

BIOFILTRACIÓN DE ÁCIDO ACÉTICO USANDO COMO LECHO FILTRANTE COMPOST A PARTIR DE POLLINAZA- RESIDUOS DE PODA- CASCARILLA DE ARROZ

Daniel F. Forero ^a, Cesar E. Peña ^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

ivancabeza@usantotomas.edu.co

Las plantas de producción química o diversas áreas industriales y agropecuarias, son de gran importancia en la economía del país, éstas causan una alta concentración de compuestos orgánicos volátiles (COV's), los cuales pueden generar afectaciones y enfermedades a través de la inhalación. Uno de los tratamientos más eficaces para la eliminación de contaminantes es la biofiltración, una tecnología que alcanza eficiencias y rendimientos altos, además de las grandes ventajas que tiene relacionadas con los bajos costos de implementación y mantenimiento.

El lecho filtrante para el presente proyecto se obtuvo a partir de un proceso de compostaje con pollinaza utilizando como biomasa complementaria: residuos de poda (PO) y cascarilla de arroz (CA). La obtención del compost se llevó a cabo en canecas de 210 L con material aislante para lograr el incremento de temperatura del proceso y favorecer la generación de los lechos filtrantes. Posteriormente se realizó el diseño, construcción, puesta en marcha, y control de los parámetros de operación y eficiencia de un sistema de biofiltración a nivel de laboratorio para el tratamiento de ácido acético, que es uno de los principales Compuestos Orgánicos Volátiles emitidos por la industria avícola.

Se utilizó como lecho filtrante las mezclas de pollinaza con residuos de poda con tamaño de partícula menor a 25 mm y la cascarilla de arroz de 5 a 10 mm con una proporción 1:1 generados en el proceso de compostaje para el sistema de biofiltración. Para la puesta en marcha de los biofiltros se inició con el medio (compostaje) a una humedad del 50% y con un tiempo de retención 66 segundos, ingresando de manera ascendente una corriente de aire mezclada con ácido acético. La evaluación de los medios filtrantes se realizó a través de la exposición a diferentes concentraciones del contaminante iniciando en un valor de 200 ppm y llegando hasta 400 ppm con un incremento de 100 ppm. Cada ensayo tuvo una duración de 1 o 2 semanas, obteniendo eficiencias de remoción para 200 y 300 ppm por encima de 99,9% y para 400 ppm se ve una caída en el nivel de remoción llegando a una eficiencia del 77,1%. El lecho filtrante con residuos de poda se encontró que era más eficiente en cuanto a su remoción respecto al de cascarilla de arroz para la eliminación de ácido acético.

1. Introducción

A nivel global se ha ido generando una preocupación relacionada con los compuestos orgánicos volátiles (COV's) por las industrias debido a los contaminantes emitidos y a todos los problemas de salud que conllevan [1], dentro de estos COV's se encuentra el ácido acético el cual afecta el aparato respiratorio generando disnea, edema pulmonar entre otros[2]. De acuerdo a esto, se han implementado diferentes normativas, formando entes, empresas, implementando tecnologías o también realizando cambios en los procesos productivos para realizar control de las emisiones. Sin embargo, esto genera costos para las industrias y lamentablemente no han sido suficientes algunas de estas medidas. En los sectores industriales como los petrolíferos y agroindustriales son emitidos diferentes tipos de compuestos orgánicos volátiles y olores al ambiente, y de igual manera en las plantas de tratamiento de aguas residuales [3]–[5].

En Colombia, existe una demanda alta relacionada con la industria avícola, que ha venido creciendo continuamente hasta llegar a 30,4 kg de pollo por persona en el 2015 [6]. Este aumento en la demanda, ha generado un incremento en la producción de pollos y por ende un crecimiento de las industrias generadoras de este alimento, lo cual conlleva a la intensificación de las emisiones asociadas a los procesos. En la industria se emiten gran variedad de olores y compuestos orgánicos volátiles que pueden ser perjudiciales

para la salud de los trabajadores, generando problemas respiratorios. Unos de los compuestos emitidos son: ácido acético, 2,3 butanodiona, metanol, acetona y etanol, los cuales son los compuestos generados en mayor proporción por esta industria [7].

