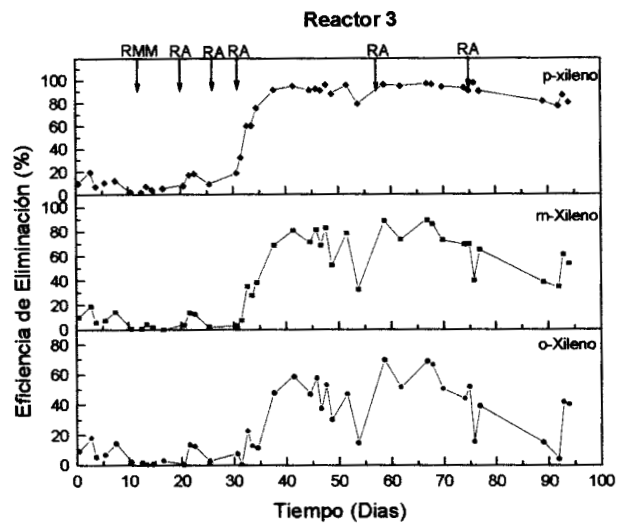
a) Capacidad de eliminación y producción de CO₂.



b) Capacidades de eliminación individuales de BTX.

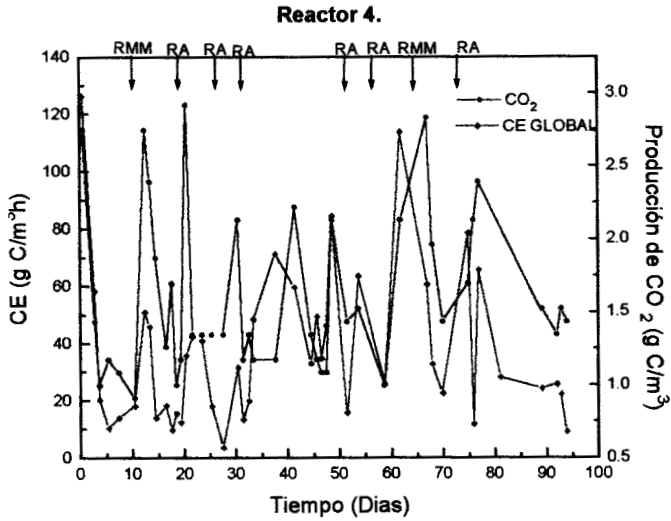


Eficiencias de eliminación global e individuales.

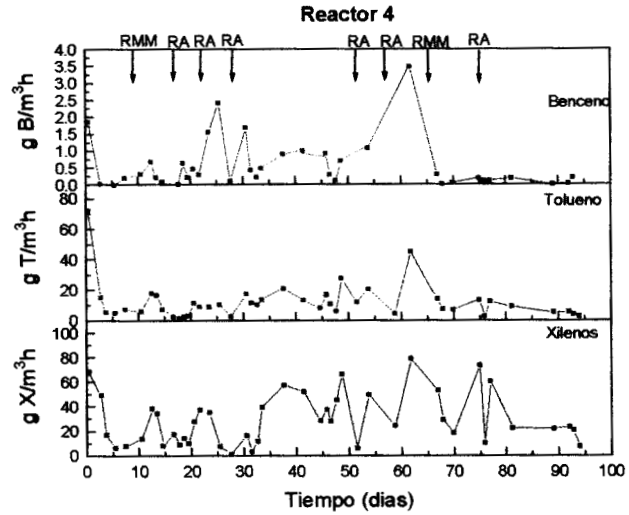


d) Eficiencias de eliminación para los Isómeros de Xileno. (*p*-xileno, *m*-xileno, *o*-xileno)

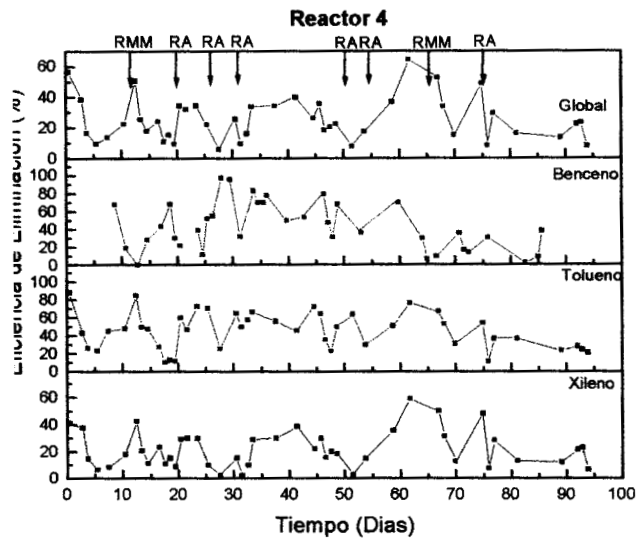
Fig. 4.3.a), b), c), d). Evolución en el tiempo del Reactor 3. Soporte: Cortezas.
 RA - Recirculación de agua.
 RMM - Recirculación de medio mineral.



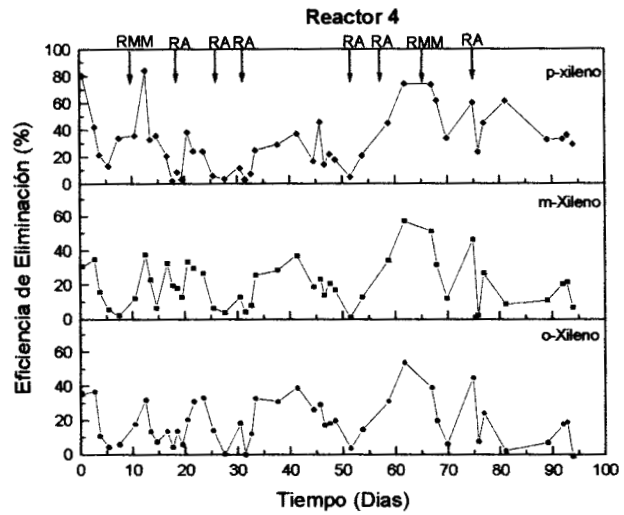
i) Capacidad de eliminación y producción de CO₂.



b) Capacidades de eliminación individuales de BTX.



c) Eficiencias de eliminación global e individuales.



d) Eficiencias de eliminación para los Isómeros de Xileno. (*p*-xileno, *m*-xileno, *o*-xileno)

Fig. 4.4. a), b), c), d). Evolución en el tiempo del Reactor 4. Soporte: Anillos.
 RA - Recirculación de agua.
 RMM - Recirculación de medio mineral.

4.2. RESULTADOS DEL SISTEMA EXPERIMENTAL 2.

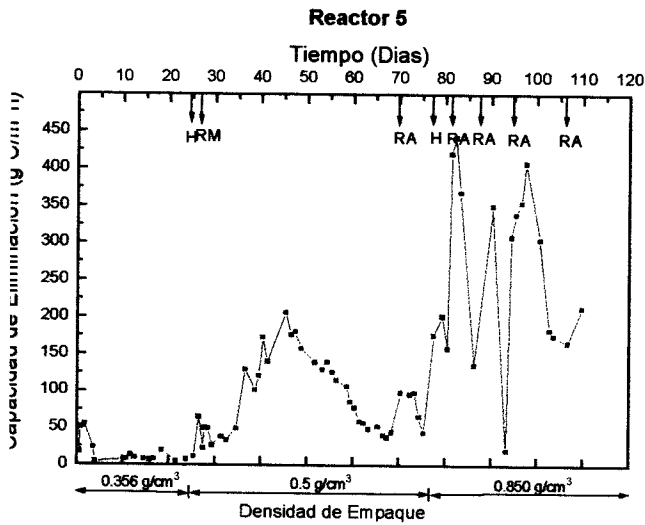
4.2.1. Reactor 5.

En la figura 4.5.a., se observa que la etapa de arranque duró dos días alcanzándose capacidades de eliminación de $50 \text{ gC/m}^3 \text{ h}$. Los siguientes días de operación del biofiltro las capacidades de eliminación fueron bajas, alrededor de $15 \text{ gC/m}^3/\text{h}$. Las homogeneizaciones (mezclado mecánico) realizadas los días 23 y 77 provocaron la ruptura del soporte y su compactación, por lo que la densidad de empaque varió a lo largo de la operación del biofiltro, tal como se muestra en la fig. 4.5.a. La CE máxima fue de $200 \text{ gC/m}^3\text{h}$ al día 42, posteriormente la actividad global disminuyó.

