

BIODEGRADATION OF WASTE GAS CONTAINING TOLUENE BY USING AN EAF BLACK SLAG BASED BIOFILTER

Manrique De Lara, R.; Gallastegui, G.; Elias, A.; Gurtubay, L.; Rojo, N.; Barona, A.

Universidad del País Vasco

The steel industry generates large amounts of solid waste by-products. Electric arc furnace (EAF) black slag is the major by-product in steelmaking using EAF technology (90 % of total slag production). Its sustainable management remains a serious concern. If not recycled, the steel slag is disposed in landfills, thus increasing the amount of waste to be dumped.

In this study, the use of this by-product as packing material in biofilters is proposed as a novel alternative. Unlike traditional organic packing materials (e.g. compost or peat), this cube-shaped material has a high mechanical resistance and a moderately rough surface with the latter promoting microorganism growth and attachment on its surface. As far as operating procedure is concerned, this inert media must be inoculated with an enriched microbial culture, and, a periodical supply of additional nutrients for microbial growth should be guaranteed.

In order to analyze this carrier material's behavior in biological systems, a bioreactor packed with EAF black slag is developed for treating toluene polluted air. After the start-up procedure for this bioreactor is established, the removal efficiency for inlet loading concentrations ranging from 0.5 to 3.0 gtoluenem⁻³ is determined for an empty bed residence time (EBRT) of 60 s.

Keywords: *Biodegradation; Toluene; Biofiltration; Steel black slag*

BIODEGRADATION OF WASTE GAS CONTAINING TOLUENE BY USING AN EAF BLACK SLAG BASED BIOFILTER

La escoria negra de acería (ENAC) obtenida como subproducto durante el proceso de fabricación de acero mediante horno de arco eléctrico es un residuo que se genera en grandes cantidades. En caso de no ser reciclado, este material termina acumulándose en los vertederos, haciendo más urgente si cabe su reciclaje de una forma segura y controlada. Por tanto, la gestión sostenible de la ENAC supone un gran reto.

Una posible alternativa de reutilización es la aplicación de la ENAC como lecho de bioreactores para el tratamiento de corrientes gaseosas. A diferencia de los tradicionales soportes orgánicos (compost, turba, etc.), su forma cúbica presenta una resistencia mecánica alta y una apreciable rugosidad, lo que favorece la capacidad de que se fije una elevada concentración de microorganismos útiles sobre su superficie. Por otro lado, al tratarse de un material inorgánico, para un correcto funcionamiento del proceso deberá inocularse con microorganismos capaces de degradar los contaminantes y suministrar regularmente una fuente de nutrientes adicional para los microorganismos.

En este trabajo se estudia la utilización de ENAC como soporte para un sistema de biofiltración diseñado para tratar una corriente contaminada con tolueno (concentraciones entre 0.5 y 3 gtoluenom⁻³) y tiempos de residencia de 60s.

Palabras clave: *Biodegradación; Tolueno; Biofiltración; Escoria negra de acería*

Correspondencia: Ana Elias, ana.elias@ehu.es

1. Introducción

La presencia de olor en el aire produce un empeoramiento de su calidad, constituyendo de por sí una molestia y siendo, por consiguiente, una forma específica de contaminación ambiental. Así, en el año 1995, el 50 % de las denuncias medioambientales presentadas a la administración pública española correspondieron a problemas de malos olores (Echtner y Bieger, 2002).

En la misma línea, un estudio desarrollado en el 2001 por el Instituto Nacional de Estadística (INE), comprobó que entre los 14 millones de viviendas consultadas, el 19,3 % habían tenido alguna queja por motivo de contaminación de olores, y 12 provincias superaban el 20 % de viviendas con quejas por contaminación de olores.

Cuando las emisiones de olores y otros compuestos volátiles de efluentes gaseosos se deben a una actividad industrial, las soluciones para mitigar y/o eliminar el impacto odorífero pueden abarcar desde soluciones para mejorar la dispersión de las emisiones, hasta mejorar la ventilación/extracción de naves industriales y/o instalar sistemas de abatimiento fin de línea.

En el caso de que fuera necesaria la implantación de algún sistema de depuración de gases, se debe escoger un sistema de tratamiento que sea capaz de alcanzar los requisitos establecidos, impidiendo que se produzcan episodios puntuales que puedan afectar a la población que habite o desarrolle sus actividades en zonas próximas a las áreas de emisión. En la actualidad existen varias alternativas; por un lado se pueden utilizar procesos no-biológicos (principalmente absorción, adsorción, lavadores químicos y procesos de oxidación) y, por otra parte, se pueden utilizar bioprocesos (biofiltros, biofiltros percoladores y biolavadores) (Piñol, 2009).

Tradicionalmente, los sistemas no-biológicos o físico-químicos han sido más utilizados a nivel industrial debido a las elevadas eficacias de eliminación y a su sencillez de operación y mantenimiento. Sin embargo, estudios recientes como el de Dorado y Stuetz (2012), han comprobado que los sistemas biológicos también presentan una alta eficacia, permitiendo obtener una mayor eliminación para los compuestos más problemáticos en relación a la molestia que pueden ocasionar por su olor.

Durante décadas, las tecnologías biológicas han sido utilizadas para el tratamiento de aguas residuales, donde han demostrado ser muy eficaces, ambientalmente respetuosas y económicamente viables. Para el tratamiento de gases, sin embargo, estos sistemas son relativamente recientes. A diferencia de los procesos físico-químicos, los métodos biológicos no requieren reactivos químicos ni sistemas de regeneración de los absorbentes o adsorbentes. Por lo tanto, los sistemas pueden ser de menor complejidad, requerir menos control y generar menos corrientes de subproductos para ser tratados, lo que implica un menor coste de operación.

