

Evaluación de la eficiencia de remoción de ácido acético y pentano en un sistema de biofiltración con compost de pollinaza, residuos de poda y cascarilla de arroz

Maria P. Pacheco^a, Camila A. Ramirez^a, Mario A. Hernández^b, Iván O. Cabeza^a

^aUniversidad Santo Tomás, Carrera 9 51 11, Bogotá, Colombia

^bUniversidad EAN, Calle 79 11 45, Bogotá, Colombia

maria.pacheco@usantotomas.edu.co

camila.ramirez@usantotomas.edu.co

ivancabeza@usantotomas.edu.co

mahernandez@universidadean.edu.co

La biofiltración es un método económico y efectivo para el tratamiento de emisiones atmosféricas industriales, perfilándose de esta manera como una opción apropiada para controlar las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV's) al ambiente. Dichos compuestos, producen afectaciones a la salud humana debido a la exposición prolongada a concentraciones con un nivel por encima del máximo permisible, de acuerdo con los estándares internacionales. Además, son algunos de los principales responsables de la formación de ozono troposférico, lo cual conlleva a serios problemas ambientales. Entre las actividades antropogénicas que producen COV's se encuentran: la industria manufacturera, industria petroquímica, industria de transporte, todos aquellos procesos que involucran el uso de solventes, pinturas o productos químicos, la producción industrial de poliestireno y la industria agroalimentaria. Dentro de esta última, se encuentra ubicado el sector avícola, el cual se destaca por su continuo crecimiento dentro de las últimas décadas en Colombia. Si bien la industria avícola no es la que más contamina, el incremento de las granjas de producción y las malas prácticas de manejo avícolas, son un tema que requiere especial atención, ya que, a través de los desechos avícolas, se descargan grandes cantidades de materia orgánica y gases contaminantes al medio ambiente. Por lo anterior, este trabajo tiene como finalidad presentar el estudio realizado a un sistema de biofiltración, en el cual se evaluó la eficiencia de remoción de dos compuestos orgánicos volátiles: ácido acético y pentano. Estos compuestos se seleccionaron teniendo en cuenta: su importancia dentro de las emisiones de algunos sectores de la industria (avícola, pinturas, entre otros), su impacto a la salud humana y su solubilidad en agua, siendo el ácido acético hidrófilo y el pentano hidrófobo. Para dicho estudio, se utilizaron dos lechos filtrantes, procedentes de un proceso de compostaje, del cual se obtuvieron las siguientes mezclas: cascarilla-pollinaza (CAS) y poda-pollinaza (POD), cada una en una proporción volumétrica 1:1. Como parte de este estudio, se analizó la influencia de la humedad en la eficiencia de remoción del ácido acético, encontrando que el rango de humedad en donde se alcanzan eficiencias por encima del 90% es 50-15% y 50-25% para cascarilla y poda, respectivamente. Por otra parte, se evaluó el rendimiento de los biofiltros frente a diferentes concentraciones de pentano, encontrándose bajas eficiencias de remoción, las cuales fueron 25% y 43% para poda y cascarilla, respectivamente. En general, el lecho filtrante es una determinante dentro del proceso de biofiltración, que influye directamente en la eliminación de COV's hidrófilos e hidrófobos, teniendo igualmente el contenido de humedad una relación dependiente frente al rendimiento del sistema cuando se utiliza como material de relleno la mezcla poda-pollinaza, con un $R^2 = 0,81$.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha revelado un aumento continuo de las emisiones de contaminantes atmosféricos, de las cuales los COV's, representan aproximadamente el 7% [1]. Estos compuestos son hidrocarburos de origen natural o antropogénico, altamente reactivos, fotoquímicamente sensibles y como resultado de su exposición a la luz solar y a otros contaminantes, pueden formar ozono troposférico y otros oxidantes fotoquímicos [2]. Las concentraciones por encima de los niveles máximos permisibles de COV's en el aire pueden producir afectaciones a la salud de las personas, incluyendo: irritación conjuntiva, malestar de nariz y garganta, dolor de cabeza, reacción alérgica en la piel, náuseas, fatiga y mareos. En algunos casos se ha llegado a asociar el riesgo de sufrir cáncer con la exposición a los COV's, sin embargo, todavía no se ha estudiado a fondo dicha problemática [3]. Entre las principales fuentes de emisiones de COV's se incluyen: los procesos industriales, la emisión de gases vehiculares y el uso de disolventes [4]. Entre otras cosas, los COV's generados por las diversas actividades antropogénicas están compuestos por cientos de sustancias químicas y cada una varía claramente de la otra, diferenciándose por: la solubilidad en agua, sus diferentes concentraciones o abundancia en el aire y por su reactividad [4]; teniendo en cuenta estas variaciones se seleccionaron dos compuestos representativos: ácido acético y pentano. Así mismo, considerando la presencia de pollinaza en el material de relleno, estos dos compuestos son objeto de estudio, debido a la afinidad que puedan llegar a tener con el lecho filtrante por su presencia en las emisiones de la industria avícola.

El ácido acético es un compuesto hidrófilo y es un importante químico utilizado principalmente como materia prima para la producción del monómero de acetato de vinilo, en la síntesis de anhídrido acético, como disolvente para la producción de ácido tereftálico, de vinagre, pinturas, adhesivos, textiles y productos fotográficos [5], [6]. Dichas actividades, representan una fuente de emisiones atmosféricas que proceden principalmente de los vapores producidos al usar el ácido acético como disolvente. Como se mencionó anteriormente, el ácido acético es conocido además por su presencia en las emisiones atmosféricas de la industria avícola [7]. Se pueden encontrar concentraciones de ácido acético de 783.06 ppm en las granjas, siendo para dicho contaminante 15 ppm la concentración máxima permisible para cortos períodos de tiempo o en inglés Thershold Limit Value - Short Term Exposure Limit (TLV - STEL), de acuerdo con la Conferencia Americana de Higienistas Gubernamentales de los Estados Unidos (ACGIH). Se entiende por TLV - STEL la concentración a la cual puede exponerse una persona durante un período continuo y hasta 15 minutos, sin sufrir efectos adversos siempre que no se produzcan más de 4 de estas situaciones por día. Poco se sabe sobre el efecto de las emisiones de ácido acético o cualquier otro COV en la salud ocupacional de los trabajadores de las granjas avícolas, no obstante, se dice que a largo plazo podrían llegar a sufrir problemas respiratorios [7].