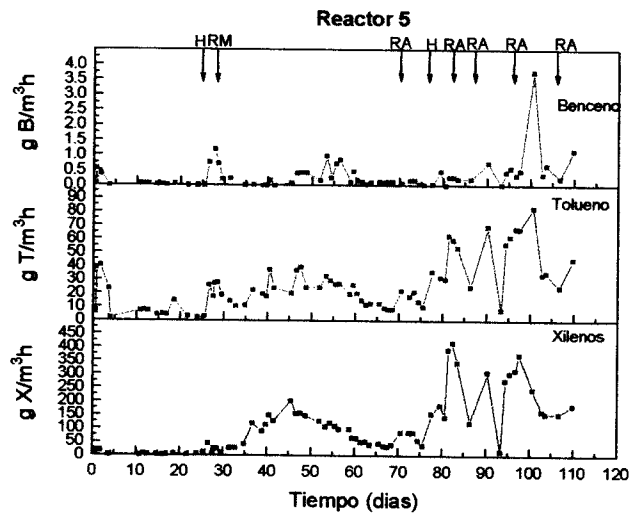
Este efecto de la ruptura del soporte también se vio reflejado en la disminución de la capacidad de retención de agua del material, por lo tanto hacia el final de la operación del biofiltro la recirculación de agua se realizó de manera periódica para restablecer la humedad del lecho repercutiendo directamente en incrementos en la CE, fig. 4.5.b.

En la fig. 4.5.c., se puede observar como la actividad microbológica del lecho se vio reflejada en todos los parámetros medidos, el calor generado debido a la remoción provocó un incremento en la diferencia entre la temperatura del lecho y la temperatura de entrada, de igual manera la producción de CO_2 se vio incrementada notablemente. Asociado a la alta actividad del biofiltro, también la caída de presión en el lecho se incrementó, esto inicialmente fue debido al agua que quedó atrapada en el lecho debido a la recirculación, posteriormente este incremento pudo ser atribuido a la producción de biomasa.

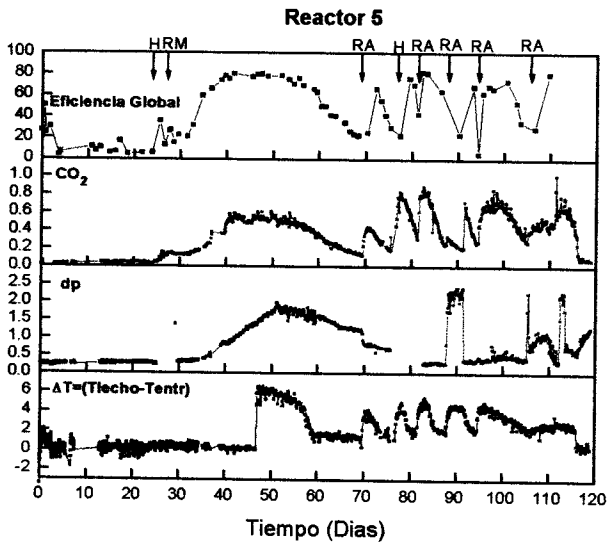
La fig. 4.5.d., muestra las degradaciones individuales de BTX, durante el mismo período de operación. El tolueno fue el primero de los compuestos en degradarse, posteriormente los xilenos y finalmente el benceno. El tolueno fue removido con eficiencias cercanas al 100%, al igual que el *m*-xileno y el *p*-xileno, mientras que el isómero *o*-xileno sólo se degradó en un 80% (fig.4.5.e.) . En el caso del benceno, éste fue removido hasta en un 90%.



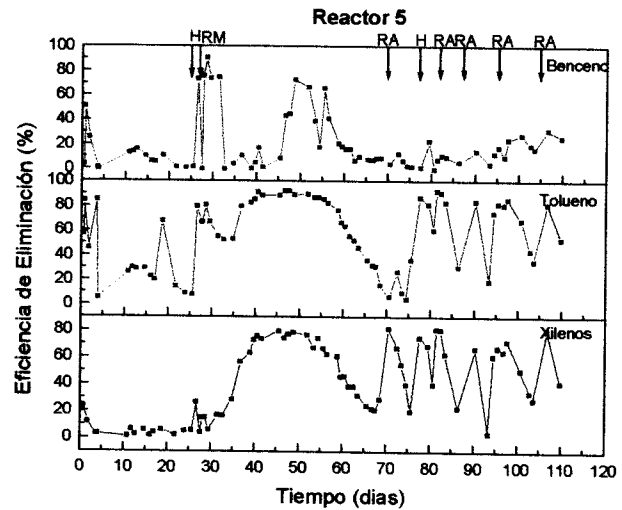
a) Capacidad de Eliminación.



b) Capacidades de eliminación individuales de BTX.

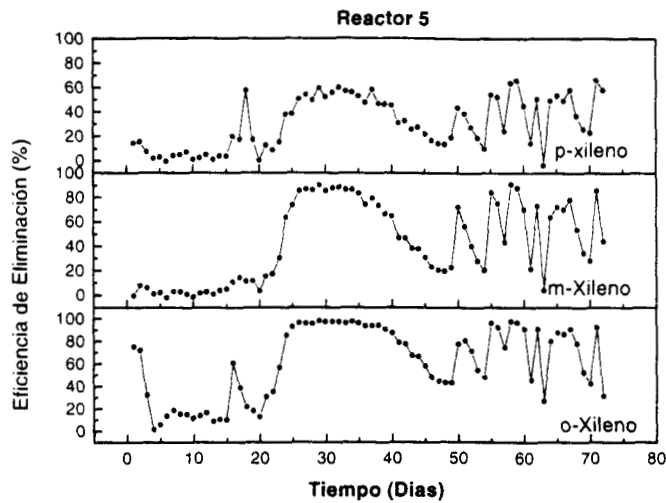


c) Evolución de los parámetros en el tiempo.



d) Eficiencias de eliminación Individuales.

Fig. 4.5. a), b), c), d), e). Evolución en el tiempo del Reactor 5. Soporte: Vermiculita. Continua...
 H - Homogeneización.
 RA - Recirculación de agua.
 RMM - Recirculación de medio mineral.



e) Eficiencias de eliminación para los isómeros de Xileno (p-xileno, m-xileno, o-xileno).

Fig. 4.5. a), b), c), d), e). continuación.

4.3. CINÉTICAS DE ADSORCIÓN Y DESORCIÓN.

En esta sección se presentan los resultados de los experimentos de adsorción y desorción de la mezcla de BTX en cada uno de los biofiltros.

La fig. 4.6. muestra las cinéticas de adsorción y desorción para el caso de la turba como soporte (Reactor 1), como puede apreciarse estos fenómenos son muy rápidos y en menos de una hora se alcanzan la adsorción y desorción totales.

Para el caso del reactor 2, fig. 4.7., la presencia carbón activado hace que los fenómenos de adsorción y desorción sean más lentos, tomando aproximadamente 2 horas para que ocurra la adsorción y 3 horas para que se efectue la desorción de los compuestos.

En la fig. 4.8. se presentan los resultados obtenidos para el reactor 3, empacado con cortezas. En este caso, la adsorción y desorción de la mezcla de BTX también se llevo a cabo rápidamente, en una hora y media aproximadamente.

En los anillos rashing de vidrio poroso, fig. 4.9. la adsorción y desorción se realizaron, como era de esperarse debido a su cualidad de ser completamente inerte, de manera prácticamente instantánea.

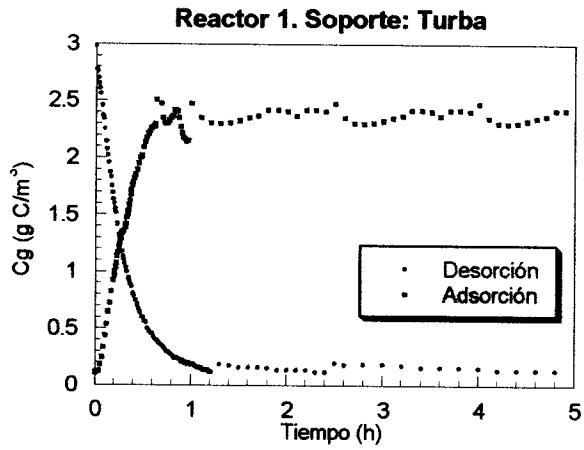


fig. 4.6. Cinéticas de adsorción y desorción para el reactor 1.