En cuanto al aspecto económico, las tecnologías biológicas presentan menores variaciones que las físico-químicas, cuya mayor desventaja es su elevada sensibilidad económica a cambios en la concentración del contaminante a tratar, por los costes de reactivos químicos y/o adsorbentes.

Respecto a la robustez del sistema, los estudios realizados demuestran también la alta estabilidad dinámica y la capacidad de recuperación de los sistemas biológicos frente a fluctuaciones de proceso y paradas operacionales en breves periodos de tiempo (Estrada et al., 2012).

En concreto, los bioprocesos están recomendados para concentraciones bajas de contaminantes ($< 4-5 \text{ g}_{\text{contaminante}} \text{ m}^{-3}_{\text{gas}}$) y para caudales de gas que pueden ir desde valores muy bajos hasta aproximadamente $0,5 \text{ hm}^3 \text{ h}^{-1}$. Hay que tener en cuenta que pese a que los bioprocesos son "competentes" para su utilización en gases con las

concentraciones en contaminantes volátiles anteriormente mencionadas, en los casos de tratamiento de olores las concentraciones de compuestos odoríferos en los efluentes no suelen alcanzar concentraciones tan elevadas (Kennes et al., 2009).

El biofiltro convencional es uno de los sistemas biológicos más conocidos y más utilizados para resolver problemas de olores y de emisión de compuestos volátiles a la atmósfera. Actualmente la lista de compuestos tratados con éxito por biofiltros incluyen casi 200 compuestos diferentes, tanto minerales como orgánicos, alifáticos, aromáticos y halogenados (Thalasso y Pineda, 2002).

Su modo de funcionamiento es aparentemente sencillo; consiste en hacer pasar un gas contaminado a través de un medio poroso donde anida la biomasa que lleva a cabo la degradación de los contaminantes a productos no nocivos.

Por lo tanto, el lecho fijo presenta una gran importancia dentro de la técnica de biofiltración, ya que es en él donde se asienta los microorganismos causantes de la actividad degradadora. Asimismo, debe mantenerse unas condiciones adecuadas para garantizar su óptimo funcionamiento: humedad apropiada, disponibilidad garantizada de nutrientes, condiciones físico-químicas (como pH y temperatura) adecuadas, ausencia de sustancias tóxicas por debajo de un umbral determinado que puedan alterar o inhibir el proceso de biodegradación y, por último, la ausencia de partículas u otras sustancias que puedan disminuir la permeabilidad del medio.

En conclusión, la selección de un material que favorezca el desarrollo de biomasa, optimiza la etapa casi más importante en este proceso de depuración. Los biomedios más utilizados en los biofiltros convencionales consisten principalmente en mezclas (en distintas proporciones) de materiales y restos de origen vegetal (como turba, compost, suelo, tacos de madera, raíces, corteza, fibra de coco, etc.).

Inevitablemente, estos materiales empiezan a descomponerse desde el inicio de su vida útil, lo que provoca la compactación de dicho medio, la aparición de canalizaciones preferenciales y la correspondiente pérdida de eficacia de depuración, obligando a su reemplazo tras 1–3 años de uso. Además, algunos de estos soportes orgánicos pueden ser una fuente de emisión intrínseca de olor considerable.

Para paliar esta problemática, se ha comenzado a utilizar, de forma única o conjuntamente con los soportes clásicos, materiales sintéticos e inorgánicos como, por ejemplo, la perlita, para poder así frenar la descomposición y reducir la caída de presión en el reactor.

En este estudio, se propone la novedosa utilización de escoria negra de acería (ENAC) como lecho de bioreactores para el tratamiento de corrientes gaseosas contaminadas. Su forma cúbica presenta una resistencia mecánica alta y una apreciable rugosidad, lo que podría favorecer que se fije una elevada concentración de microorganismos útiles sobre su superficie.

La ENAC es un residuo que se genera en grandes cantidades en el proceso de fabricación de acero mediante horno de arco eléctrico. Tradicionalmente, este subproducto se ha sometido a procesos de separación, machaqueo y cribado, obteniéndose un material granular denominado “árido siderúrgico” que se ha aplicado en relleno de carreteras y en la fabricación de hormigones. Sin embargo, en Europa se acumulan anualmente alrededor de 20 millones de toneladas de este subproducto (Pellegrino et al., 2012), lo que da idea de la magnitud del problema de su gestión y de la necesidad de buscar nuevas alternativas de reutilización que no signifiquen un riesgo para la salud humana ni para los ecosistemas.

2. Objetivos

La biofiltración es una tecnología de depuración de gases que goza de una buena aceptación social sólo si el sistema funciona con suficiente eficacia y de modo continuo. Por lo tanto, en este trabajo se analiza la remoción de tolueno (uno de los contaminantes más habituales en los entornos industriales) mediante la operación de un biofiltro que emplea un lecho novedoso formado únicamente por escoria negra de acería como soporte de los microorganismos.

Se analizó el comportamiento del biofiltro para diferentes variables de operación, tratándose concentraciones entre 0,1 y 2,5 g m⁻³ y tiempos de residencia entre 45 y 180 s. Finalmente, se realizó la caracterización de la escoria empleada como soporte y de la fauna microbiana desarrollada sobre su superficie.