Por otra parte, el pentano es un alcano de cadena media que se utiliza en la producción de poliestireno y pinturas, es utilizado como solvente industrial, es un ingrediente de la gasolina para vehículos y también es utilizado para rellenar espumas plásticas, reemplazando el uso de los hidroclorofluorocarbonos (HCFC). Dicho lo anterior, las emisiones relacionadas con este COV se derivan de su fabricación y de su uso en otros productos. Adicionalmente, la industria avícola también produce emisiones de pentano. Las emisiones de este compuesto y otros COV's, como el ácido acético, que tienen origen en las granjas avícolas se deben a: la descomposición microbiana en condiciones anaerobias de la materia orgánica contenida en el excremento de las aves, la inadecuada ventilación, el alimento en mal estado, la mala disposición de animales muertos, la falta de limpieza constante que sobrecarga las estructuras con excremento, entre otras [8]. En las granjas avícolas se reportan concentraciones de 12.4 ppm de pentano, estableciéndose 750 ppm como el valor TLV - STEL para este contaminante. La inhalación de aire con altos niveles de pentano puede causar

irritación de las vías respiratorias, dolor de cabeza, somnolencia, mareos y en casos extremos la muerte [9]. Por ser un COV, este compuesto despierta gran interés, ya que puede estar involucrado en la formación de ozono troposférico. Por último, una característica importante a resaltar es su baja solubilidad en agua, es decir, es un compuesto hidrófobo. Dicha característica dificulta el tratamiento de las emisiones de pentano en la biofiltración, ya que la tasa de transferencia de masa entre el contaminante y el biofilme es muy baja, lo que limita su biodegradabilidad [10], [11], [12].

Conforme a lo expuesto, con el fin de mitigar los impactos relacionados con la producción industrial y atender las cuestiones relacionadas con el cuidado del medio ambiente, la salud humana y la calidad de vida de las personas han adquirido gran importancia las tecnologías encaminadas a reducir la contaminación atmosférica. Dicho esto, las técnicas de mitigación, según su principio de operación, se clasifican en: físicas, microbiológicas, fisiológicas, bioquímicas y químicas [3], [5], [13]. Dentro de las tecnologías microbiológicas se encuentra la biofiltración, siendo esta técnica una solución económica y ambientalmente viable [6]. Esta tecnología utiliza una corriente de aire a la entrada, la cual se desplaza de abajo hacia arriba, atravesando el medio filtrante. Dicha superficie filtrante está constituida por un soporte orgánico (aserrín, compost, entre otros), sobre el cual se forma una capa acuosa, conocida como "biofilme". En el biofilme viven los microorganismos, los cuales utilizan el medio filtrante como fuente de nutrientes. En la biofiltración, la depuración de la corriente de aire se lleva a cabo de la siguiente manera: a medida que la corriente gaseosa pasa por el lecho filtrante, los contaminantes se transfieren primero al biofilme, mediante un proceso conocido como adsorción, para luego ser metabolizados por los microorganismos [14], [15], [16].

Durante el proceso de biofiltración ciertos parámetros fisicoquímicos y operacionales deben tenerse en cuenta, tales como: humedad, concentración del contaminante a tratar, tiempo de residencia, solubilidad del contaminante en agua y los nutrientes del medio. Conforme con la literatura, los tiempos de residencia en los biofiltros dependen del tipo de olor o COV a tratar pero se recomienda un valor entre 30 s y 1 min [17]. Se conoce como tiempo de residencia, al tiempo que la corriente gaseosa está en contacto con el lecho filtrante y constituye el periodo disponible para que la adsorción ocurra. En cuanto a la humedad, esta es el parámetro más importante, es muy sensible a cualquier cambio en las condiciones de operación del biofiltro y es la causante del 75% de los problemas relacionados con esta tecnología [18]. Se pueden producir problemas cuando el contenido de humedad es excesivo o insuficiente. Un contenido alto de humedad provoca caídas de presión, que a su vez genera taponamientos y restringe el paso del aire. Adicionalmente, un bajo contenido de agua puede limitar la degradación microbiana [19]. Finalmente, los biofiltros tienen mejores rendimientos cuando los compuestos a tratar son solubles en agua y biodegradables, esto es debido a que la degradación de los contaminantes se lleva a cabo en la fase líquida o biofilme y la baja solubilidad de algunos compuestos puede llegar a causar problemas en el tratamiento [20]. Esta tecnología tiene la capacidad de reducir con efectividad olores y compuestos orgánicos volátiles de las corrientes de aire diluido a un costo relativamente bajo en comparación con otras tecnologías como oxidación térmica, incineración catalítica o adsorción sobre carbón y opera por tiempos prolongados, en función del lecho filtrante, el cual puede durar hasta cinco años sin cambiarse [15], [21].

Atendiendo a la problemática de la contaminación del aire, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar la eficiencia de un sistema de biofiltración en la remoción de COV's, utilizando compost maduro de pollinaza-residuos de poda y cascarilla de arroz como material de relleno. Para la evaluación, se trataron dos COV's en los biofiltros, uno de ellos hidrófilo (ácido acético) y el otro hidrófobo (pentano). Para cada uno de los contaminantes se estudió variables diferentes: humedad y concentración, para ácido acético y pentano, respectivamente. Con referencia a lo anterior, la capacidad de adaptación del material de relleno frente a cada uno de los contaminantes también fue analizada. Finalmente, mediante este estudio se pretende proporcionar valor agregado en cuanto al tratamiento de los COV's

Figura 1. Sistema de biofiltración a escala de laboratorio. (1) Entrada de aire; (2) Bomba de aire; (3) Humidificador; (4) Salida de aire húmedo; (5) Burbujeador / Volatilización del contaminante; (6) Punto de control de concentración de entrada del contaminante; (7) Biofiltro / Lecho filtrante de cascarilla; (8) Biofiltro / Lecho filtrante poda; (9 y 10) Salida de gas / Punto de muestreo; (11 y 12) Salida de lixiviados; (13, 14 y 15) Válvulas para el ajuste de concentración de entrada del contaminante.

Para el funcionamiento del sistema de biofiltración, se tienen en cuenta variables estructurales y de operación del sistema[18]. A continuación, en la Tabla 1, se muestran los valores de las diferentes variables tomadas en cuenta para mantener a lo largo del estudio las mismas condiciones de operación.

Tabla 1. Variable de estructurales y de operación del sistema.

Variable	Valor	Unidad
Altura del lecho	0,9500	m
Diámetro interno del biofiltro	0,1016	m
Volumen del Biofiltro	0,0077	m ³
Diámetro salida de aire biofiltro	0,0260	m
Área Salida del biofiltro	0,0005	m ²
Tiempo de retención	66	s
Caudal de salida del biofiltro	0,0001	m ³ /s
Velocidad de salida del biofiltro	0,2198	m/s

2.2 Material de relleno

El material de relleno pasa por un proceso de compostaje, en donde se mezcla pollinaza con dos residuos diferentes: poda y cascarilla de arroz, en una proporción 1:1 (v/v), obteniendo de esta manera dos tipos de lechos de compost maduro (CAS y POD). La cascarilla de arroz se obtuvo de un cultivo de arroz ubicado en el Huila y la poda proviene de los residuos generados durante el mantenimiento de los parques de la zona norte de Bogotá. El tamaño de partícula de ambos materiales tiene un diámetro comprendido entre 5-25 mm; esta granulometría se establece para mejorar la eficiencia de eliminación y prevenir obstrucciones en el lecho filtrante, las cuales podrían afectar el funcionamiento del biofiltro [23]. En la siguiente tabla se encuentra la caracterización de los lechos.