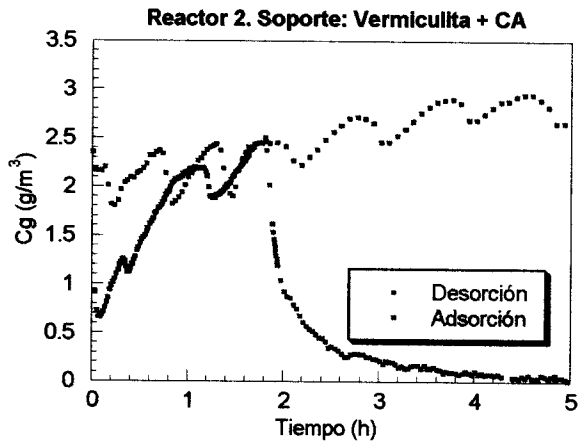


fig. 4.7 Cinéticas de adsorción y desorción para el reactor 2.

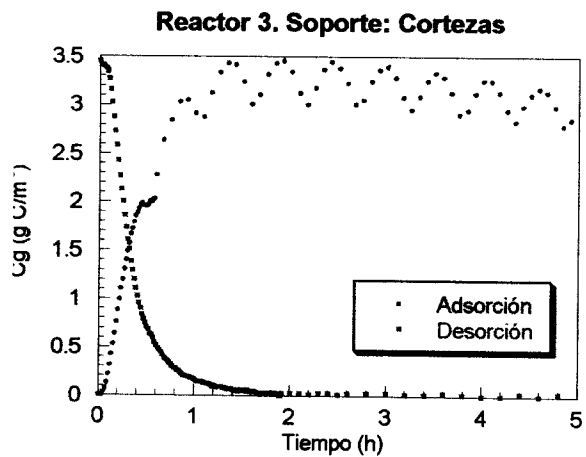


fig. 4.8. Cinéticas de adsorción y desorción para el reactor 3.

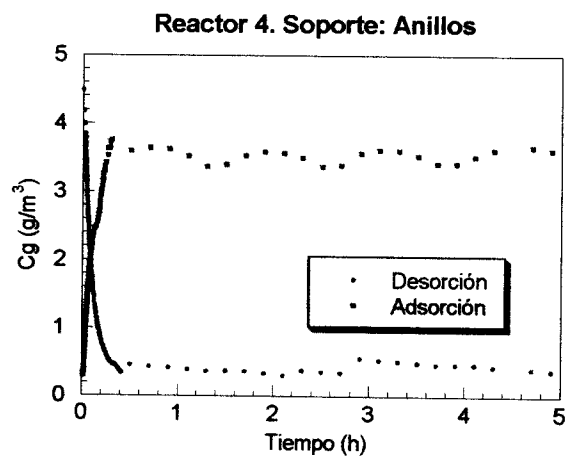


fig. 4.9. Cinéticas de adsorción y desorción para el reactor 4.

Integrando las áreas bajo las curvas se calculó la cantidad de carbón adsorbido para cada caso, los resultados se presentan en la tabla 4.1. Para el caso de la turba y las cortezas se obtuvieron valores muy similares. Los anillos, como era de esperarse, su capacidad de adsorción fue muy baja, 10 veces menor con respecto de la turba y las cortezas. La mezcla de vermiculita y carbón activado tuvo una capacidad de adsorción 30 veces mayor que la de la turba.

SOPORTE	mgC _{ads} /g soporte
Turba	0.263
Vermiculita + C. activado	7.770
Cortezas	0.303
Anillos	0.031

Tabla 4.1. Capacidades de adsorción de los diferentes soportes.

4.4. BALANCES DE CARBÓN.

Las reacciones de oxidación que se llevan a cabo son:



Los balances de carbón se realizaron de manera global, integrando los valores de la carga y capacidad de eliminación en el tiempo, obteniéndose los resultados que se muestran en la tabla 4.2.

REACTOR	gC consumido	gC recuperado como CO ₂	% de C recuperado
1. TURBA *	849.75	443.43	52
2. VERMICULITA + CA*	1076.42	550.81	51
3. CORTEZAS*	562.52	406.26	72
4. ANILLOS*	378.99	232.40	61
5. VERMICULITA**	881.64	774.63	88

Tabla 4.2. Valores Integrados hasta el día de operación: * 92 y **78

El porcentaje de carbono que no se recupera como CO₂, puede estar formando la biomasa, compuestos intermediarios, carbonatos o material polimérico extracelular.

4.5. RESULTADOS DE VARIACIONES DE CARGA.

Las fig. 4.10, 4.11 y 4.12, muestran las capacidades de eliminación máximas para el benceno, tolueno y xilenos como función de la carga, para los soportes probados en el sistema experimental 1.

Como se puede observar en todos los casos las mayores CE para cada uno de los compuestos fueron obtenidas para la mezcla de vermiculita y carbón activado, seguido por las cortezas y la turba y finalmente los anillos rashing, a excepción del caso del benceno, donde los anillos están por encima de la turba y las cortezas.

Globalmente (fig. 4.13) se obtuvieron CE máximas de 200 gC/m³h para el reactor 1, de 280 gC/m³h para el reactor 2, de 210 gC/m³h para el reactor 3 y de 90 gC/m³h para el reactor 4.

La diferencia en las CE máximas para los diferentes soportes puede ser explicada en términos de una mayor cantidad de biomasa presente o una mayor cantidad de biomasa activa en el reactor.

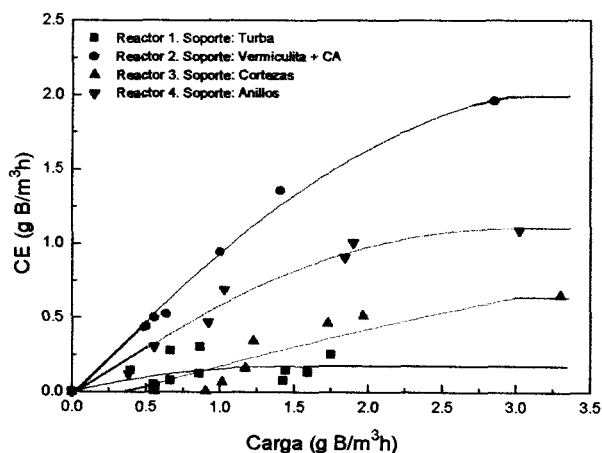


fig. 4. 10. Carga -vs- Capacidad de eliminación de Benceno.

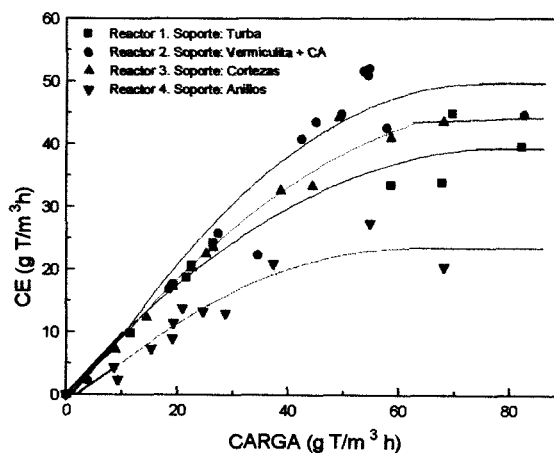


fig. 4. 11. Carga -vs- Capacidad de eliminación de Tolueno.

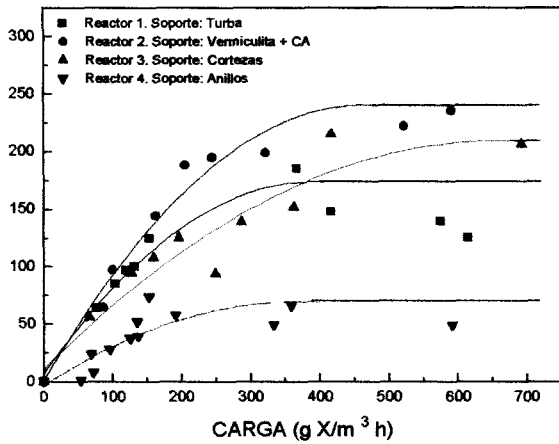


fig. 4. 12. Carga -vs- Capacidad de eliminación de Xilenos.

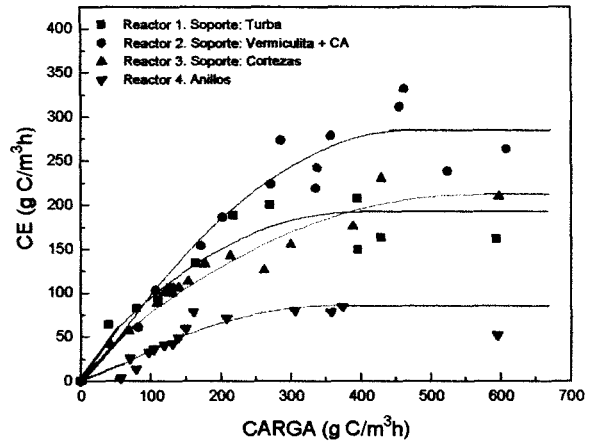


fig. 4. 13. Carga -vs- Capacidad de eliminación Global.