En la actualidad, existen diferentes procesos o tecnologías para el tratamiento de los compuestos orgánicos volátiles, tales como adsorción, condensación criogénica, absorción, oxidación térmica y catalítica y la separación de membrana, osmosis inversa, nanofiltración [8]–[10]. De forma general, todos los procedimientos mencionados generan grandes eficiencias de remoción, pero un alto costo en cuanto a la inversión de la tecnología, el mantenimiento y la posibilidad de emisión de contaminantes secundarios. Una alternativa de bajo costo, eficiente, idónea, sencilla y que tiene la capacidad de remoción de compuestos orgánicos volátiles son los sistemas de biofiltración [11].

La biofiltración es un proceso biológico para el tratamiento de contaminantes por medio de la adsorción, absorción y posterior degradación, el cual retiene materia de una corriente gaseosa por medio de una superficie o material poroso. Los materiales más utilizados a la hora de hacer la biofiltración son los compostajes a partir de madera, estiércol, turba y suelo [12]. Para el tratamiento de los compuestos orgánicos volátiles por el método de biofiltración se deben tener en cuenta condiciones como la humedad, temperatura, pH, tasa de entrada de contaminantes y COV's [12], [13]. Esta técnica de biofiltración permite la conversión de los compuestos orgánicos en la corriente de gas en productos de degradación.

Este proyecto de biofiltración se dividió en diferentes etapas: Recolección de información acerca de los compuestos volátiles (COV's) que se producen en la actividad avícola, caracterización físico-química de las materias primas de compostaje, proceso de compostaje, seguimiento del proceso de compostaje, selección del contaminante, diseño, construcción y puesta en marcha del sistema de biofiltración en laboratorio para el tratamiento de la corriente contaminada y por último la evaluación de condiciones de operación y eficiencia de remoción del ácido acético. A partir de esto se trató el ácido acético, el cual se emite en las industrias avícolas en una concentración de $1922.3 \mu\text{g m}^{-3}$ [7] en las áreas donde se encuentran las aves, cuya conversión en ppm a partir de la ecuación de gases ideales da un valor aproximado de 782,5 ppm, aunque se han encontrado concentraciones que llegan 1752 ppb [3]. Teniendo como lecho filtrante para el sistema de biofiltración compostajes generados a partir de la pollinaza y otros compuestos lignocelulósicos, esperando que la mezcla del lecho tenga alta eficiencia de remoción.

2. Materiales y métodos

2.1 Compostadores

El material principal usado para el proceso de compostaje fue la pollinaza, la cual fue suministrada por la empresa avícola Agroinca ubicada en el municipio de Nemocon. Para cada compostador se utilizó una mezcla 1:1 diferente, una compuesta por pollinaza y residuos de poda y un segundo compostador con una mezcla de pollinaza y cascarilla de arroz. A estos dos sustratos se les realizó una caracterización [14], la cual se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de sustratos para compostajes.

Características	Unidades	PO (poda)	CA (Cascarilla de arroz)
pH	-	8.32	8.55
Materia orgánica	gKg ⁻¹	5.9	5.9
Sólidos volátiles	mg/mk	851.3±26	775.5±8.2
Porosidad	%(v/v)	75[15]	64.75[16]
C/N	-	80-150:1[17]	95:1[17]
Coef. Biodegradabilidad		-0.1192	0.0040
Humedad	%	50	50
Tamaño de partícula			
>25 mm	%	50	-
10-5 mm	%	-	50

Promedio ± desviación estándar sobre tres muestras para sólidos volátiles

La poda se recolectó de los residuos generados durante el mantenimiento de los parques de la zona norte de Bogotá, los cuales posteriormente fueron reducidos a un tamaño de partícula menor a 25 mm y la cascarilla de arroz se obtuvo de los residuos de un cultivo de arroz ubicado en el Huila.

2.1.1 Sistema de compostaje

Para la construcción de los compostadores se utilizaron canecas industriales de 210 L y un compresor. A cada una de las canecas se les incorporó un volumen de mezcla de 60 L con una humedad del 50%, con una proporción 1:1 (v/v), entre la pollinaza y el residuo previamente tamizado para eliminar material fino y evitar taponamiento en las entradas de aire al compostador. La corriente de aire administrada a los compostadores se generó por un compresor con una capacidad de 215 l/min y se aplicaba desde la parte baja, adicionalmente cada compostador estaba cubierto por un aislante térmico de fibra de vidrio de poliestireno tridireccional para evitar pérdidas de calor, como se presenta en la fig. 1. Otros factores que se tuvieron en cuenta fueron la humedad, sólidos volátiles, el pH y se calculó el coeficiente de biodegradabilidad durante todo el proceso. Las mezclas pasaron por un proceso de compostaje el cual duró aproximadamente 4 meses, en el que se hizo seguimiento a los factores anteriormente mencionados y un último mes para el proceso de maduración.