Tabla 2. Caracterización de los lechos (Promedio \pm desviación estándar sobre tres muestras para sólidos volátiles)[24].

Características	Unidades	Compost POD	Compost CAS
pH	-	7.98	8.08
Materia orgánica	gKg ⁻¹	74.01	55.42
Sólidos volátiles	mg/Kg	838.8 \pm 21	710.7 \pm 7.1
Coef. Biodegradabilidad		0.7822	0.218
Temperatura	°C	20	19
Humedad	%	50	50
Tamaño de partícula			

20-25	mm	50%	-
5-10	mm	-	50%
Porosidad			
64.8	%	-	50%
97	%	50%	-

2.3 Medición de concentración de COV's

Las mediciones de concentración del contaminante se realizan in situ; estas se llevan a cabo utilizando un analizador de compuestos orgánicos volátiles portátil equipado con una lámpara de 10.6 eV para fotoionización. El detector de fotoionización utiliza una fuente de luz ultravioleta para descomponer los productos químicos en iones positivos y negativos; a medida que los compuestos entran en el detector son bombardeados por fotones UV y son ionizados cuando absorben la luz UV. Las partículas cargadas producen una corriente, la cual se amplifica y se visualiza en el medidor en unidades de concentración (ppm). Se utiliza el detector de gases MultiRAE para realizar las mediciones de pentano y el RKI GX-6000 para ácido acético.

Para cada estudio se utilizan tres puntos de muestreo, midiendo la concentración de entrada en la corriente gaseosa y la concentración de salida en cada biofiltro, como se muestra en la Figura 1 (puntos 6, 9 y 10). Se realizan seis mediciones diarias cada hora, iniciando desde las 9 AM hasta las 3 PM. Para realizar cada lectura es necesario tener en cuenta un tiempo de espera de 20 s aprox., mientras se estabiliza la concentración en el detector.

La respuesta en el detector es proporcional a la concentración del gas de entrada. Al introducir un determinado COV en la corriente de aire, el detector mide en unidades equivalentes de isobutileno, por lo cual, se requiere de un factor de corrección que traduzca las unidades al gas de interés y conocer de esta manera la concentración "real" del contaminante que se está midiendo. El factor de corrección para ácido acético es de 36.2 y de 8.4 para el pentano, estos valores son suministrados por el fabricante [25], [26]. De acuerdo con lo anterior, la concentración de ácido acético que se va a estudiar, usando el factor de corrección, es de 10,860 ppm y para pentano las concentraciones de estudio se encuentran en un rango de 415-1,245 ppm (ver Tablas 3 y 4).

La concentración de ácido acético se mantiene constante en 300 ppm, evaluando la influencia de la humedad sobre este compuesto, pues se sabe que en dicha concentración se obtienen eficiencias del 100% según estudios previos, utilizando el mismo lecho filtrante y bajo las mismas condiciones de operación [24]. Por otra parte, en cuanto al pentano se plantean inicialmente unas determinadas concentraciones de estudio, partiendo de la concentración reportada en la industria avícola que es de 12.40 ppm [7]. Sin embargo, por las características volátiles del contaminante no es posible mantener constante concentraciones tan bajas en la corriente de entrada, por lo cual se establecen unas nuevas concentraciones de estudio, partiendo desde 250 ppm (ver Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones de pentano a evaluar.

Contenido de humedad del lecho (%)	Concentración medida en el detector de pentano (ppm) (Figura 1, punto 6)	Concentración de pentano (ppm)
45%	30	250
	60	504
	90	756

Para el análisis de los datos de eficiencia de remoción de ácido acético, primero se realiza el promedio y desviación estándar de las seis mediciones diarias, realizando este mismo procedimiento con los datos para cada uno de los tres días de pruebas. De esta manera, se obtienen tres promedios para cada contenido de humedad estudiado. En cuanto a los datos de pentano, el procedimiento es similar. Se halla el promedio diario y desviación estándar de los datos. Dichos promedios, corresponden al valor de concentración de salida del contaminante (C_s), el cual se utiliza para calcular la eficiencia de remoción del sistema.

A continuación, se presenta la ecuación para hallar la eficiencia de remoción en los sistemas de biofiltración:

$$ER = \frac{(C_i - C_s) \times 100}{C_i}$$

Donde ER: eficiencia de remoción (%); C_i : concentración de entrada del contaminante (ppm); C_s : concentración de salida del contaminante (ppm) [18].

2.4 Humedad

La medición de humedad en cada sistema de biofiltración, se determina por secado con horno (Hot Air oven Sterilizer YCO-N01) a 105°C durante 24 horas. A lo largo de la investigación se debe controlar diariamente el contenido de humedad a partir de la diferencia de peso entre el lecho del biofiltro y su peso inicial [18]. Para el estudio de la eficiencia de remoción de ácido acético con respecto a la humedad, se toman en cuenta estudios previos, donde se reporta que las eficiencias de remoción pueden presentar cambios con solo tres días de inserción del contaminante [18], [27]. Dicho esto, se realiza una disminución del 10% de humedad cada tres días, secando el lecho, partiendo de una humedad del 50% y a una concentración constante del contaminante (300 ppm). Para reducir el contenido de humedad del lecho se retira el humidificador del sistema, de esta manera, el flujo de aire se encarga de secar el medio. Se evaluaron ocho niveles de humedad en cada uno de los biofiltros, como se muestra en la Tabla 4. La finalidad de dicho estudio es establecer el punto o rango óptimo de humedad dentro del cual los biofiltros operan eficientemente, logrando remover el 100% de ácido acético.

Tabla 4. Rangos de humedad establecidos para evaluar su influencia en la eficiencia de remoción de ácido acético.

Días	Contenido de humedad en el lecho filtrante (%)	Concentración medida en el detector de ácido acético (ppm) (Figura 1, punto 6)	Concentración de ácido acético (ppm)
0-2	50	300	10,860
3-5	45		
6-8	40		
9-12	35		
13-16	30		

17-23	25	
24-26	20	
27-29	15	
30-32	10	

En cuanto al pentano, la humedad permanece constante a lo largo del proceso, manteniéndose entre 40-50%, de acuerdo a los rangos óptimos reportados en estudios anteriores, utilizando los mismos lechos de estudio, donde se reportaron taponamientos por humedades superiores al 50% [24], [28].

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se muestran los resultados obtenidos para los dos compuestos de estudio: ácido acético y pentano, con sus respectivos análisis. Por una parte, se presenta la relación entre el contenido de humedad y la eficiencia de remoción de ácido acético en ambos biofiltros (CAS Y POD) y por la otra, se estudia el rendimiento del sistema de biofiltración frente al pentano, el cual es un compuesto hidrófobo y de difícil tratamiento.