4.6. RESULTADOS INTEGRADOS Y COMPARACIÓN DE DESEMPEÑOS.

La fig. 4. 14. muestra la gráfica de barras de las eficiencias de eliminación integradas, es decir, cuanto del carbón que entró al sistema fue degradado en el biofiltro. Como se puede observar, el mejor comportamiento, 80% de eliminación, se obtuvo con la mezcla de carbón activado y vermiculita. Este resultado puede ser explicado por un lado por la capacidad de adsorción del carbón activado (hasta su saturación), pero además por favorecer, gracias a esta adsorción, el contacto entre los microorganismos y los contaminantes.

La turba, las cortezas y los anillos rashing eliminaron respectivamente el 60, 40 y 25%, del carbono alimentado durante 92 días de operación.

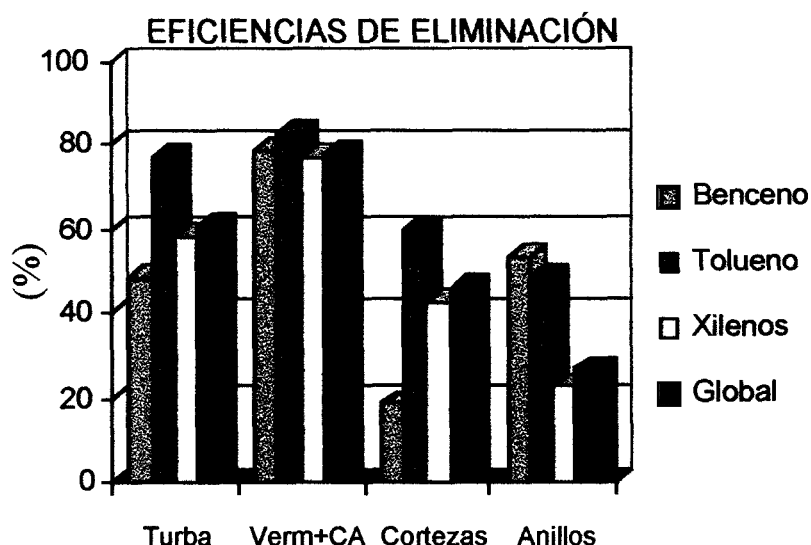


fig. 4.14. Eficiencias globales integradas hasta el día 92 de operación.

En cuanto a la eliminación de los compuestos, el tolueno fue el compuesto que se degradó con mayor eficiencia, seguido de los xilenos y finalmente el benceno, este comportamiento se observó para todos los soportes, a excepción de los anillos, donde el benceno se degradó con mayor eficiencia que el tolueno y los xilenos.

La tabla 4.4. presenta a manera de resumen algunas características y los resultados obtenidos de los materiales probados como soportes en este trabajo.

Que un soporte sea inerte o que no sea fácilmente degradable puede ser considerada como una ventaja, puesto que evita los problemas de compactación y la necesidad de su remplazo periódico. Sin embargo, presentan la desventaja de requerir la adición de nutrientes, los gastos de estas adiciones y su frecuencia, deben ser cuidadosamente evaluados para la selección de un soporte.

En la figura 4.15 se observan las manipulaciones requeridas con cada soporte para mantener el funcionamiento de los biofiltros, en se puede ver como en el caso de la turba, la mezcla manual del soporte y restablecimiento del contenido de humedad (homogeneización) sólo tuvo que ser realizada en 4 ocasiones. Sin embargo, esto implica desmontar el biofiltro lo cual es una operación poco práctica.

SOPORTE	AGUA	ACTIVIDAD MICROBIANA (g de C cons.)	ESTRUCTURA	Adición directa de agua	Adición de nutrientes
TURBA	65%	850	Tp =variable Resistente	NO	NO
VERM+CA	70%	1076	Tp = 5 mm Frágil	SI	SI
CORTEZA	30%	562	1.5>Tp>75mm Resistente	SI	SI
ANILLOS	40%	379	Tp = 15 mm Resistente	SI	SI

Tabla 4.3. Comparación entre los resultados obtenidos con cada soporte.
Tp = Tamaño de partícula.

Para la mezcla de vermiculita y carbón activado inicialmente se requirió la adición de nutrientes y después únicamente adición de agua, con estas operaciones se obtuvieron los mejores resultados en la CE.

Las cortezas por otro lado, requirieron de la adición constante de agua al inicio de su operación, una vez que se alcanzó un equilibrio en la población y las condiciones de humedad en el lecho fueron las adecuadas estos procedimientos fueron necesarios cada 20 días aproximadamente.

El biofiltro empacado con anillos, requirió del restablecimiento de la humedad con mayor frecuencia (cada 7 días), además de la adición de nutrientes.

La vermiculita requirió de la adición de nutrientes al inicio de su operación, funcionando con capacidades de eliminación altas por más de 30 días. Sin embargo, las altas capacidades de eliminación, así como la producción abundante de biomasa, favorecieron la formación de zonas muertas dentro del lecho. El mezclado mecánico del soporte para restablecer la humedad y eliminar dichas zonas, provocaron la ruptura del material y la pérdida de capacidad de retención de agua. Como se puede ver (fig. 4.15), al final de la operación del biofiltro la adición de agua fue requerida con mayor frecuencia, aproximadamente cada 7 días.

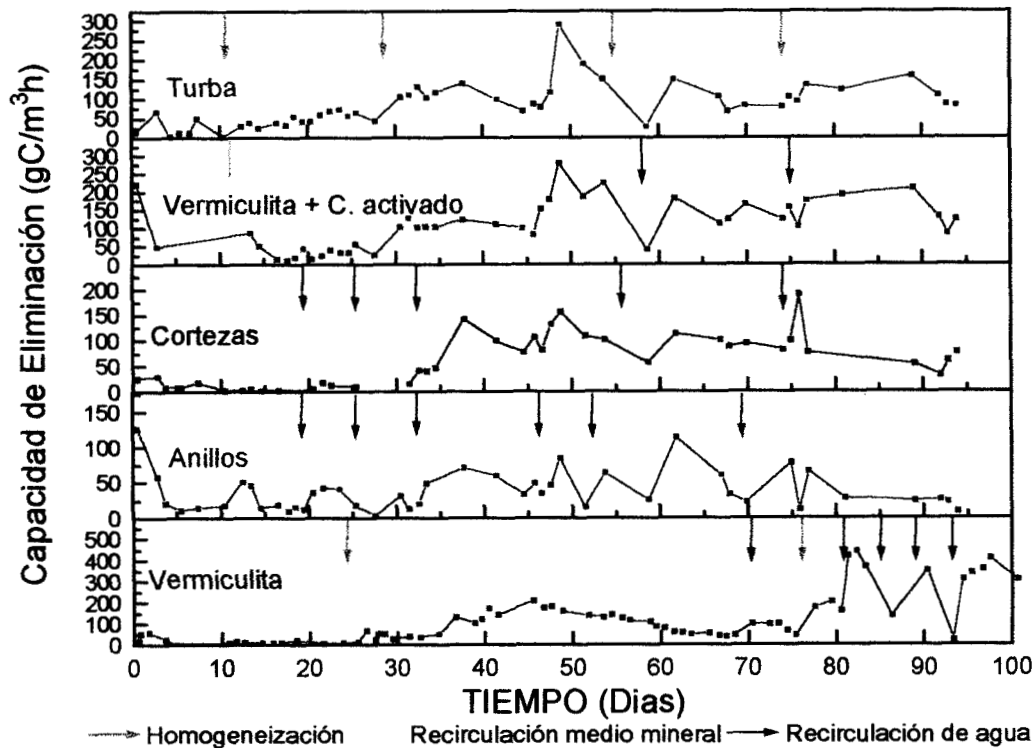


Fig. 4.15. Comparación de las capacidades de eliminación globales para los diferentes soportes utilizados.

4.7. RESULTADOS DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO.

En esta sección se presentan las fotos de microscopía electrónica de barrido de los soportes antes de ser utilizados y de muestras tomadas durante el período de experimentación.

Las fig. 4.16 y fig. 4.17 muestran la comparación entre la turba antes y después de ser empacada en el biofiltro. Los cristales de sales fueron encontrados regularmente en todas las observaciones realizadas, dada su estructura y tamaño, estas sales no se encuentran disponibles para ser aprovechadas por los microorganismos.