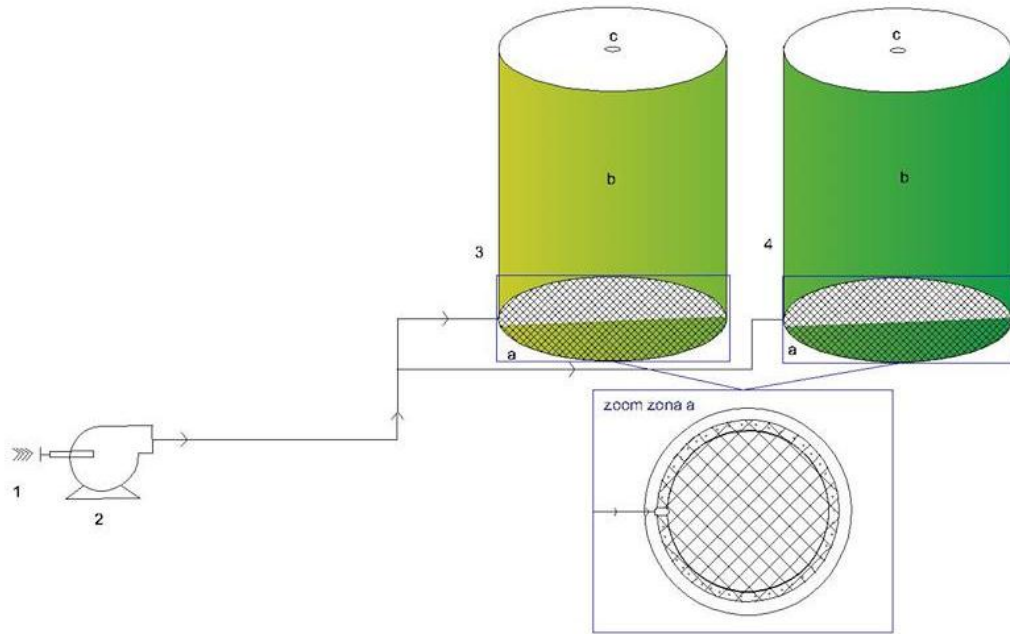


Fig. 1 Esquema de compostadores. (1) entrada de aire; (2) compresor; (3 y 4) compostadores; (a) rejilla; (b) aislante térmico de fibra de vidrio; (c) salida de la corriente de aire.

2.2 Unidad de biofiltración

Terminada la fase de compostaje, se obtuvieron los dos tipos de lechos ya maduros (PO; CA). El sistema de biofiltración consta de dos cilindros en PVC, con un diámetro de 4" y 1 m de altura, los cuales llenaron cada uno con 0.01 m³ de material y fueron conectados a una estructura como se observa en la fig. 2 para simular las condiciones de una corriente generada por una industria avícola.

Para la elección de estos sustratos se tuvo en cuenta reportes previos en los cuales por sus características en factores como relación C/N, baja densidad aparente o su alta biodegradabilidad son propicios para la remoción de contaminantes en ambos sustratos, Para el caso de la poda, se encontraron estudios sobre su eficiencia de remoción[18]–[20], mientras que la cascarilla de arroz tiene menos investigaciones para este uso pero aun así, se tienen remociones altas de contaminantes[21].