3.1 Ácido Acético

La Figura 2 muestra la evolución de la concentración de ácido acético, en la entrada del sistema de biofiltración, en un período de tiempo de 6 horas. Durante este tiempo se evaluó la concentración de estudio (10,860 ppm). Dicho esto, en la Figura 2 se puede observar la tendencia de la señal del detector de VOC, ejemplificando el ajuste de la concentración de entrada que se realiza manipulando la válvula ubicada en el punto 13 (ver Figura 1). Adicionalmente, a partir de dicha figura se puede determinar el momento en el cual se debe agregar más ácido acético para mantener la concentración de entrada y de esta manera poder realizar los muestreos diarios bajo las mismas condiciones de operación. Para ello, se mide la concentración de entrada en el punto 6 (ver Figura 1), garantizando de esta manera que la medición dada por el analizador de gases sea la concentración deseada. Finalmente, se determinó que el tiempo que tarda en alcanzar un valor constante de 10,860 ppm es de 25 minutos, después dicha concentración se mantiene por un periodo aproximado de 3 horas y luego en las siguientes dos horas y 30 minutos restantes decae.

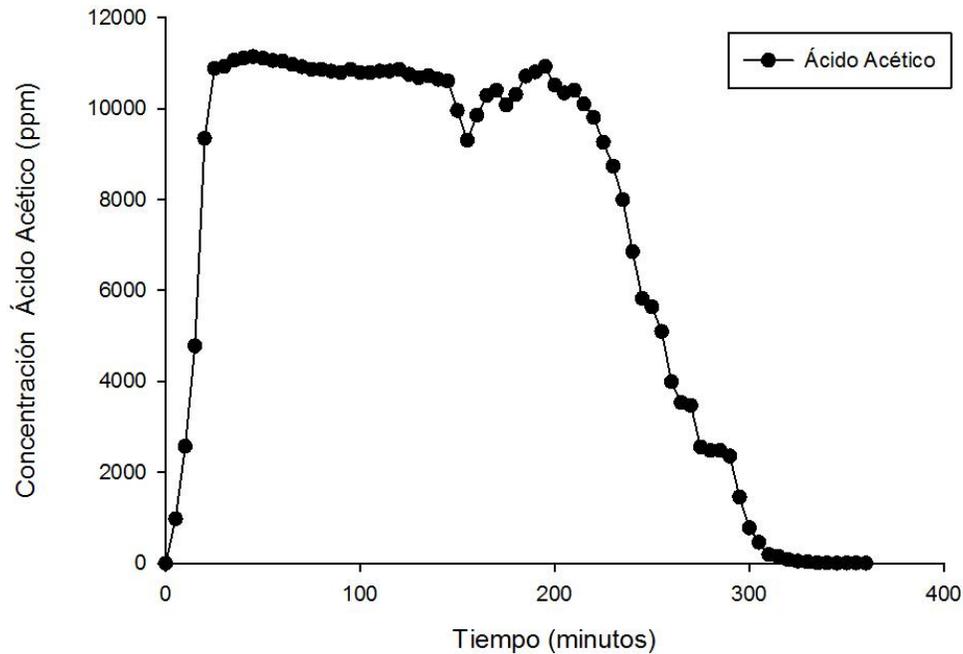


Figura 2. Evolución temporal de la concentración de ácido acético medido en la corriente de entrada al biofiltro.

La Figura 3 presenta la eficiencia de remoción de ácido acético respecto al porcentaje de humedad en el biofiltro de CAS. El contenido de humedad se redujo progresivamente a lo largo del experimento, partiendo de una humedad del 50%, debido a que en estudios previos, utilizando los mismos lechos, se reportaron taponamientos al aumentar el contenido de agua por encima de dicho porcentaje [18]. Esto se debe a que un aumento excesivo de agua en el medio filtrante puede causar compactación y obstrucción dentro del lecho, lo cual inhibe la transferencia de oxígeno y COV's en el biofilme, conduciendo a la formación de zonas anaerobias [20], [29]. La generación de zonas anaerobias puede traer como consecuencia malos olores. A partir del día 1, el biofiltro alcanzó eficiencias superiores al 90%, manteniéndose hasta el día 12. Estos resultados se asocian a la naturaleza hidrófila del compuesto, que permite que las bacterias tengan un mejor acceso al ácido acético y puedan utilizarlo como fuente de carbono y energía, facilitando el proceso de degradación. Posteriormente, a partir del día 13 hasta el día 23, cuando el contenido de humedad estaba entre 30-25%, la eficiencia de remoción fue del 100%. Después de este período, cuando el contenido de humedad en el biofiltro llegó al 15%, pese a que el rendimiento del sistema empezó a decaer, se encuentran nuevamente eficiencias de remoción superiores al 90%. A diferencia de otros estudios reportados esto podría indicar que este lecho tiene una capacidad de remoción alta frente a humedades bajas [30], [31]. Sin embargo, con un contenido de humedad en el lecho del 10%, se produce una caída considerable en el rendimiento del biofiltro, encontrándose eficiencias de remoción inferiores al 90%. Esto se da por la inhibición de la actividad microbiana y al agrietamiento del lecho, por la baja cantidad de agua que tienen disponible, lo que reduce la tasa de biodegradación en el biofilme [19], [29].

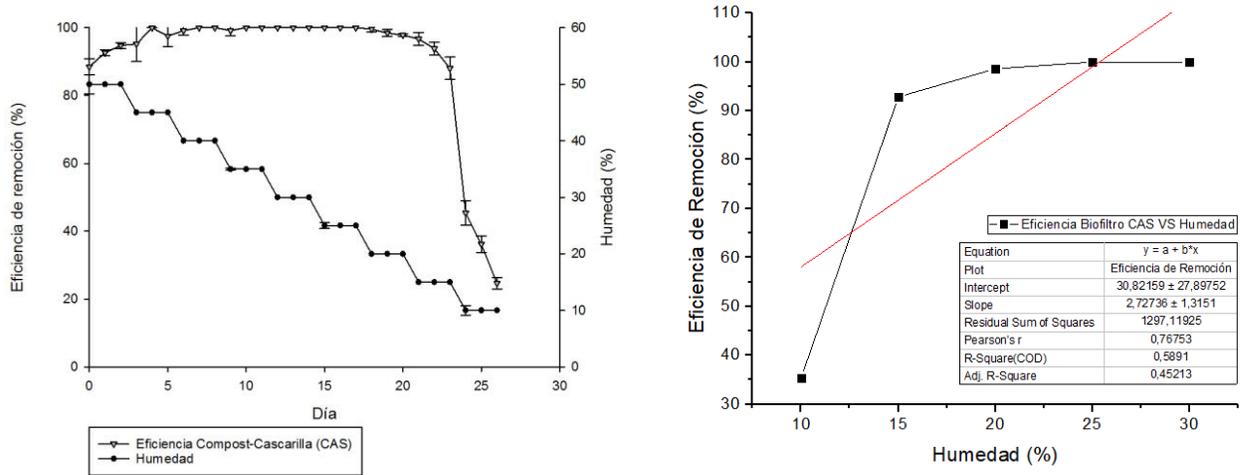


Figura 3. Eficiencia de remoción de Ácido acético y humedad del biofiltro compost-cascarilla (CAS).