La fig. 4.18 ilustra como la vermiculita puede ser considerada como pequeños cubos formados por laminillas aglomeradas, en esta misma foto se pueden ver también las partes lisas que forman al soporte, en donde los microorganismos no son capaces de adherirse. En el espacio libre entre la laminillas se desarrollan los microorganismos, tal como se muestra en la fig 4.18. De igual manera, se puede ver la presencia de microorganismos filamentosos para tiempos de operación largos.

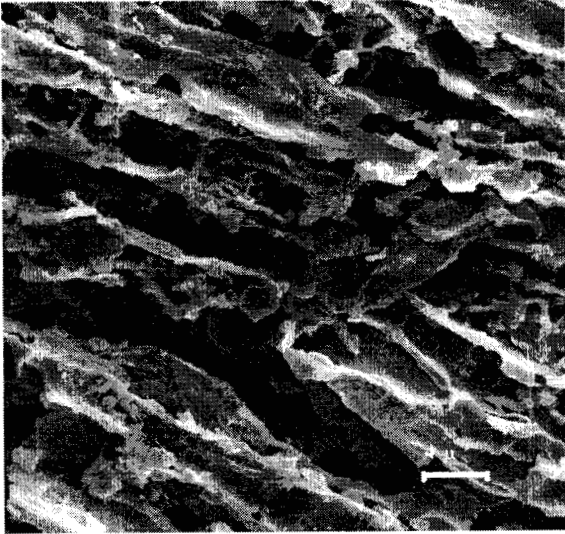


fig. 4.16. Turba sin microorganismos.

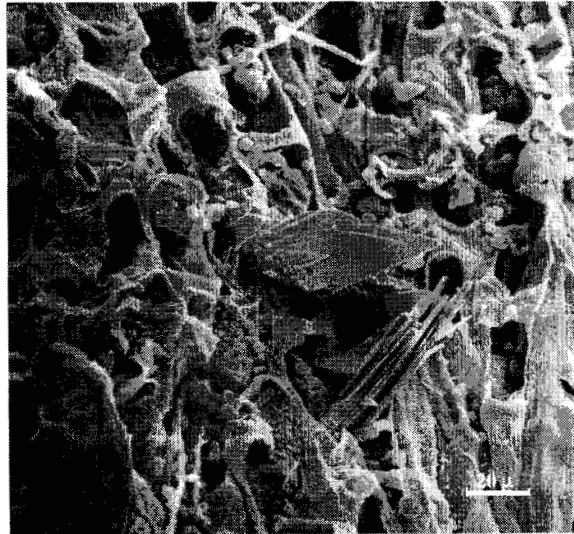


fig. 4.17. Turba con microorganismos.
(muestra a los 90 días de operación).

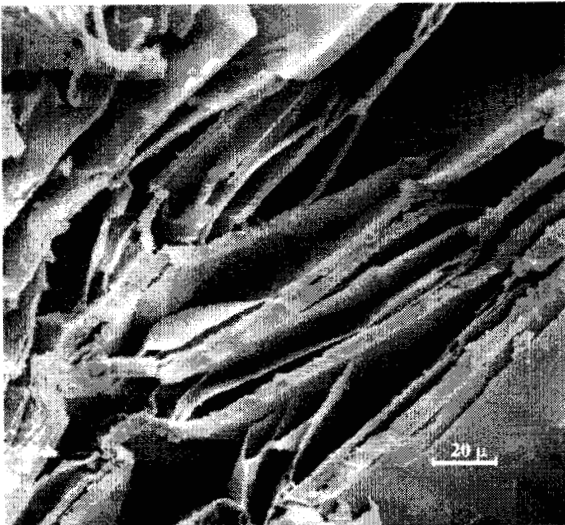


fig. 4.18. Vermiculita sin microorganismos

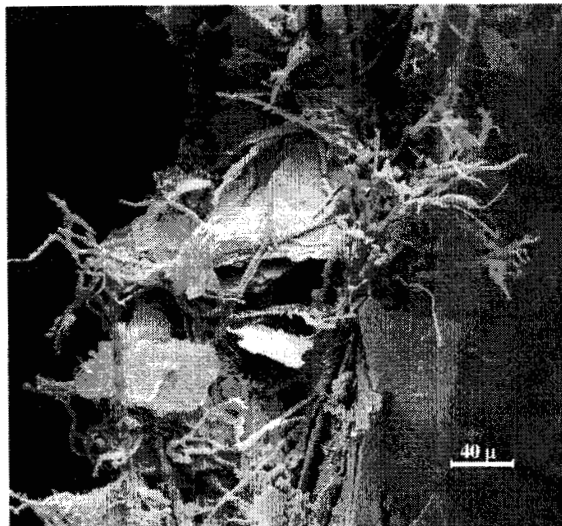


fig. 4.19. Vermiculita con microorganismos.
(muestra del Reactor 5 a los 110 días de operación).

El carbón activado presenta una estructura acanalada bastante regular, pareciendo tubos concéntricos de entre 50 y 80 micras de diámetro. Como se ve en la fig. 4.21 el carbón activado también es capaz de soportar el crecimiento microbiano.

Las cortezas presentaron dos tipos de superficies una porosa y una lisa. La fig. 4.22. muestra la superficie porosa, mientras que la fig. 4.23. muestra el desarrollo microbiano en esta superficie.

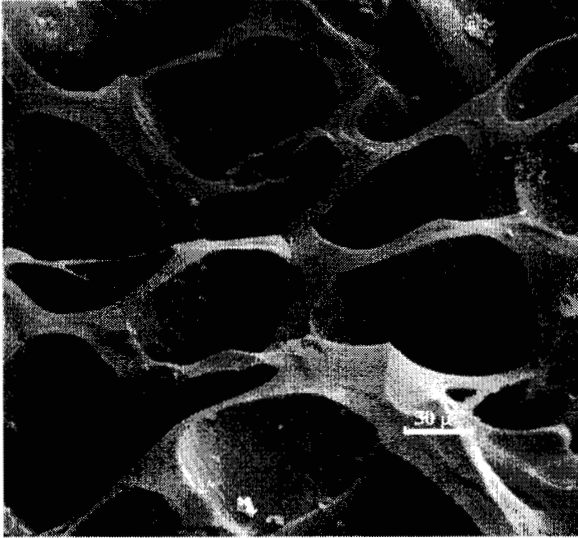


fig. 4.20. Carbón activado sin microorganismos

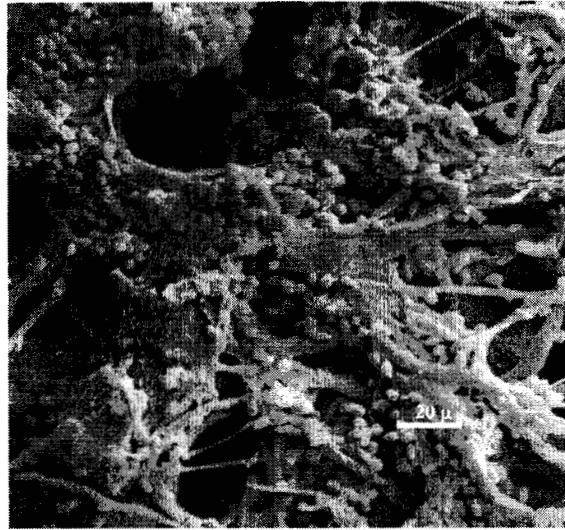


fig. 4.21. Carbón activado con microorganismos. (muestra al día 90 de operación).

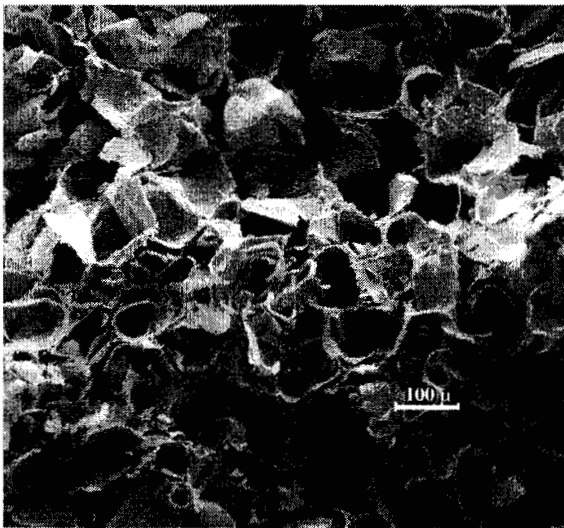


fig. 4.22. Corteza de pino sin microorganismos.