3. Metodología

3.1. Soporte e Inóculo

El soporte inorgánico utilizado en este estudio fue escoria negra de acería de arco eléctrico (ENAC) (Figura 1a). La muestra fue facilitada por la empresa Nervacero, situada en Portugalete (Bizkaia), donde la empresa Ballonti S.L. la clasifica en diferentes granulometrías desde los 5 hasta los 110 mm. Para este estudio se seleccionó una escoria que llevaba en depósito 2 semanas con un tamaño medio entre 5–6 mm y las características que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización físico-química de la ENAC utilizada

Propiedad	Valor medio
Diámetro equivalente (mm)	7,49 ± 0,19
Densidad aparente (g mL ⁻¹)	2,97 ± 0,19
Superficie específica BET (m ² g ⁻¹)	1,376 ± 0,012
Superficie específica Langmuir (m ² g ⁻¹)	1,698 ± 0,048
Área de microporo (m ² g ⁻¹)	0,1572
Volumen de microporo (cm ³ g ⁻¹)	6,90 10 ⁻⁵

La composición típica (expresada como porcentaje en peso de óxidos) de la ENAC es: CaO 24-46; SiO₂ 10-32; Al₂O₃ 4-15; MgO 2-16; MnO 2-16; FeO 3-34; P₂O₅ <1,5; mientras que los elementos minoritarios (mg kg⁻¹) incluyen: Cr 2200–32700; V 227–1710; Ti 2400–7910; Ni 45–3180; Mo 11–500; Zn 92–321; K <590; Na 150–370; Cu 140–233 (Motz and Geiseler, 2001; Tossavainen et al., 2007; Suer et al., 2009).

El material de relleno se inoculó con un fango activado (no aclimatado a tolueno) procedente de un tanque de agitación aerobio de una planta de tratamiento de aguas residuales situada en Muskiz (Bizkaia, España). Para preparar el inóculo, se mezclaron 2 L del fango y 2 L de nutrientes en disolución. La mezcla se recirculó durante 24 h a través del biofiltro con el fin de garantizar la adhesión del cultivo microbiano sobre el lecho, lo cual se verificó de manera visual.

Previo a la inserción del relleno dentro del biofiltro y su inoculación, la ENAC fue esterilizada con una autoclave a 120 ° C durante 30 min.

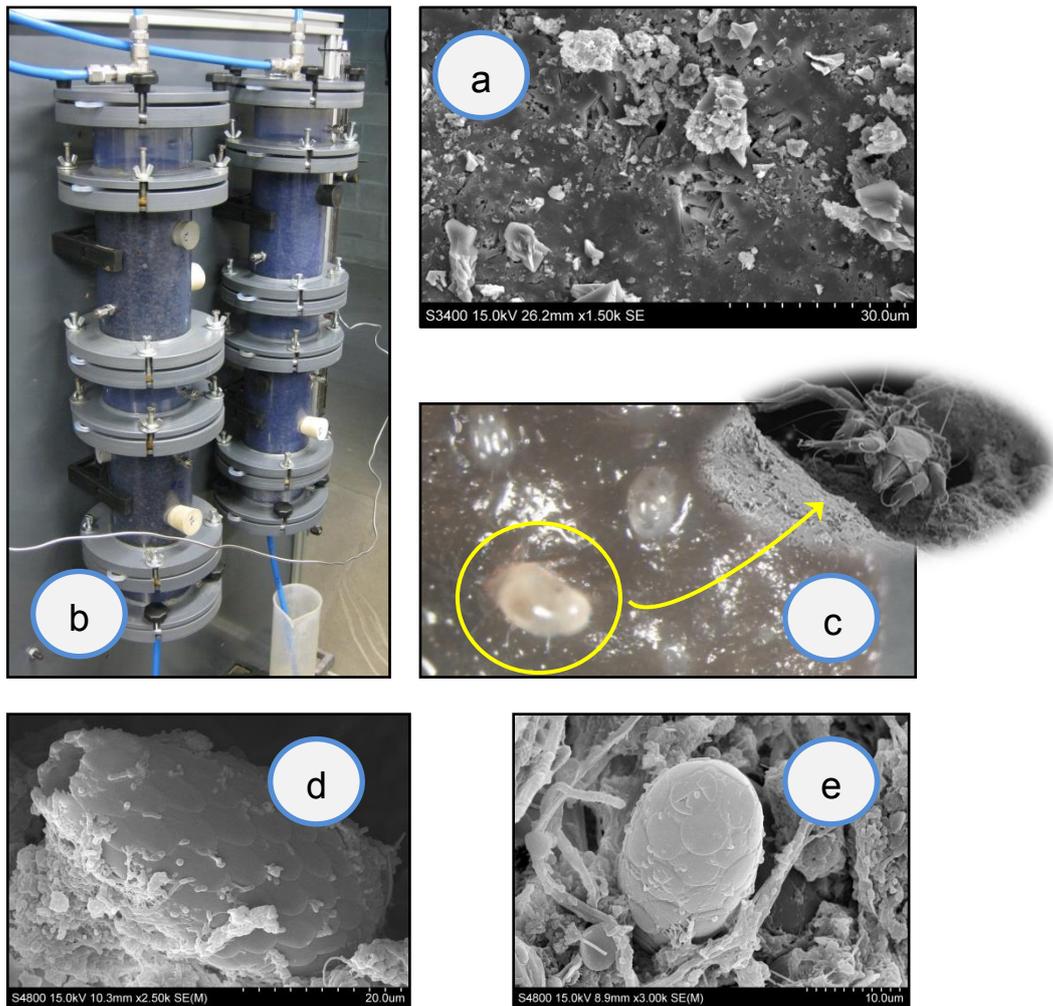
3.2. Descripción de la planta de laboratorio y condiciones de operación

Los ensayos se llevaron a cabo en un biofiltro a escala de laboratorio formado por dos módulos, construido en PVC y con un volumen total de 3 L (diámetro interno 0,10 m y una altura efectiva del relleno 0,4 m) (Figura 1b). Un diseño similar de la planta instalada ha sido publicada en trabajos previos (Gallastegui et al., 2013).

La corriente de entrada al biofiltro se introducía por la parte superior del reactor (flujo descendente) y se sintetizó mezclando diferentes proporciones de una corriente mayoritaria de aire saturado en humedad (libre de tolueno, C_7H_8) y una corriente minoritaria saturada en C_7H_8 . Esta combinación permitía que la humedad relativa de la corriente gaseosa resultante fuese en todos los casos superior al 98 %.