La Figura 4 muestra el comportamiento de la eficiencia con respecto a la humedad del biofiltro de POD. En esta figura, se pueden observar diferentes picos en el rendimiento durante los primeros días de medición, las cuales están comprendidas en un porcentaje de humedad entre 50-35%. Dicha variabilidad puede asociarse a pequeños tiempos de reacondicionamiento de los microorganismos entre cada período de cambio en el contenido de humedad en el biofiltro, donde también se ve afectado el gradiente de transferencia del contaminante hacia el biofilme. En esas etapas en las que se realiza el ajuste de humedad a los biofiltros se producen unos lapsos de tiempo no operativos, en donde no se suministra contaminante al biofiltro, disminuyendo la eficiencia del sistema [18]. Los resultados obtenidos indicaron que el intervalo óptimo de contenido de humedad para el biofiltro de POD fue 50-25%, rango en el cual se obtuvieron eficiencias superiores al 90%. Por otra parte, cuando el contenido de humedad era de 30-25% se alcanzaron eficiencias del 100%. Finalmente, se presenta una caída en la eficiencia de remoción cuando se seca el material de relleno del 20-10%, debido al bajo contenido de agua se produce el crecimiento de fisuras que canalizan el lecho y generan una distribución no uniforme del gas de entrada, disminuyendo la actividad de los microorganismos en esta etapa; lo que conlleva a una reducción del biofilme [32].

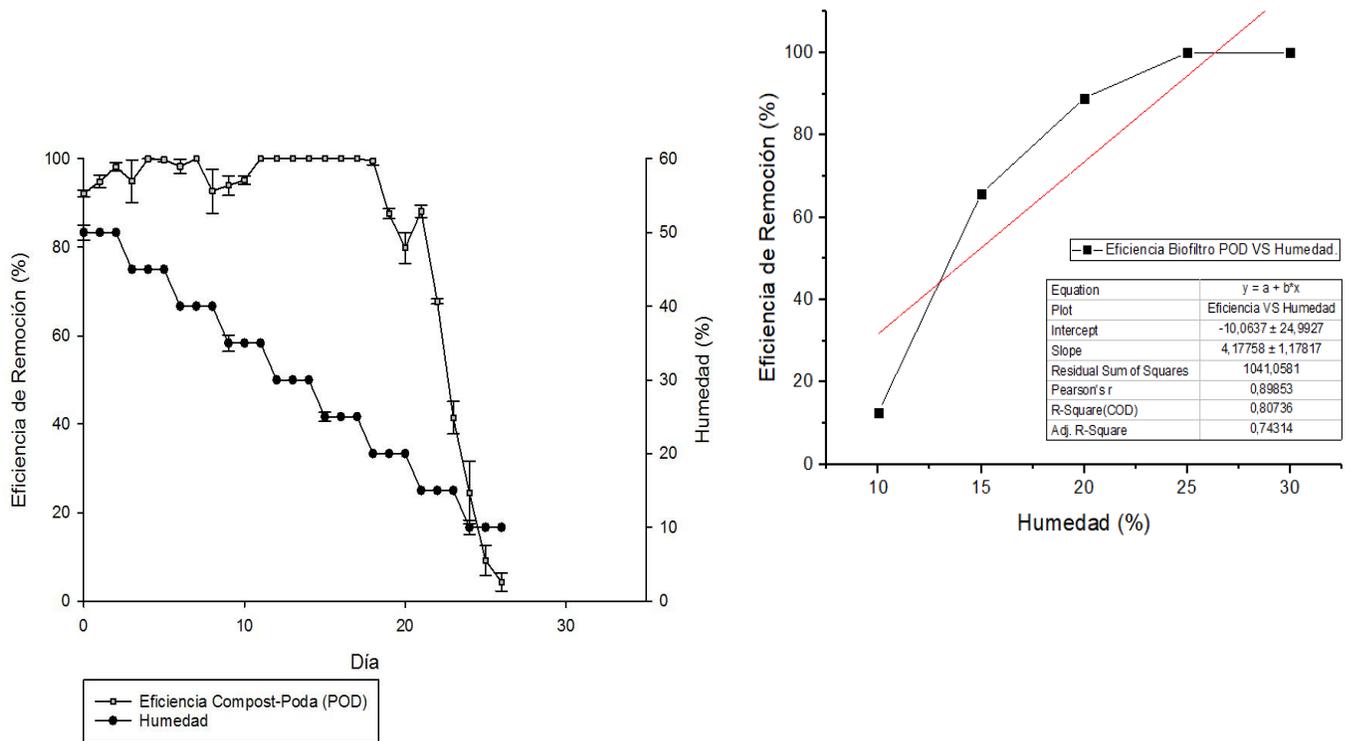


Figura 4. Eficiencia de remoción de ácido acético y humedad del biofiltro compost-poda (POD).

Adicionalmente, se puede realizar una comparación del comportamiento entre la eficiencia de remoción de ambos biofiltros (CAS Y POD), tomando la humedad como un parámetro esencial dentro del proceso. El biofiltro de CAS tiene un comportamiento estable frente a la disminución paulatina del contenido de humedad, mientras que el biofiltro de POD presenta notables variaciones frente a dicha reducción. Dichos resultados se atribuyen a la relación que hay entre el contenido de humedad y el material de relleno, desempeñando este último, un rol importante en la biofiltración. Esta relación se debe a que un contenido óptimo de agua asegura una remoción eficiente de COV's, ya que, como se mencionó anteriormente un exceso o déficit de humedad afecta el rendimiento del sistema. Continuando con lo anterior, una característica importante a tener en cuenta en el material de relleno es: la porosidad. Esta propiedad determina la retención de agua, la aireación y filtración de aire a través del material de relleno[33]. Dicho esto, la disminución en el rendimiento del biofiltro de POD, cuando el contenido de humedad está por debajo del 25%, se relaciona con su alta porosidad, siendo esta del 97%, respecto a la de cascarilla que es de 64.8% [34], [35]. Con un valor tan alto de porosidad es de esperar que a medida que el contenido de humedad disminuya la eficiencia de remoción igualmente lo haga, ya que, el lecho filtrante requeriría más agua para llenar las zonas desprotegidas que se crean. Cuando el material filtrante es muy poroso, la retención de agua en el lecho es menor, lo que resulta desfavorable para el desarrollo de los microorganismos.

Finalmente, el contenido de humedad puede afectar el comportamiento físico y biológico del sistema. Un exceso de agua puede producir caídas de presión en el lecho, generando taponamientos y por ende una restricción en el paso del flujo de aire. En caso de presentarse dicha situación pueden elevarse los costos operacionales del biofiltro, produciéndose un mayor gasto de energía, pues se requeriría un equipo con mayor potencia para bombear la corriente de gas [19], [36]. Por otro lado, un

déficit de humedad genera que el lecho se seque, favoreciendo la formación de grietas y canales preferentes de aire.