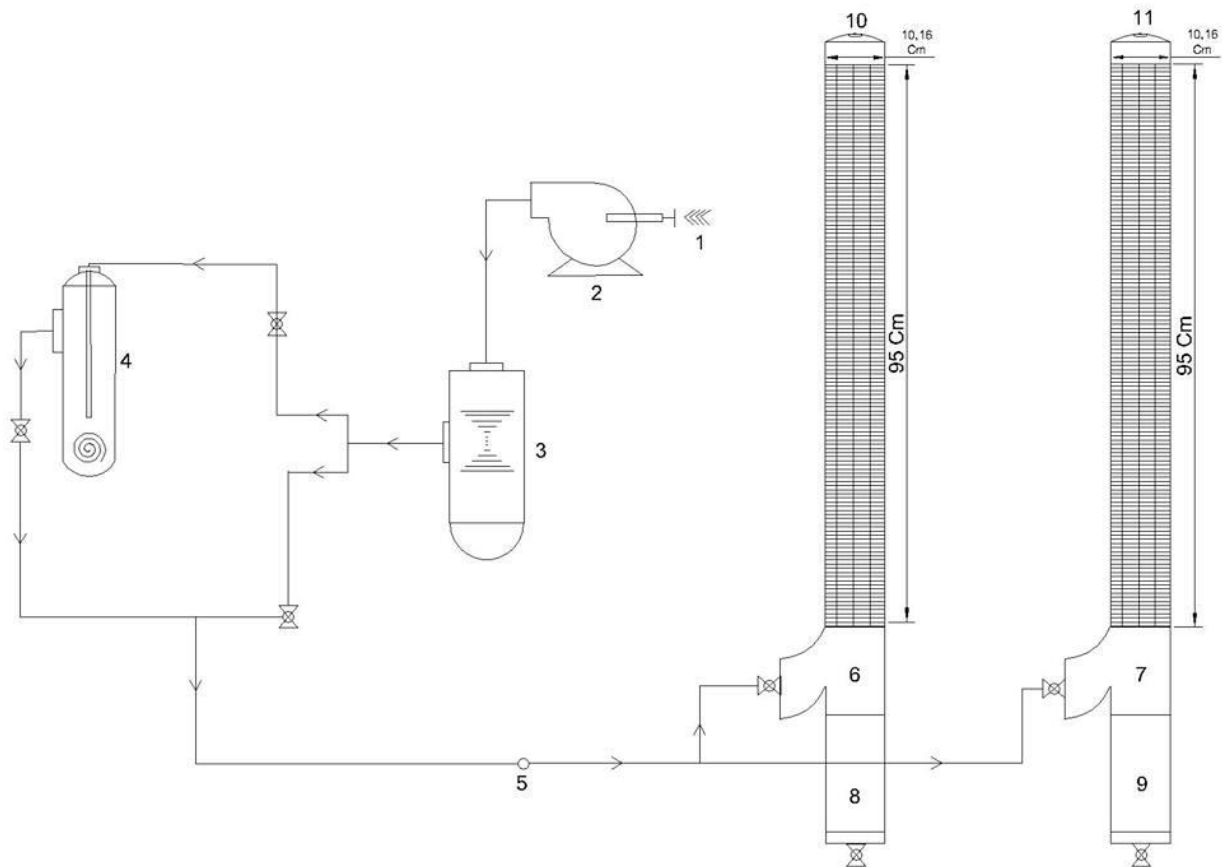


Fig. 2 Esquema del sistema de biofiltración a escala piloto. (1) entrada de aire; (2) compresor; (3) zona de humidificación de aire; (4) zona de volatilización del contaminante; (5) punto de muestreo a la entrada; (6) biofiltro PO; (7) biofiltro CA; (8 y 9) drenaje de agua; (10 y 11) salida del gas del biofiltro / muestreo puerto de salida.

La evaluación de los medios filtrantes se realizó a través de la exposición a diferentes concentraciones del ácido acético con un nivel de pureza del 99,8%: Días del 1-11 se inició con concentraciones de ácido acético de 200 ppm; días 12-15 se aumentó la concentración del ácido acético a 300 ppm; días del 16-25 se utilizó una concentración de 400 ppm del contaminante.

El tiempo de retención del biofiltro se ajustó a 66 s, teniendo en cuenta que el tiempo de retención óptimo que está entre 30 segundos y 1 minuto aproximadamente, para que los procesos del sistema sean eficientes[22]–[24] seguido a esto, por medio del tiempo de retención y el lecho filtrante se obtiene el caudal del flujo de aire $4,1 \text{ m}^3/\text{s}$ [19].