Exceptuando el proceso de inoculación y puesta en marcha, los ensayos se realizaron en condiciones de asepsia. Para ello se instaló en la corriente de entrada un filtro de membrana de nitrocelulosa de $0,22 \mu m$ (GSWP Millipore (Bedford, Mass., USA)) sujeto a un porta-filtros de polipropileno (47 mm in-line polypropylene filter holder (XX4304700 Millipore, USA))

Figura 1. a) Imagen SEM de la escoria negra ENAC antes de su utilización en el bioreactor. b) Detalle de la planta piloto empleada en este estudio. c) y d) Presencia de especies depredadoras como ácaros (c) y amebas (d) en el soporte. e) Detalle del complejo ecosistema desarrollado sobre el soporte.



El nivel de humedad dentro del biofiltro se garantizó mediante el aporte diario de 500 mL de una disolución acuosa de sales minerales a través de una bomba peristáltica. Los nutrientes estaban formados principalmente por KH_2PO_4 y K_2HPO_4 , cuya capacidad tamponadora facilita las condiciones neutras o ligeramente ácidas dentro del bioreactor.

La concentración de C_7H_8 se determinó en tres puertos de muestreo de gas situados a diferentes alturas a lo largo del lecho; a la entrada del biofiltro (0 cm), a la entrada del módulo inferior (20 cm) y a la salida del biofiltro (40 cm). Durante el periodo de operación, la temperatura ambiente osciló entre los 18 y los 26 °C.

El biofiltro operó de manera continua durante 172 días, dividiéndose en 3 etapas consecutivas. El tiempo de residencia osciló desde los 180 s hasta los 45 s. En la segunda y tercera etapas se fue incrementando la concentración de tolueno de manera escalonada (Tabla 2).

Tabla 2: Condiciones de operación ensayadas (Empty bed residence time (EBRT), Carga másica (C_m) y Capacidad de eliminación (EC)).

Periodo	Días	EBRT (s)	Rango C_m ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)	C_m promedio ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)	EC promedio ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)
I	1-19	182 ± 3	9,1-17,2	12,5 ± 1,2	12,5 ± 1,2
II	20-38	89 ± 1	9,9-17,7	14,5 ± 1,5	14,3 ± 1,5
III	39-61	89 ± 1	26,2-37,6	29,9 ± 2,1	16,1 ± 2,0
IV	62-96	89 ± 1	54,2-87,4	55,5 ± 6,9	21,0 ± 4,0
V	97-106	44 ± 1	8,7-11,0	9,6 ± 1,4	9,3 ± 0,8
VI	107-124	45 ± 1	42,6-63,8	47,7 ± 3,7	30,8 ± 1,7
VII	125-172	47 ± 1	69,3-111,4	86,2 ± 6,4	38,6 ± 5,4

3.3. Métodos analíticos

La concentración de tolueno se analizó con un micro-cromatógrafo de gases Varian equipado con un detector de conductividad de temperatura (TCD) (Gallastegui et al., 2013). La concentración de CO_2 se analizó con un monitor de caudal infrarrojo Guardian Plus CO_2 (modelo 97310). La temperatura y humedad relativa de la corriente gaseosa se midió mediante un sensor Testo 625, mientras que la pérdida de carga se obtuvo con un medidor de presión diferencial Testo 521.

El pH y la conductividad de la disolución de nutrientes aportado y el lixiviado recogido por la parte inferior del biofiltro se midieron según el método estándar descrito para el análisis de aguas y aguas residuales. Para determinar la humedad del soporte se empleó un analizador halógeno HB43-S METTLER TOLEDO.

Los módulos del biofiltro fueron pesados con el relleno seco, tras la inoculación y semanalmente mediante una balanza Mettler PJ6000. La superficie del material de soporte se observó por microscopía electrónica de barrido con un microscopio Hitachi S-4800 (Gallastegui et al., 2013) y mediante una lente Leica Wild M10 Magnifying Glass.

3.4. Parámetros de Operación

El diseño y funcionamiento de los biofiltros se basa en tres parámetros fundamentales: tiempo de residencia de lecho vacío, carga másica del contaminante y capacidad de eliminación. A continuación se definen y desarrollan estos términos:

- **Tiempo de residencia de lecho vacío (EBRT)**

Representa el tiempo medio de residencia de un compuesto gaseoso dentro del biofiltro y generalmente se mide en segundos. Las siglas EBRT provienen de su traducción al inglés (Empty Bed Residence Time). La fórmula a partir de la cual se calcula es la siguiente:

$$EBRT (s) = V Q^{-1} \quad (1)$$

donde V = volumen del lecho (m^3)

Q = caudal del gas ($m^3 h^{-1}$)

- **Carga másica del contaminante**

La carga másica (C_m) se define como la masa de contaminante que entra en el biofiltro por unidad de volumen de lecho filtrante y por unidad de tiempo, expresándose generalmente en unidades de $g m^{-3} h^{-1}$, según la siguiente ecuación:

$$C_m (g m^{-3} h^{-1}) = Q C_i V^{-1} \quad (2)$$

donde C_i = concentración del contaminante en la entrada del biofiltro ($g m^{-3}$)

- **Capacidad de eliminación y Eficacia de eliminación**

La capacidad de eliminación (EC) se define como la cantidad de contaminante que el biofiltro es capaz de degradar por unidad de volumen del lecho filtrante y por unidad de tiempo.

$$EC (g m^{-3} h^{-1}) = Q (C_i - C_{i+1}) V^{-1} \quad (3)$$

donde C_i y C_{i+1} son las concentraciones del contaminante a la entrada y salida del biofiltro ($g m^{-3}$). Respecto a la eficacia generalmente se expresa en porcentaje, y se calcula:

$$E (\%) = 100 [(C_i - C_{i+1}) C_i^{-1}] \quad (4)$$

4. Resultados

4.2. Operación del biofiltro: Influencia de la C_m y del EBRT

En la Figura 2a se muestra la concentración de C_7H_8 en la entrada para los tres tiempos de residencia ensayados y la concentración eliminada por cada uno de los dos módulos que forman el biofiltro.