3.2 Pentano

La Figura 5 muestra la curva de comportamiento del pentano durante el burbujeo en la entrada del sistema de biofiltración, en un periodo de tiempo de 4 horas y 30 minutos. Como se puede observar en la Figura 5, el tiempo que tarda en alcanzarse de forma constante la concentración de estudio (250 ppm) es de 39 minutos, después esta se mantiene por un periodo aproximado de 2 horas y 42 minutos y luego en la siguiente hora y 9 minutos restantes decae. De acuerdo a lo anterior, se puede ver cómo evoluciona el contaminante en el tiempo, determinando el momento en el cual se debe agregar más pentano para mantener la concentración de entrada y de esta manera garantizar las mismas condiciones de operación en cada muestreo. Para ello, se mide la concentración de entrada en el punto 6 (ver Figura 1), garantizando de esta manera que la medición dada por el analizador de gases sea la concentración deseada. El ajuste en la concentración de entrada se realiza manipulando la válvula ubicada en el punto 14 (ver Figura 1). El pentano es un compuesto muy volátil, lo que dificulta mantener su concentración por largos periodos de tiempo.

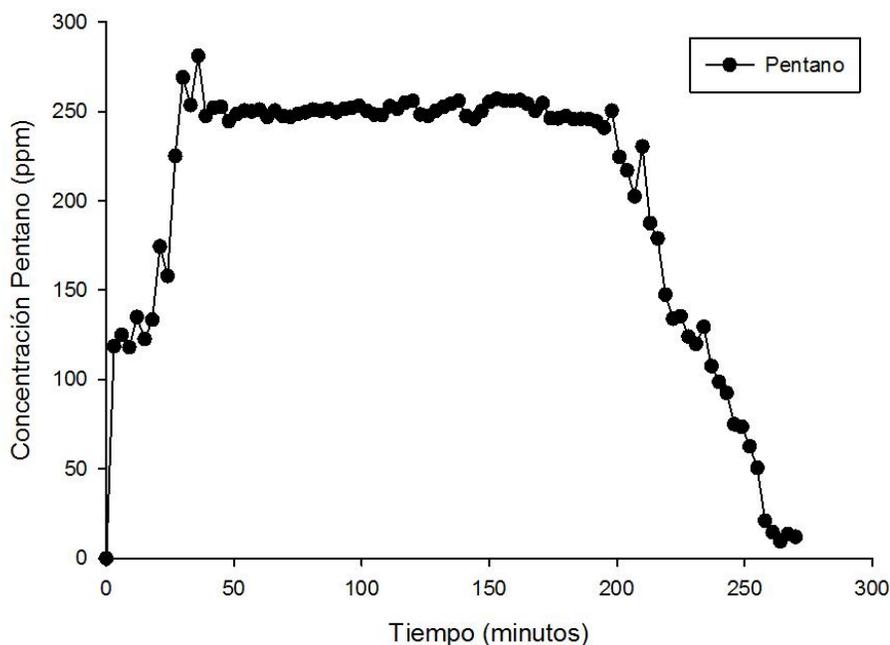


Figura 5. Evolución de la concentración de pentano, medido en la corriente de entrada al biofiltro.

Como se puede observar a partir de la Figura 6, la eficiencia de remoción fluctúa en un rango entre el 3 -10% durante los primeros 16 días, atribuyéndose la variabilidad al periodo de aclimatación inicial. Durante esta fase los microorganismos se adaptan a las condiciones del medio filtrante como: pH, temperatura y nutrientes biológicos; en otras palabras es una etapa en la que la comunidad de microorganismos se desarrolla para posteriormente ser capaz de degradar el contaminante [37], [38],

[39], [40]. De acuerdo a estudios reportados esta fase puede tardar entre 5 y 20 días [19], [41], [42], a pesar de esto después de 40 días de operación suministrando la misma concentración de pentano la eficiencia de remoción no subió por encima del 25%. Adicionalmente, se puede ver como entre los días 20 y 27 la eficiencia aumenta hasta el 25% y luego va decayendo gradualmente hasta llegar a 0%. Esto se debe a que el sistema de biofiltración presenta problemas de adaptabilidad frente al compuesto, debido a su baja solubilidad en agua [20].

En la Figura 7 se muestra la eficiencia de remoción de pentano para el biofiltro CAS en donde se presentan picos y bajas eficiencias que se aducen a un periodo de aclimatación, durante los primeros 18 días con eficiencias en un rango de 6-26%. Sin embargo, entre el día 19 y 25 la eficiencia se incrementa hasta alcanzar eficiencias del 43% siendo mayores a las reportadas en el biofiltro POD. Seguido de esto la remoción empieza a decaer hasta obtenerse eficiencias del 0%. Las diferencias en el rendimiento de los biofiltros (CAS Y POD) se relacionan con la naturaleza del material de relleno. Por ser mayor la porosidad de la poda con respecto al de la cascarilla, la retención de agua se hace mayor dentro del biofiltro POD lo cual dificulta el paso del contaminante a través de este lecho por la característica hidrófoba del pentano [43]. En general se puede atribuir el bajo rendimiento en ambos sistemas a la baja transferencia de masa que presenta el compuesto de la fase gaseosa al biofilme, reduciendo la cantidad de sustrato disponible para los microorganismos. Esto se conoce como biodisponibilidad, que es la accesibilidad que se tiene a un producto químico para su asimilación y contacto [44], es decir, que el pentano por su característica hidrófoba afecta la disponibilidad y degradabilidad del compuesto dificultando su tratamiento [45].

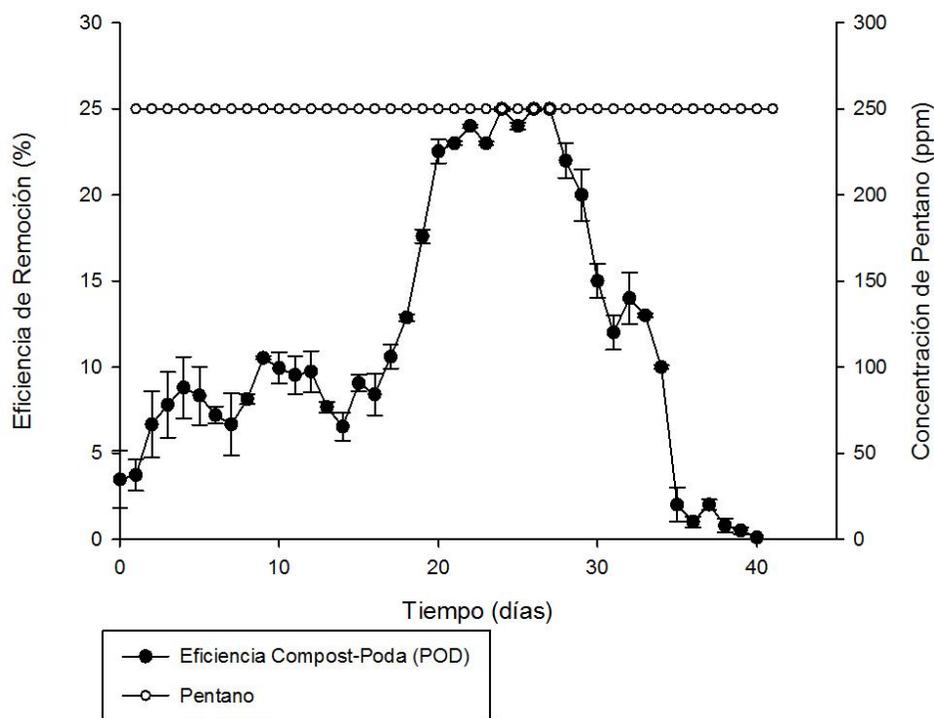


Figura 6. Eficiencia de remoción de pentano vs la concentración de entrada en el biofiltro compost-poda (POD).