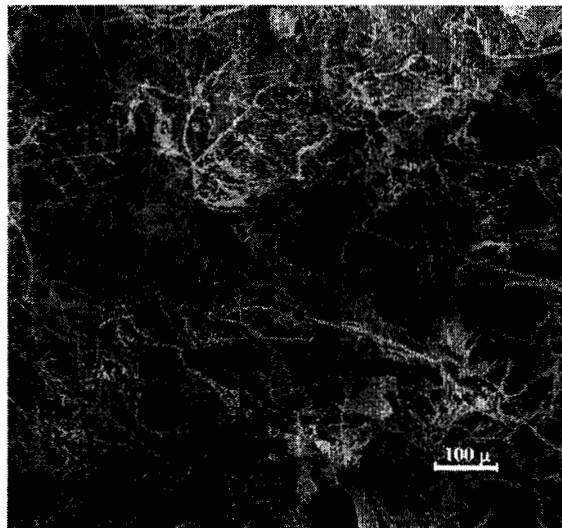


fig. 4.23. Cortezas de pino con Microorganismos. (muestra a los 90 días de operación).

Los anillos de vidrio poroso presentaron varios tamaños de poros en un rango de entre 30 a 400 micras fig. 4.24. Como se puede ver en la fig. 4.25, existió crecimiento superficial de microorganismos filamentosos, que fue la población que más fácilmente observable en las muestras tomadas después de períodos largos de operación.

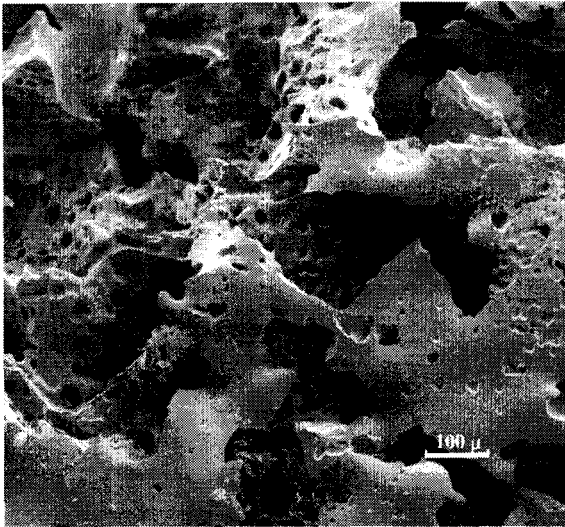


fig. 4.24. Anillos de vidrio poroso sin microorganismos.

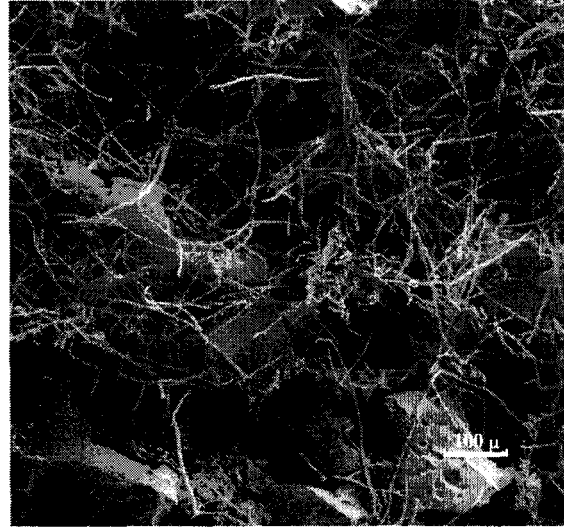


fig. 4.25. Anillos de vidrio poroso con microorganismos. (muestra a los 90 días de operación).

4.8. RESULTADOS DEL MODELO MATEMÁTICO.

4.8.1. Valores de los parámetros.

Los resultados de estudios de microcosmos para la determinación del parámetro de mantenimiento fueron los que se muestran en la tabla 4.5.

Consumo de:	TROZOS	MOLIDOS
	μ (h^{-1})	μ (h^{-1})
Tolueno	0.1131	0.1370
Xileno	0.0349	0.0463
Tolueno en presencia de xileno	0.1193	0.1465
Xileno en presencia de tolueno	0.0361	0.0458

Tabla 4.5. Tasas de consumo.

Como se puede ver en la tabla 4.5, las tasas de consumo de los experimentos con los anillos molidos se vieron incrementadas en un 20% en todos los casos, por lo que se

puede afirmar que los problemas de transferencia en microcosmos son mínimos. Por otro lado, la tasa de consumo de tolueno fue similar cuando fue puesto como único contaminante que cuando fueron agregado xileno. De igual manera se comportó la tasa de consumo de xileno.

De las determinaciones de proteína por el método de Lowry se obtuvo el valor de:

0.417 g biomasa/g soporte seco.

La tabla 4.6. resume los valores de los parámetros utilizados:

Parámetro	Valor	Unidades
Difusividad de tolueno en agua	$D_{\text{tol/H}_2\text{O}} = 4.58 \times 10^{-6}$	m^2/h
Coefficiente de partición agua-aire para tolueno	$m_{\text{tol}} = 0.27$	Adimensional
Área superficial de transferencia.	$A_S = 254.15$	$\text{m}^2/\text{m}^3_{\text{reactor}}$
Espesor de biopelícula	$\delta = 1500$ $\delta = 300$	micras
Concentración de mat. org. total	$X_{vt} = 34095$	$\text{g biomasa}/\text{m}^3_{\text{biopelícula}}$
Factor de corrección a la difusividad	$f(X_{vt}) = 0.4474$	Adimensional
Mantenimiento	$M = 2.254 \times 10^{-3}$	$\text{g tol}/\text{g biomasa h}$

Tabla 4.6. Valores de los parámetros utilizados en el modelo.

4.8.2. Comparación entre los datos experimentales y los resultados del modelo.

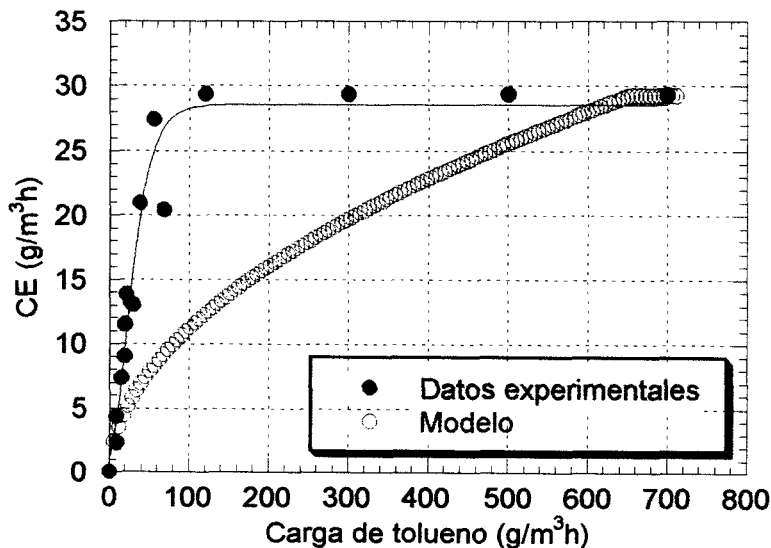


Fig. 4.26. Comparación entre los datos experimentales y el modelo.

$\delta = 1500$ (calculado con la geometría del anillo).

Los parámetros obtenidos fueron utilizados para calcular la CE de acuerdo a las Ecs. 1.7 y 1.10. Las concentraciones fueron cambiadas a carga mediante la ecuación 3.3.

Los resultados obtenidos son presentados en la fig. 4.26. En esta, se puede observar como la CE máxima (por arriba de la carga crítica) predicha por el modelo ajusta con los datos experimentales. Sin embargo, el modelo no predice de manera correcta la parte difusional (por debajo de la carga crítica).

La carga crítica calculada por el modelo es de $660 \text{ g/m}^3\text{h}$ ($C_{g_{\text{crit}}} = 11 \text{ g/m}^3$), mientras que la observada experimentalmente es de $60 \text{ g/m}^3\text{h}$ (1 g/m^3). Este valor tan disparado es debido principalmente a un valor muy alto del espesor de biopelícula, δ , que se encuentra elevado al cuadrado en la expresión para la concentración crítica (Ec. 1.9). Los valores reportados en la literatura para δ , se encuentran en un rango de $70\text{-}200 \text{ }\mu\text{m}$ (Morales, 1994). Por otro lado, también se ha reportado que el máximo espesor de biopelícula sin que se presenten problemas de difusión del oxígeno en ella es de aproximadamente $200 \text{ }\mu\text{m}$.

El valor crítico de concentración de alimentación encontrado experimentalmente (1 g/m^3), se encuentra en el rango reportado en la bibliografía. Morales 1994, para la eliminación de tolueno en turba, encuentra experimentalmente un valor de 0.9 g/m^3 . Pineda en 1996, reporta una concentración crítica de 1.1 g/m^3 , para la eliminación de tolueno utilizando vermiculita como soporte.