En el primer tramo (EBRT de 180 s), la parte superior del bioreactor fue el responsable principal del buen funcionamiento del sistema, degradando el $77,5 \pm 8,6$ % del contaminante. Durante el segundo tramo de operación, tanto el módulo superior como el módulo inferior alcanzaron su máxima capacidad degradadora para unas condiciones de operación de $EBRT = 90$ s y $C_i > 0,5$ $g m^{-3}$, alcanzando picos de eliminación de 0,38 y 0,53 $g m^{-3}$, respectivamente. Con esas condiciones, el rendimiento global del biofiltro pasaba a estar limitado por la actividad microbiana y no por la transferencia de masa del contaminante entre la fase gas y la fase acuosa del biofilm.

Finalmente, durante el tercer tramo, exceptuando el primer escalón de C_7H_8 ensayado ($C_i \leq 0,25 \text{ g m}^{-3}$), las fluctuaciones entre el comportamiento de ambos módulos fueron menores, de tal manera que la degradación del contaminante fue llevada a cabo a partes iguales por el módulo superior y el módulo inferior. En este caso, la bio-oxidación del módulo superior y del módulo inferior fue de $0,23 \pm 0,03$ y $0,22 \pm 0,02 \text{ g m}^{-3}$, respectivamente.

Figura 2a. Eliminación de tolueno en cada módulo del reactor a diferentes EBRT.

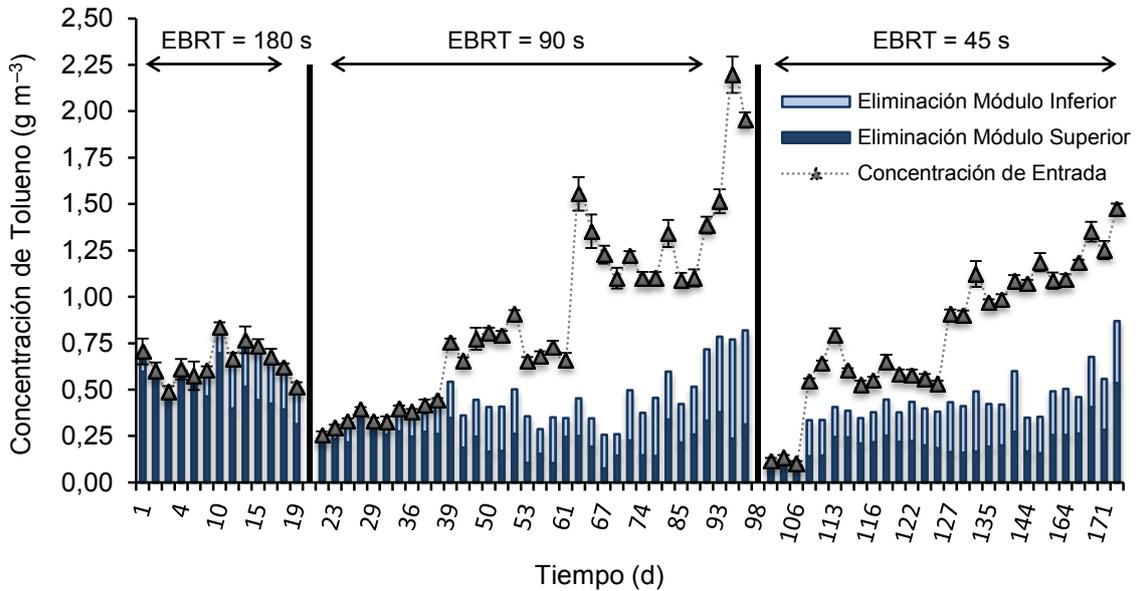
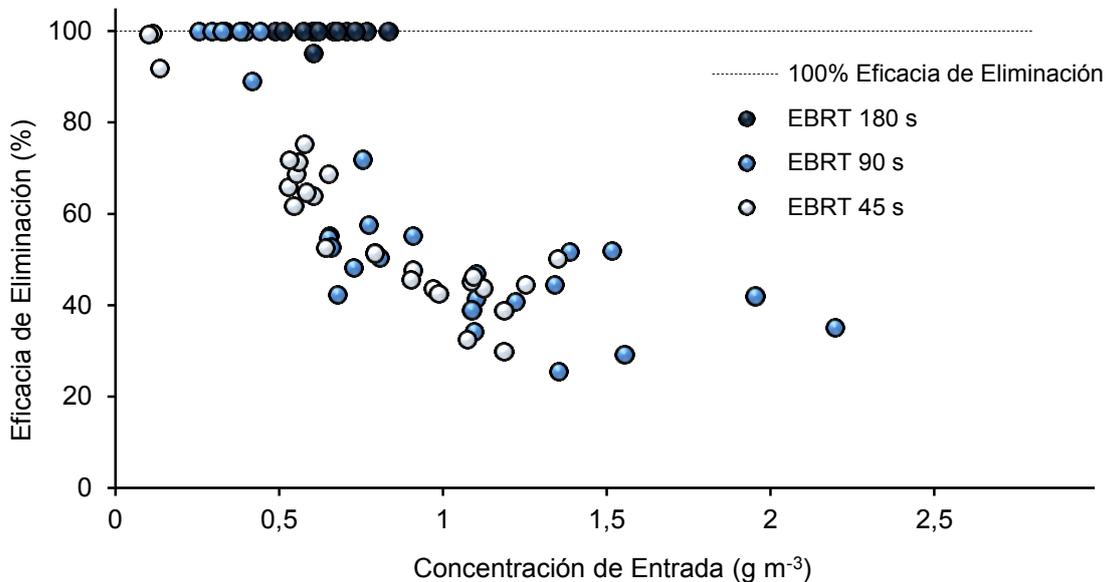


Figura 2b. Eficacia de eliminación global para los diferentes EBRT ensayados.