2.2.1 Métodos analíticos

I. Humedad de los lechos

Para identificar la humedad presente en los lechos filtrantes (PO; CA) se realizó a partir de la norma CEN-EN 13040 standard de forma semanal para el proceso de compostaje y diaria para los biofiltros, para así identificar el valor de humedad y ajustarlo si era necesario. El porcentaje de humedad debía tener un valor aproximado al 50% para generar las condiciones idóneas para los microorganismos [20]. Para la medición y el control de este factor se utilizó la ecuación 1.

$$\%_h = \left(\frac{m_{wet} - m_{dry}}{m_{wet}} \right) * 100 \quad (1)$$

Dónde $\%_h$: porcentaje de humedad (%); m_{wet} : muestra húmeda (kg); m_{dry} : muestra seca (kg).

Después de identificar el porcentaje se utiliza la siguiente fórmula para determinar la cantidad de agua necesaria para alcanzar el 50% de humedad (PO; CA).

$$Lts_{water} = \frac{w_{compost} * (50\% - \%_h)}{100000} \quad (2)$$

Dónde Lts_{water} (lt): litros de agua; $w_{compost}$: peso del compost (kg).

II. Método para obtención de sólidos volátiles

Para obtener los contenidos sólidos del compostaje, se realizó de acuerdo al manual de procedimientos de laboratorio de la Universidad Industrial de Santander [14], obteniendo inicialmente los sólidos totales y con los datos obtenidos se adquieren Sólidos volátiles y Sólidos fijos, las cuales se obtienen con las siguientes ecuaciones:

$$ST = \frac{(m_{dry} - w_{crucible}) * 1000}{m_{wet} - w_{crucible}} \quad (3)$$

$$SV = \frac{(m_{dry} - w_{ash}) * 1000}{w_{mcrucible} - w_{crucible}} \quad (4)$$

$$SF = \frac{(w_{ash} - w_{crucible}) * 1000}{w_{mcrucible} - w_{crucible}} \quad (5)$$

Dónde ST : sólidos totales; m_{wet} : peso muestra húmeda; SV : sólidos volátiles; m_{dry} : peso de muestra seca; w_{ash} : peso de cenizas; $w_{mcrucible}$: peso del crisol con muestra; $w_{crucible}$: peso del crisol sin muestra; SF : sólidos fijos.

III. Método para obtención de coeficiente de biodegradabilidad

El coeficiente de biodegradabilidad tiene como fin mostrar el comportamiento de degradación de un material en presencia de una población microbiana. Para obtener este parámetro se tuvieron en cuenta los datos obtenidos de los sólidos volátiles y utilizando la siguiente ecuación [25].

$$Km = \frac{(OM_1\% - OM_2\%) 100}{OM_1\% (100 - OM_2\%)} \quad (5)$$

Donde $OM_1\%$ es el contenido total inicial de materia orgánica, % de sólidos totales y $OM_2\%$ es el contenido total de materia orgánica total, % de sólidos totales.

2.2.2 Método de medición de COV's

Para el control de las concentraciones en la entrada de los biofiltros se utilizó una válvula de bola y el detector de gases (RKI GX-6000 industries, model bul – 6000, JAPAN, VOC portátil ana-Lyser) equipado con una lámpara de 10,6 eV para fotoionización calibrado con isobutileno. Las mediciones se realizaron en puntos de muestreo a la entrada y salida del biofiltro, las cuales se registraron hasta que se estabilizara el medidor.

Antes del periodo de pruebas se realizó una evaluación de posibles trazas de VOC's presentes en los lechos, posteriormente se mantuvo durante una semana ambos lechos filtrantes con un flujo de aire constante con

una concentración del contaminante de 200 ppm y lograr la aclimatación de dichos medios. Luego se empezó con la puesta en marcha de las pruebas, con una entrada de aire el cual se humidifica en rangos superiores al 90% a partir de burbujeo. Seguido a la fase de humidificación del flujo de aire, se lleva a una posterior saturación con ácido acético para representar el flujo contaminado que se generaría en una industria generadora de VOC's, luego de esto la corriente de aire se divide para llegar a los biofiltros y realizar los procesos de adsorción y absorción que finalmente harán la remoción del contaminante.