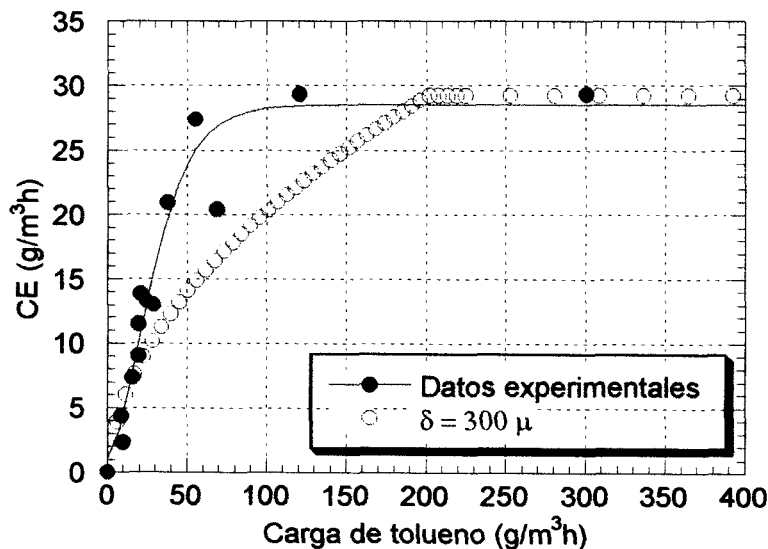


Fig. 4.27. Datos experimentales de carga-vs-CE para un espesor de biopelícula $\delta=300\mu$, correspondientes al 40% de contenido de agua.

Pineda, 1996, calcula un δ de $130 \mu\text{m}$, suponiendo que toda el agua presente en el sistema forma la biopelícula. Realizando este cálculo para este sistema se obtuvo un espesor de biopelícula de $300 \mu\text{m}$, para un 40% de humedad, que es la máxima capacidad de retención de agua del soporte. Con estos valores se obtuvieron los resultados que se muestran en la fig. 4.27. La carga crítica se reduce considerablemente de $660 \text{ g/m}^3\text{h}$ a $200 \text{ g/m}^3\text{h}$. Sin embargo, los datos del régimen controlado por difusión no son representados de manera correcta. Por lo que se realizó un ajuste con el valor del espesor de biopelícula, para encontrar que valor de este parámetro ajustaba mejor los datos experimentales, tal como lo muestra la fig. 4.28, este valor es el de $100 \mu\text{m}$.

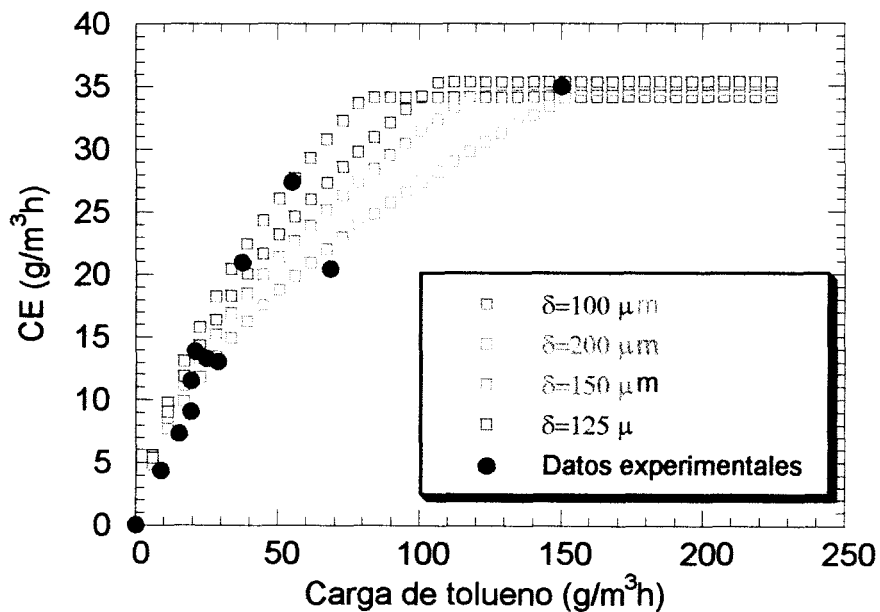


Fig. 4.28. Carga-vs-CE ajustando el espesor de biopelícula.

CONCLUSIONES

La biofiltración resultó ser un método eficiente para eliminar globalmente hasta en un 80% la mezcla de BTX. Los microorganismos utilizados fueron capaces para eliminar gran parte de los contaminantes, incluyendo al o-xileno, cuya degradación ha sido reportada como difícil de llevar a cabo.

Las capacidades de eliminación de los biofiltros se vieron directamente afectadas con la pérdida de las condiciones adecuadas de humedad en el lecho y la falta de nutrientes. Para solucionar estos problemas y lograr mantener durante un período mayor las altas capacidades de eliminación se utilizaron diversas manipulaciones dependiendo de las características de los diferentes soportes estudiados en este trabajo. Los soportes inertes utilizados, vermiculita y los anillos rashig, presentaron la desventaja de requerir la adición de nutrientes. En todos los casos se presentó la disminución del contenido de humedad del lecho, asociado al calor metabólico producido durante la degradación biológica de los compuestos. Este problema fue solucionado rociando agua por la parte superior del lecho. El único soporte que no permitió la adición directa de agua fue la turba, en donde fue necesario desempacar el lecho, adicionar agua y mezclarlo para reestablecer el contenido de humedad.

La adición de agua y/o nutrientes en medio líquido implican requerimientos de energía para hacer recircular los líquidos en el lecho, estos costos deben ser evaluados para la selección de estos soportes en el proceso de biofiltración.

Las capacidades de eliminación observadas, se encuentran ligeramente por encima de lo reportado en la literatura. Los experimentos de variación de carga demostraron que los biofiltros fueron operados en el régimen de control por difusión, es decir, por debajo de su capacidad de eliminación máxima.

La máxima capacidad de eliminación fue obtenida para el lecho empacado con la mezcla de vermiculita y carbón activado, también con este lecho fueron obtenidas las mayores eficiencias de eliminación. Estos mejores resultados puede ser atribuido a dos factores, por un lado, el favorecimiento del contacto entre los microorganismos y los contaminantes provocado por la adsorción de estos en el carbón activado o por el otro, a la presencia de una mayor cantidad de microorganismos activos en el lecho.

Las capacidades máximas determinadas con los estudios de microcosmos, representaron correctamente los valores encontrados experimentalmente.

La simulación del proceso, midiendo experimentalmente los parámetros, y utilizando un modelo sencillo, representó correctamente el valor máximo de capacidad de eliminación. Para el caso del régimen de control por difusión, el modelo no fue capaz de representar el comportamiento de la degradación de tolueno en los anillos. Los datos fueron ajustados recalculando el valor del espesor de biopelícula.

Respecto a la población microbiana, se observó mediante microscopía electrónica que al final de la operación se asentaron poblaciones filamentosas que no formaban parte del inóculo inicial, es decir, que la población cambió de acuerdo a los cambios en los contenidos de humedad y a las condiciones existentes en el lecho. Este hecho, implica que un soporte debe poseer la capacidad de soportar el crecimiento de poblaciones filamentosas, que son las que después de largos períodos de operación se imponen.

Las perspectivas de este estudio son la utilización de la biofiltración para la degradación de vapores de gasolinas, aprovechando la capacidad de las poblaciones establecidas en los biofiltros. La simulación del consumo de los otros compuestos en los anillos y en los demás soportes de estudio.

BIBLIOGRAFÍA.