En la Figura 2b se muestra la evolución de la eficacia de eliminación frente a la carga másica de tolueno introducida para los distintos tiempos de residencia ensayados. Para el caso de una EBRT de 180 s, la eficacia de eliminación fue del 100 % para concentraciones de C_7H_8 de hasta 1 g m^{-3} . Para tiempos de contacto menores (≤ 90 s), la limitación de las reacciones de biodegradación provocó un descenso de lineal de

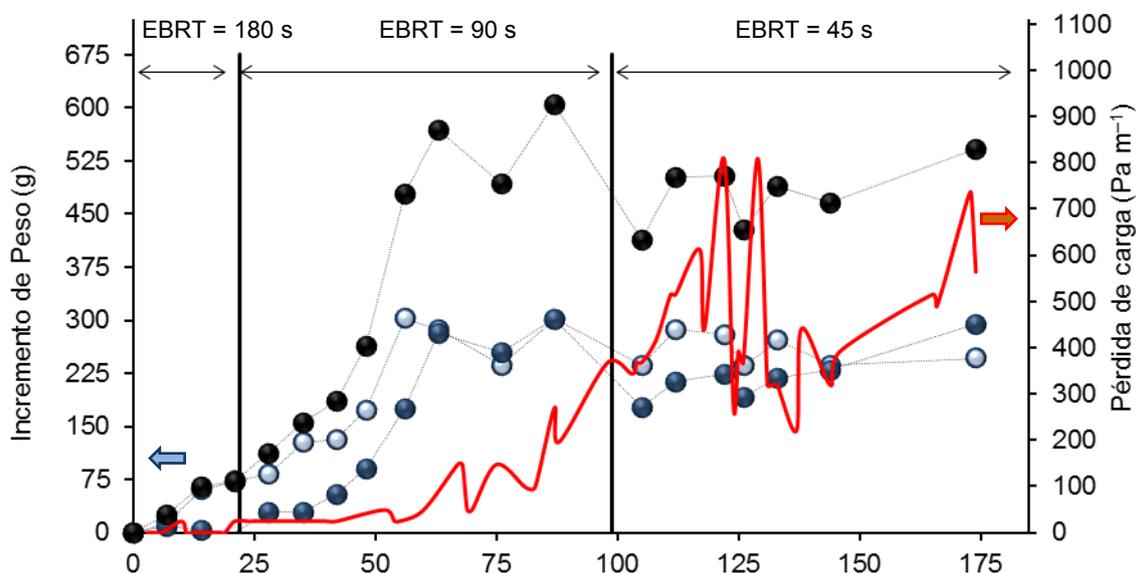
la eficacia de eliminación para concentraciones superiores a $0,5 \text{ g m}^{-3}$ y $0,2 \text{ g m}^{-3}$ en el caso de EBRTs de 90 y 45 s, respectivamente. En ambos casos, las eficacias rondaron el 50 % para concentraciones de entrada entre 1 y $1,5 \text{ g m}^{-3}$.

4.2. Pérdida de carga

El seguimiento de la pérdida de carga a lo largo del biofiltro es un parámetro importante ya que indica cuál es el estado de compactación del lecho y la posible acumulación excesiva de biomasa en su interior.

La figura 3 muestra la evolución de la pérdida de carga en el bioreactor y el aumento de peso registrado en ambos módulos durante el ensayo. Se puede observar que la pérdida de carga aumentó de manera no-lineal con la acumulación de biomasa, registrándose los mayores valores cuando menor era el tiempo de residencia (EBRT de 45 s).

Figura 3. Evaluación de la pérdida de carga e incremento de peso en el reactor a lo largo del tiempo de experimentación.



Nota: Evolución en el tiempo del incremento de peso en el biofiltro (círculos negros), en el módulo superior por donde accede la corriente gaseosa contaminada (círculos azul claro), en el módulo inferior (círculos azul oscuro) y de la pérdida de carga (línea roja).

La acumulación de biomasa fue ligeramente mayor en el módulo superior (sección de entrada del gas a tratar), sobre todo durante la etapa inicial del ensayo. Esto se debe a que en la fase inicial el módulo superior era capaz de degradar en su mayor parte el contaminante de la corriente gaseosa, no permitiendo que una cantidad de sustrato (C_7H_8) suficiente para el desarrollo bacteriano/fúngico alcanzase la mitad inferior del lecho (Figura 2). Así pues, el $56 \pm 6 \%$ de la pérdida de carga total se registró en la parte superior del biofiltro.

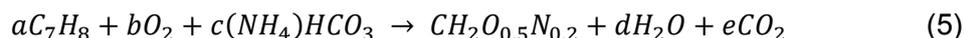
El pico máximo de pérdida de carga se alcanzó los días 122 y 129 con 814 Pa m^{-1} . Contrariamente a lo esperado, estos fuertes incrementos puntuales (incrementos del 50 % en menos de 48 h) no se tradujeron en el empeoramiento de la capacidad de depuración del biofiltro.

La pérdida de carga promedio en el biofiltro durante las condiciones más exigentes (EBRT de 45 s) fue de $461 \pm 69 \text{ Pa m}^{-3}$. Este valor indica la idoneidad de utilizar la ENAC como relleno en biofiltros, ya que el rango de pérdidas de carga tolerables desde un punto de vista económico oscila entre los 590 y los 825 Pa m^{-3} (Lebrero et al., 2013).