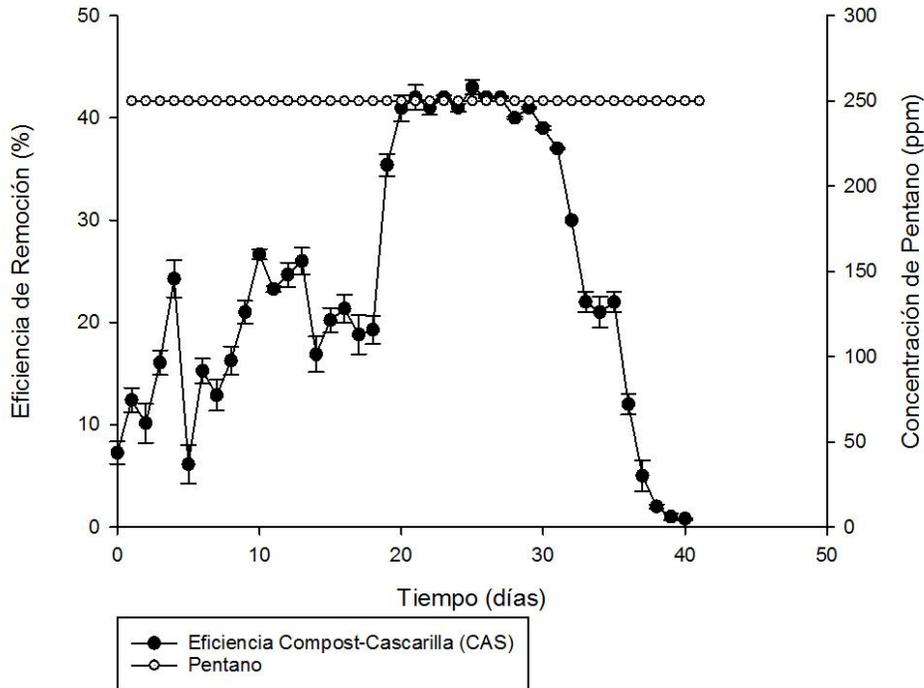


Figura 7. Eficiencia de remoción de pentano vs la concentración de entrada en el biofiltro compost-cascarilla (CAS).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados, existe una relación entre el contenido de humedad y el material de relleno, la cual influye en la remoción de ácido acético. En el biofiltro de compost POD se presentaron mayores variaciones en las eficiencias con respecto al lecho de compost CAS, en el cual se mantuvieron altas remociones, incluso operando con porcentajes de humedad bajos. Esto está relacionado con la porosidad del material de relleno. Debido a la alta porosidad del material de relleno en el biofiltro de POD, el sistema se ve afectado por la pérdida de agua. Dicho esto, se encontró que el rango óptimo de humedad para CAS es 50-15% y para POD es 50-25%, rangos donde la eficiencia es mayor al 90%. Según esto, se garantiza la efectividad de dichos biofiltros en la remoción de ácido acético, siempre y cuando estos operen bajo las condiciones óptimas de humedad. Con estos resultados, la implementación de esta tecnología a nivel industrial se facilita en la medida que se pueden impedir costos operacionales adicionales y gastos energéticos, evitando las caídas de presión por bajos contenidos de humedad.

En cuanto al pentano, su naturaleza hidrófoba afectó el rendimiento del sistema, obteniéndose eficiencias de remoción por debajo del 50% en ambos biofiltros. Por lo cual, se recomendaría realizar nuevos estudios donde se evalúen diferentes rangos de humedad, con el fin de establecer si existe una relación entre el contenido de humedad y el rendimiento del sistema cuando se tratan COV's hidrófobos. Igualmente, se podrían realizar análisis donde se tomen en cuenta otras variables como la velocidad del gas de entrada y de esta manera buscar una solución a la limitante que existe por transferencia de masa entre los COV's hidrófobos y el biofilme.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] M.-C. Delhoménie and M. Heitz, "Biofiltration of Air: A Review," *Crit. Rev. Biotechnol.*, vol. 25, no. 1–2, pp. 53–72, 2005.
- [2] A. Berenjian, N. Chan, and H. J. Malmiri, "Volatile Organic Compounds removal methods: A review," *Am. J. Biochem. Biotechnol.*, vol. 8, no. 4, pp. 220–229, 2012.
- [3] J. Q. Ni, W. P. Robarge, C. Xiao, and A. J. Heber, "Volatile organic compounds at swine facilities: A critical review," *Chemosphere*, vol. 89, no. 7, pp. 769–788, 2012.
- [4] H. Guo *et al.*, "Tropospheric volatile organic compounds in China," *Sci. Total Environ.*, vol. 574, pp. 1021–1043, 2017.
- [5] J. Q. Ni, "Research and demonstration to improve air quality for the U.S. animal feeding operations in the 21st century - A critical review," *Environ. Pollut.*, vol. 200, pp. 105–119, 2015.
- [6] X. Font, A. Artola, and A. Sánchez, "Detection, composition and treatment of volatile organic compounds from waste treatment plants," *Sensors*, vol. 11, no. 4, pp. 4043–4059, 2011.
- [7] S. Trabue, K. Scoggin, H. Li, R. Burns, H. Xin, and J. Hat, "Speciation of volatile organic compounds from poultry production," vol. 44, pp. 3538–3546, 2010.
- [8] J. O. Hómez Sánchez, "Formulación de un plan de buenas prácticas ambientales para la prevención, control y seguimiento de la generación de olores ofensivos en el subsector avícola," p. 161, 2014.
- [9] S. (Scottish E. P. Agency), *Scottish pollutant release inventory*. .
- [10] A. Vergara-Fernández, F. Scott, P. Moreno-Casas, L. Díaz-Robles, and R. Muñoz, "Elucidating the key role of the fungal mycelium on the biodegradation of n-pentane as a model hydrophobic VOC," *Chemosphere*, vol. 157, pp. 89–96, 2016.
- [11] I. Ortiz, I. Garcia-Pena, P. Christen, and S. Revah, "Effects of inoculum type, packing material and operating conditions on pentane biofiltration," *Chem. Biochem. Eng. Q.*, vol. 22, no. 2, pp. 179–184, 2008.
- [12] European Chemicals Bureau, "European Union Risk Assessment Report: n-pentane," 2003.
- [13] M. Aguilera, "Determinantes del Desarrollo en la Avicultura en Colombia: Instituciones , Organizaciones Y Tecnología," *Doc. Trab. sobre Econ. Reg.*, no. 214, p. 73, 2014.
- [14] Z. Shareefdeen, *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control*, Springer S. 2005.
- [15] A. A. Consuegra, "Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles : dimensionamiento de un sistema de biofiltración de gases," no. 6, pp. 116–123, 2007.
- [16] K. Janni, R. Nicolai, S. Hoff, and R. Stenglein, "Biofilters for odor and air pollution mitigation in animal agriculture," ... *Educ. Anim. Agric. pp. 1e8 ...*, pp. 1–9, 2011.
- [17] I. Orlando, "Biofiltración de compuestos orgánicos volátiles utilizando diferentes tipos de lecho basados en mezclas de compost de RSU-PODA: Monitorización mediante diversas técnicas," *Dep. Protección del Sist. suelo, planta y agua*, vol. Doctor, 2013.
- [18] I. O. Cabeza, R. López, I. Giraldez, R. M. Stuetz, and M. J. Díaz, "Biofiltration of α -pinene vapours using municipal solid waste (MSW) - Pruning residues (P) composts as packing materials," *Chem. Eng. J.*, vol. 233, pp. 149–158, 2013.
- [19] P. Taylor *et al.*, "Water Content Dynamics in Biofiltration : The Role of Humidity and Microbial Heat Generation PAPER Water Content Dynamics in Biofiltration : The Role of Humidity and Microbial Heat Generation," no. October 2014, pp. 37–41, 2012.
- [20] Y. Cheng *et al.*, "Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds," *Biotechnol. Adv.*, vol. 34, no. 6, pp. 1091–1102, Nov. 2016.