1. Acuña M., Auria R., Pineda J., Pérez F., Morales M., Revah S., 1996, Studies on the Microbiology and kinetics of a biofilter used to control toluene emissions, Proceedings of the 89th Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.
2. Acuña M., 1998, Tesis de Doctorado en Ciencias en preparación. Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa. México.
3. Baltzis B.C., Shareefdeen Z., 1993, Modeling and preliminary design criteria for packed-bed biofilters, 86th Annual Meeting and Exhibition of APCA.
4. Baltzis B.C., Shareefdeen Z., Androustopoulos H., 1994, Air purification in vapor phase, biological reactors, Proceedings of the congress Restoration and protection of the environment, Patras, Grecia.
5. Adsorption of microorganisms to surfaces, Edited by Bitton G. and K.C. Marshall, John Wiley & Sons, 1980. pp. 425-426.
6. Bohn H., 1996, Biofilter Media, Proceedings of The 89th Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.
7. Chang A.N. and Yoon H., 1995, Biofiltration of Gasoline Vapors, Proceedings of The Conference on Biofiltration (and Air Pollution Control Technology), Los Angeles Cal. EU, pp. 123-130.
8. Chou M.S. and Cheng W.H., 1997, Screening of Biofiltering Material for VOC Treatment. Journal of the air & Waste Management Association. Vol. 47, pp. 674-681.
9. De Heyder B. Overmeire A., Van Langenhove H. and Verstraete W., 1994, Ethane Removal from Synthetic Waste Gas using a dry biobed, Biotechnology and Bioengineering, Vol. 44, pp. 642-648.
10. Devinsky J.S., Medina V.F., Hodge D.S., 1991, Bench testing of fuel vapors treatment by biofiltration, National research and development conference on the control of hazardous material, Hazardous Materials Institute, Anaheim, Cal., EU.
11. Diccionario de química y productos químicos. Editorial Omega. Barcelona, 1979.
12. Diks R.M.M., Ottengraf S.P.P., 1991, Process engineering aspects of biological waste purification, International Symposium Environmental Biotechnology, Oostende, Bélgica.
13. Ergas J.S., Schroeder E. D., Chang D.P.Y. 1993, Control of air emissions of dichloromethane and toluene by biofiltration, Proceedings of the 86th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Denver, Colorado, EU.

14. Fan L. S., Leyva-Ramos R., Wisecarver K. D. and Zehner B.J., 1990, Diffusion of phenol through a biofilm grown on activated carbon particles in a draft-tube three-phase fluidized-bed bioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 35, pp. 279-286.
15. Govind R., Wang Z. And Bishop D. F., 1997, Biofiltration Kinetics for Volatile Organic Compounds (VOCs) and development of a structure-biodegradability relationship. *Proceedings of the 90th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association*, Toronto, Ontario, Canada.
16. Hernández S., 1997, Tesis de Maestría en Ingeniería Química en preparación, Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa, México.
17. Hodge D.S., Medina V.F., Islander R.L. and Deviny J.S., 1991, Treatment of Hydrocarbon fuel vapors in Biofilters, *Environmental Technology*, Vol. 12 pp. 655-662.
18. Hwang S-J. and Tang H-M., 1997, Kinetic behavior of the toluene biofiltration process, *Journal of the Air & Waste Management Association*. Vol. 47, pp. 664-673.
19. Kennes C., Cox H.H.J., Veiga M.C. and Doddema H.J., 1995, Continuous removal of Benzene related compounds from waste gases, *Med. Fac. Landbouww, Univ. Gent*, 60/4b, pp. 2279-2284.
20. Leson G. and Winer A.M., 1991, Biofiltration: An Innovative Air Pollution Control Technology For VOC Emissions, *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 41, No.8, pp.1045-1054.
21. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J., 1951, Protein measurement with folin phenol reagent, *J. Biol. Chem.*, Vol. 193, pp. 265-275
22. Mallakin A. and Ward O.P., 1996, Degradation of BTEX compounds in liquid media and peat biofilters, *Journal of Industrial Microbiology*, Vol.16, pp. 309-318.
23. Massol-Deyá A. A., Whallon J., Hickey R. F. and Tiedje J. M., 1995, Channel structures in Aerobic biofilms of fixed-film reactors treating contaminated groundwater. *Applied and environmental microbiology*, Vol. 61 No. 2, pp. 769-777.
24. Mercado P. y Molinar J.L., 1997, Componentes básicos de la gasolina primaria, reformada y catalítica, *Gerencia de Tecnología de Procesos del Instituto Mexicano del Petróleo*.
25. Mohseni M., Grant D., 1997, The influence of transient conditions on the biofiltration of alpha-pinene using wood-chip/activated carbon biofilters, *Proceedings of the 90th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association*, Toronto, Ontario, Canada.
26. Morales M. G., 1994, Implementación y caracterización de un biofiltro para el tratamiento de un efluente gaseoso contaminado con Tolueno, Tesis de Maestría en Ingeniería Química. Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa.

27. Morales M., Frère G., Acuña M., Pérez F., Auria R., Revah S., 1997, Influence of mixing on the removal rate of toluene vapors by bifiltration, Proceedings of the 90th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Toronto, Ontario, Canada.
28. Múgica-Alvarez V., Ruiz-Santoyo M. y Aguirre-Saldívar R., abril 1997, Determinación de los perfiles de emisión de diversas fuentes y su aplicación en los modelos receptores, *Ecoquímica*, pp. 87-93.
29. Oh Y-S., Shareefdeen Z., Baltzis B.C. and Bartha R., 1994, Interactions between benzene, Toluene and p-xylene (BTX) during their degradation, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 44, pp. 533-538.
30. Ottengraf S.P.P. and van Den Oever A:H.C., 1983, Kinetics of organic compound removal from waste gases with biological filter, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. XXV, pp. 3089-3102.
31. Ottengraf S.P.P. and Diks R.M.M., 1990, Biological purification of waste gases, *Chimicaoggi*, pp. 41-45.
32. Pineda J., 1996, Estudio de Biofiltración: Eliminación de Tolueno utilizando un sistema "Modelo", Tesis de Maestría en Ingeniería Química. Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa.
33. Pinnette J. R., Dwinal C. A. and Giggey M. D., 1995, Porosity of biofilter media, Proceedings of the Conference on Biofiltration (and Air Pollution Control Technology), Los Angeles, Cal., EU. pp. 207-215.
34. Ratkowsky D.A., 1983, Non linear modeling, Ed. Marcel Dekker, New York, 10, pp. 505-513.
35. Riveros H.G., Tejeda J., Ortiz L., Julián-Sanchez A. y Riveros-Rosas H., 1995, Hydrocarbons and carbon Monoxide in the Atmosphere of Mexico City, *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 45, pp. 973-980.
36. Seed L. and Corsi R.L., 1996, Biofiltration of Benzene, Toluene, and o-Xylene: Substrate Effects and Carbon Balancing, Proceedings of The 89th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.
37. Steward C. W. And Kamarthi R., 1997, Biofilter application for control of BTEX compounds from glycol dehydrator condenser vent gases at oil an natural gas producing facility, Proceedings of the 90th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Toronto, Ontario, Canada.
38. Thompson D., Sterne L., Bell J., Parker W. and Lye A., 1996, Pilot scale investigation of sustainable BTEX removal with a compost biofilter, Proceedings of The 89th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.

39. van Groenestijn J., Harkes M., Cox H. and Doddema H., 1995, Ceramic Materials in Biofiltration, Proceedings of The Conference on Biofiltration (and Air Pollution Control Tecnology), Los Angeles Cal. EU, pp. 317-323.
40. van Lith C., David S.L., Marsh R., 1990, Design criteria for biofilters, I.Chem E. Symposium series No. 116, pp. 127-138.
41. van Lith C., 1996, Long term experiences with Biofilter Material Stabilized with Inert Additives, Proceedings of The 89th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.
42. Wang Z., Govind R. and Bishop D.F., 1996, Review of Biofiltration - Effect of Support Media on Biofilter Performance, Proceedings of The 89th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Nashville, Tennessee, EU.
43. Wright W., Davidova Y., Schroeder E.D., Chang P.Y., Romstad K. and Weigel S., 1995, Performance of a compost Biofilter treating gasoline from a soil vapor extraction operation, Proceedings of The Conference on Biofiltration (and Air Pollution Control Technology), Los Angeles Cal. EU, pp. 317-323.

NOMENCLATURA.

Simbolo		Unidades
A_s	Área superficial	m^2/m^3_{reactor}
C_g	Concentración del contaminante en la fase gas	g/m^3
$C_{g \text{ crit.}}$	Concentración crítica	g/m^3
C_l	Concentración del contaminante en la fase líquida	g/m^3
δ	Espesor de la biopelícula	micras ($m\mu$)
D_{ef}	Difusividad efectiva del contaminante en la biopelícula	m^2/h
D_{tol/H_2O}	Difusividad de tolueno en agua	m^2/h
$f(X_v)$	Factor de corrección a la difusividad	Adimensional
H	Altura del biofiltro	L
λ	Espesor de la biopelícula penetrado	micras ($m\mu$)
M	Mantenimiento	$g_{\text{tol}}/g_{\text{biomasa}} h$
m	Coeficiente de partición líquido-gas	Adimensional
μ	Tasa de crecimiento específica	($día^{-1}$)
m_1 y m_3	Constantes del modelo Gompertz	Adimensional
U	Velocidad superficial del gas	m/seg
x	Coordenada longitudinal de la biopelícula	L
X_v	Biomasa activa	$g_{\text{biomasa}}/m^3_{\text{biopelícula}}$
Y	Coeficiente de rendimiento	$g_{\text{cel}}/g_{\text{contaminante consum.}}$