Durante todo el periodo experimental no se observó degradación alguna del soporte ni compactación en la altura del lecho. Por el contrario, ensayos realizados por otros autores utilizando soportes orgánicos han indicado reducciones en el lecho entre el 4 y el 14 % (Singh et al., 2006; Lebrero et al., 2011; Hernández et al., 2013). Esta merma en la altura efectiva del lecho puede obligar a la adición de una nueva cantidad de material soporte al interior del biofiltro, aumentando así los costes de operación. Este hecho es crítico, ya que la sustitución del material soporte ha sido considerado como el mayor gasto de mantenimiento en aquellos biofiltros con volúmenes superiores a los 800 m^3 (Prado et al., 2009).

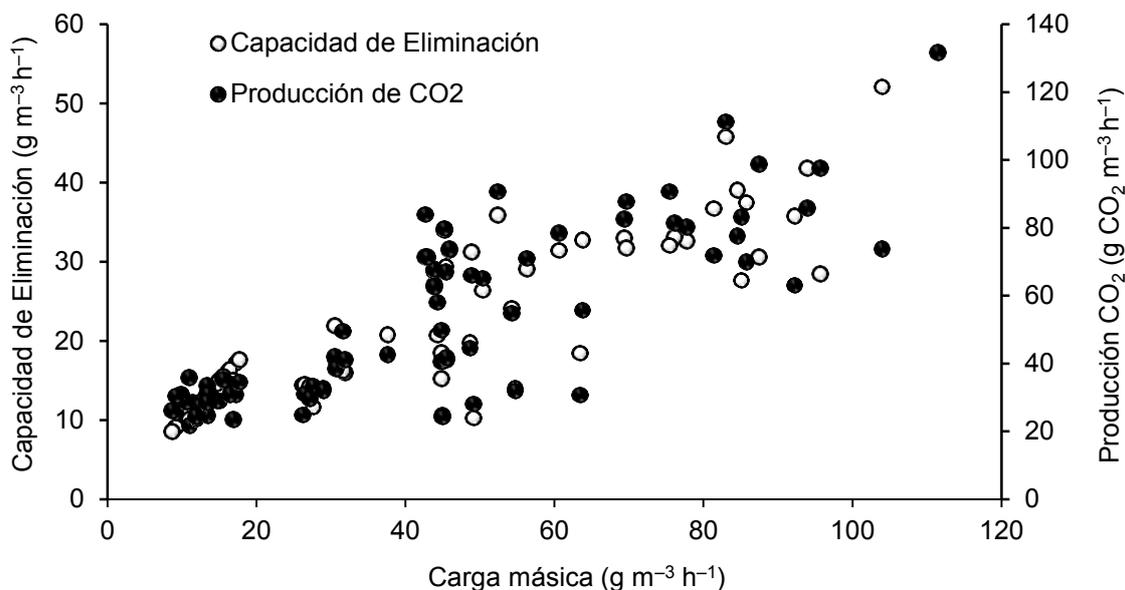
4.3. Producción de CO_2 (PCO_2)

La producción de dióxido de carbono (CO_2) es un indicador directo de la actividad microbiana en el lecho. Asumiendo que la fórmula general para la biomasa es $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$, el C_7H_8 se transformaría por oxidación aeróbica en CO_2 , agua y nueva biomasa mediante la siguiente reacción bioquímica catalizada por microorganismos:



En la figura 4 se muestra la producción de CO_2 en función de la carga másica y la capacidad de eliminación. Se concluye que el CO_2 está fuertemente correlacionado con la cantidad de contaminante degradado (los puntos alineados de la EC y PCO_2 prácticamente se solapan), lo que indica que el C_7H_8 realmente se elimina gracias a la acción de los microorganismos.

Figura 4. Capacidad de eliminación y producción de CO_2 en función de la carga másica



El coeficiente de producción de CO_2 ($Y_{\text{CO}_2} = \text{PCO}_2 \text{ EC}^{-1}$) obtenido es de $2,28 \text{ g CO}_2 \text{ g}^{-1}$, lo que significa que el 68 % del tolueno eliminado se mineralizó completamente en CO_2 . Este valor es superior al logrado por otros autores en estudios previos (47–62 %)

donde también se utilizaron soportes inorgánicos (perlita, vermiculita y carbón activado) y contaminantes orgánicos volátiles de carácter hidrófobo (Hinojosa–Reyes et al., 2012; Ortiz et al., 2008; Ortiz et al., 2003).

El alto grado de mineralización puede explicarse en parte por la presencia de ácaros (Figura 1c) y otras especies depredadoras como amebas (Figura 1d) en el soporte. Otros autores han explicado que el incremento en los niveles de CO₂ registrado se debe a la depredación de la biomasa por parte de éstas especies de un nivel trófico superior, formándose un equilibrio ecológico entre todas ellas (Mattison & Harayama, 2001; Woertz et al., 2002). Además, la continua digestión de bacterias y hongos por estos organismos permite un mayor control de la biomasa acumulada, recudiéndose la pérdida de carga en el biofiltro.

En la Figura 1e se observa el hábitat o ecosistema desarrollado en el interior del biofiltro, donde diversas poblaciones biológicas interactúan entre sí. Se aprecia como hifas de hongos han colonizado el soporte, siendo éstas al mismo tiempo responsables de la oxidación del C₇H₈, fuente de alimento para amebas y vectores para el desplazamiento de bacterias (Kohlmeier et al., 2005).

Conclusiones

La aplicación de sistemas de biofiltración al tratamiento de gases olorosos resulta una alternativa económica, sencilla, versátil y respetuosa con el medio ambiente.

La escoria negra de acería ENAC ha sido empleada como material soporte único en un biofiltro para el biotratamiento de tolueno. En este proceso, el biofiltro operó con eficacias superiores al 50 % para tiempos de residencia de 45 s y concentraciones de contaminante entre 0.5 y 1.5 g m⁻³.