- [21] G. Leson and A. M. Winer, "Biofiltration: An Innovative Air Pollution Control Technology For VOC Emissions," *J. Air Waste Manage. Assoc.*, vol. 41, no. March 2015, pp. 1045–1054, 2012.
- [22] O. C. Rojas, "UTILIZANDO DIFERENTES TIPOS DE LECHO BASADOS EN MEZCLAS DE COMPOST DE RSU-PODA : MONITORIZACIÓN MEDIANTE DE COMPOST DE RSU-PODA : MONITORIZACIÓN MEDIANTE," 2013.
- [23] R. López, I. O. Cabeza, I. Giráldez, and M. J. Díaz, "Biofiltration of composting gases using different municipal solid waste-pruning residue composts: Monitoring by using an electronic nose," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 17, pp. 7984–7993, 2011.
- [24] "BIOFILTRACIÓN-CON-POLLINAZA-COMO-LECHO-FILTRANTE-PARA-LA-REMOCIÓN-DE-ÁCIDO-ACÉTICO." .
- [25] R. INSTRUMENTS, "GX-6000 PID gas list GX-6000 PID gas list."
- [26] C. Factors and I. Energies, "a Guideline for Pid Instrument Response," vol. i, pp. 1–13.
- [27] S. Raghuvanshi and B. V. Babu, "Experimental studies and kinetic modeling for removal of methyl ethyl ketone using biofiltration," *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 17, pp. 3855–3861, 2009.
- [28] M. Morales *et al.*, "Effect of drying on biofilter performance: Modeling and experimental approach," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 37, no. 5, pp. 985–992, 2003.
- [29] C. Menard, a. Avalos Ramirez, J. Nikiema, and M. Heitz, "Analysis of the effects of temperature, the amount of nutrient solution and the carbon dioxide concentration on methane biofiltration," *Int. J. Sustain. Dev. Plan.*, vol. 6, no. 3, pp. 312–324, 2011.
- [30] N. Akdeniz, K. a. Janni, and I. a. Salnikov, "Biofilter performance of pine nuggets and lava rock as media," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 8, pp. 4974–4980, 2011.
- [31] R. Auria, G. Frere, M. Morales, M. E. Acun, and S. Revah, "Influence of Mixing and Water Addition on the Removal Rate of Toluene Vapors in a Biofilter," 2000.
- [32] T. Prabhat Kumar, M. Anil Kumar, and B. Chandrajit, "Biofiltration of Volatile Organic Compounds (VOCs) – An Overview," *Res. J. Chem. Sci. Res. J. Chem. Sci.*, vol. 1, no. 8, pp. 2231–606, 2011.
- [33] "Tema 2 caracterización de medios porosos," 1994.
- [34] J. Cao, Y. Tamura, and A. Yoshida, "Aerodynamic characteristics of trees for green roofing systems," pp. 1437–1446, 2012.
- [35] E. MOLINA SALAS, "Evaluación del uso de la cascarilla de arroz en la fabricación de bloques de concreto.," INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA ESCUELA DE INGENIERÍA EN CONSTRUCCIÓN, 2010.
- [36] A. Vergara, L. Lara, N. Alarcón, and G. Aroca, "Biofiltración de aire contaminado con hidrocarburos volátiles," *XY Congr. Ing. Sanit. y Ambient. AIDIS*, pp. 2–3, 2003.
- [37] M. J. Miller and D. G. Allen, "Biodegradation of α -pinene in model biofilms in biofilters," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, no. 15, pp. 5856–5863, 2005.
- [38] "Biofiltration as an odour abatement strategy," *Biochem. Eng. J.*, vol. 5, no. 3, pp. 231–242, Jul. 2000.
- [39] "Assessment of the influence of media particle size on the biofiltration of odorous exhaust ventilation air from a piggery facility," *Bioresour. Technol.*, vol. 84, no. 2, pp. 129–143, Sep. 2002.
- [40] "Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review," *Bioresour. Technol.*, vol. 77, no. 3, pp. 257–274, May 2001.
- [41] R. A. Pandey, P. R. Joshi, S. N. Mudliar, and S. C. Deshmukh, "Biological treatment of waste gas containing mixture of monochlorobenzene (MCB) and benzene in a bench scale biofilter,"

Bioresour. Technol., vol. 101, no. 14, pp. 5168–5174, Jul. 2010.

- [42] J. Hernández, Ó. J. Prado, M. Almarcha, J. Lafuente, and D. Gabriel, “Development and application of a hybrid inert/organic packing material for the biofiltration of composting off-gases mimics,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 178, no. 1–3, pp. 665–672, Jun. 2010.
- [43] R. Govind and S. Narayan, “Selection of bioreactor media for odor control,” *Biotechnol. Odor Air Pollut. Control*, vol. 3473, no. 513, pp. 65–100, 2005.
- [44] M. Alexander, “Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, no. 20, pp. 4259–4265, 2000.
- [45] “Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds,” *Biotechnol. Adv.*, vol. 34, no. 6, pp. 1091–1102, Nov. 2016.