Durante el proceso experimental, se desarrolló una comunidad biológica variada que permitió la efectiva degradación del tolueno y un control de la acumulación de biomasa sobre el soporte, alcanzándose pérdidas de carga promedio de 47 ± 7 mm H₂O m⁻³. La presencia de especies degradadoras como ácaros y amebas favoreció así el control de crecimiento de bacterias y hongos y permitió la transferencia de nutrientes a lo largo del lecho.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CTM 2012–35565 cofinanciado con fondos FEDER) y la Universidad del País Vasco (subvención a grupos de investigación GIU 12/07. Expresamos nuestro agradecimiento a la empresa Nervacero por su amable aportación de las muestras de escoria y a los Servicios Generales de Investigación SGIKER por las fotografías SEM realizadas para este estudio. El Dr. Gorka Gallastegui agradece a la Universidad del País Vasco la concesión de la ayuda para la contratación de doctores recientes.

Referencias

- Dorado, A., & Stuetz, R.M. (2012). Eficacia de las tecnologías de reducción de olores en la red de alcantarillado de Sidney (Australia). *Conferencia sobre Olores en el Medio Ambiente* (pp. 141–146). Madrid: Olores.org.
- Echtner, E., & Bieger, K. (2002). Biofiltros de desodorización: sistemas fiables para afrontar las nuevas exigencias en prevención de olores. *Tecnología del Agua*, 225, 60–65.
- Estrada, J.M., Kraakman, N.J.R., Lebrero, R., & Muñoz, R. (2012). A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the

- economics of odour abatement technologies. *Biotechnology Advances*, 30, 1354–1363.
- Gallastegui, G., Barona, A., Rojo, N., Gurtubay, L., & Elías, A. (2013). Comparative response of two organic biofilters treating ethylbenzene and toluene after prolonged exposure. *Process Safety and Environmental Protection*, 91, 112–122.
- Hernández, J., Lafuente, J., Prado, Ó.J., & Gabriel, D. (2013). Startup and long-term performance of biotrickling filters packed with polyurethane foam and poplar wood chips treating a mixture of ethylmercaptan, H₂S, and NH₃. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 63, 462–471.
- Hinojosa-Reyes, M., Rodríguez-González, V., & Arriaga, S. (2012). Enhancing ethylbenzene vapors degradation in a hybrid system based on photocatalytic oxidation UV/TiO₂-In and a biofiltration process. *Journal of Hazardous Materials*, 209–210, 365–371.
- Kennes, C., Montes, M., López, & M.E., Veiga, M.C. (2009). Waste gas treatment in bioreactors: environmental engineering aspects. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36, 1887–1894.
- Kohlmeier, S., Smits, T.M., Ford, R., Keel, C., Harms, H., & Wick, L. (2005). Taking the fungal highway: mobilization of pollutant-degrading bacteria by fungi. *Environmental Science Technology*, 39, 4640–4646.
- Lebrero, R., Rodríguez, E., García-Encina, P.A., & Muñoz, R. (2011). A comparative assessment of biofiltration and activated sludge diffusion for odour abatement. *Journal of Hazardous Materials*, 190, 622–630.
- Lebrero, R., Gondim, A.C., Pérez, R., & Muñoz, R. (2013). Comparative assessment of a biofilter, a biotrickling filter and a hollow fiber membrane bioreactor for odour abatement. In *Proceedings of the 5th IWA Specialized Conference on Odors and Air Emissions jointly held with 10th Conference on Biofiltration for Air Pollution Control*. 4–7 March 2013. Paper n° 65. San Francisco (California, USA).
- Mattison, R.G., & Harayama, S. (2001). The predatory soil flagellate *Heteromita globosa* stimulates toluene biodegradation by a *Pseudomonas* sp. *FEMS Microbiology Letters*, 194, 39–45.
- Motz, H., & Geiseler, J. (2001). Products of steel slag an opportunity to save natural resources. *Waste Management*, 21, 285–293.
- Ortiz, I., Revah, S., & Auria, R. (2003). Effects of packing material on the biofiltration of benzene, toluene and xylene vapours. *Environmental Technology*, 24, 265–275.
- Ortiz, I., García-Peña, I., Christen, P., & Revah, S. (2008). Effects of inoculum type, packing material and operation conditions on pentane biofiltration. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 22, 179–184.
- Pellegrino, C., Cavagnis, P., Faleschini, F., & Brunelli, K. (2012). Properties of concretes with Black/Oxidizing Electric Arc Furnace slag aggregate. *Cement and Concrete Composites*, 37, 232–240.
- Piñol, I. (2009). Tecnologías de depuración de emisiones atmosféricas de COV. *Ingeniería Química*, 466, 178–181.
- Prado, J.Ó., Gabriel, D., & Lafuente, J. (2009). Economical assessment of the design, construction and operation of open-bed biofilters for waste gas treatment. *Journal of Environmental Management*, 90, 2515–2523.
- Singh, R.S., Rai, B.N., & Upadhyay, S.N. (2006). Performance evaluation of an agro waste based biofilter treating toluene vapours. *Environmental Technology*, 27, 349–357.

- Suer, P., Lindqvist, J.E., Arm, M., & Frogner-Kockum, P. (2009). Reproducing ten years of road ageing. Accelerated carbonation and leaching of EAF steel slag. *Science of the Total Environment*, 407, 5110–5118.
- Thalasso, F., & Pineda, R. (2002). Biofiltración: tratamiento biológico de aire contaminado. *Avance y Perspectiva*, 21, 325–327.
- Tossavainen, M., Engstrom, F., Yang, Q., Menad, N., Lidstrom Larsson, M., & Bjorkman, B. (2007). Characteristics of steel slag under different cooling conditions. *Waste Management*, 27, 1335–1344.
- Woertz, J.R., Kinney, K.A., Kraakman, N.J.R, van Heiningen, W.N.M., van Eekert, M.H.A., & van Groenestijn, J.W. (2002). Mite growth on fungus under various environmental conditions and its potential application to biofilters. *Experimental Applied Acarology*, 27, 265–276.