Teniendo la concentración fija, se prosigue a medir el caudal de salida por medio de un anemómetro que debía marcar 1.3 m/s, para tener un tiempo de retención de 66 s, para que sea efectivo para los procesos de inmovilización para una posterior adsorción [22]. Consecutivo a esto, se realiza la medición final de la concentración del contaminante, efectuando seis muestreos diarios, tres en la mañana y tres en las horas de la tarde, durante cinco semanas, obteniendo los datos de remoción a partir de la siguiente ecuación:

$$\% \text{remoción} = \left| \left(\frac{C_1 * 100}{C_2} \right) - 100 \right| \quad (6)$$

Donde C_1 es la concentración obtenida en el detector de gases RKI GX-6000 (ppm), y C_2 es la concentración del ácido acético a la entrada del biofiltro (ppm).

3. Resultados y análisis

3.1 Análisis de parámetros del compostaje

3.1.1 Temperatura

La temperatura tiene una gran importancia en el proceso de compostaje, ya que los microorganismos que realizan los procesos de degradación se desarrollan en temperaturas entre los 15°C y 40° C aproximadamente, por lo cual es muy importante realizar el monitoreo de este parámetro, ya que es una manera por la cual se puede verificar la actividad microbiana. A continuación, en la fig. 3, se observa el comportamiento de la temperatura del compostaje:

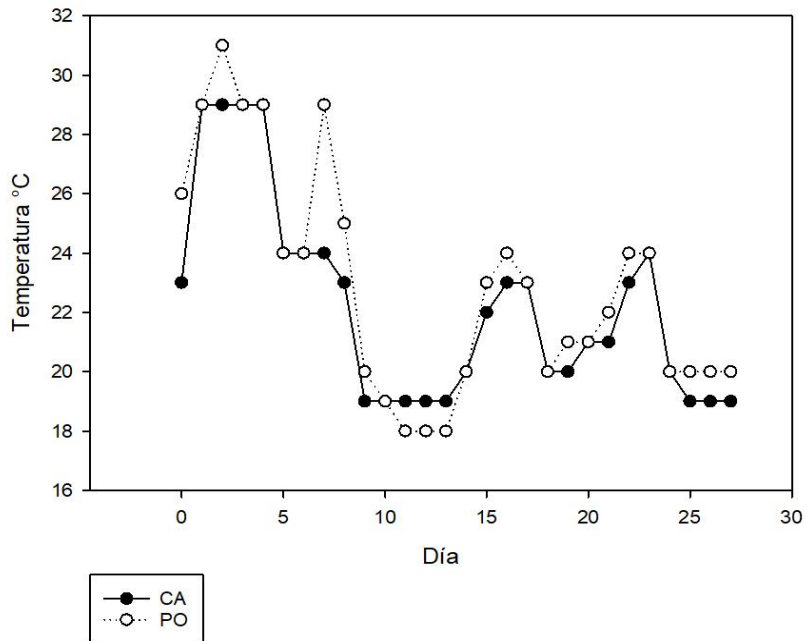


Fig. 3 Variación de temperatura en función del tiempo.

La variación de la temperatura en los compostadores como se ve en la fig. 3 presenta un incremento inicial, ya

que contienen una alta disponibilidad de materia orgánica y nutrientes, lo cual es fundamental para que se produzca la actividad microbiana. Después de la segunda semana se ve una disminución en la temperatura causada por la reducción en la materia orgánica ya consumida por los microorganismos, pero en ningún momento bajando de los 19 °C, temperatura que se encuentra dentro del rango óptimo de 15-40 °C para la actividad microbiana en mesófilos [26]. Con estos comportamientos se puede decir que la relación entre la temperatura y la actividad microbiana es directa, además de esto no se alcanzaron temperaturas más altas debido a que el material lignocelulósico era difícil de degradar en las condiciones

Se observa un comportamiento anormal entre el día 10 y 15, que puede deberse a una falla y posterior retiro del compresor, el cual se encarga de aportar oxígeno, generando una disminución en la actividad microbiana, ya que el oxígeno es fundamental para el metabolismo aerobio [22]. A partir del día 15 hay un leve aumento en la temperatura, que pudo ser causado por la reincorporación del compresor generando de nuevo un alza en la actividad microbiana y así mismo en la temperatura, hasta llegar al punto de estabilidad, donde la temperatura del biodigestor es igual a la temperatura ambiente.

3.1.2 Análisis de humedad

En el proceso de compostaje, uno de los parámetros primordiales a tener en cuenta es la humedad [27], el cual tiene una relación muy cercana al parámetro de aireación [28], [29], el comportamiento de este parámetro en el compost se puede observar a continuación en la fig. 4:

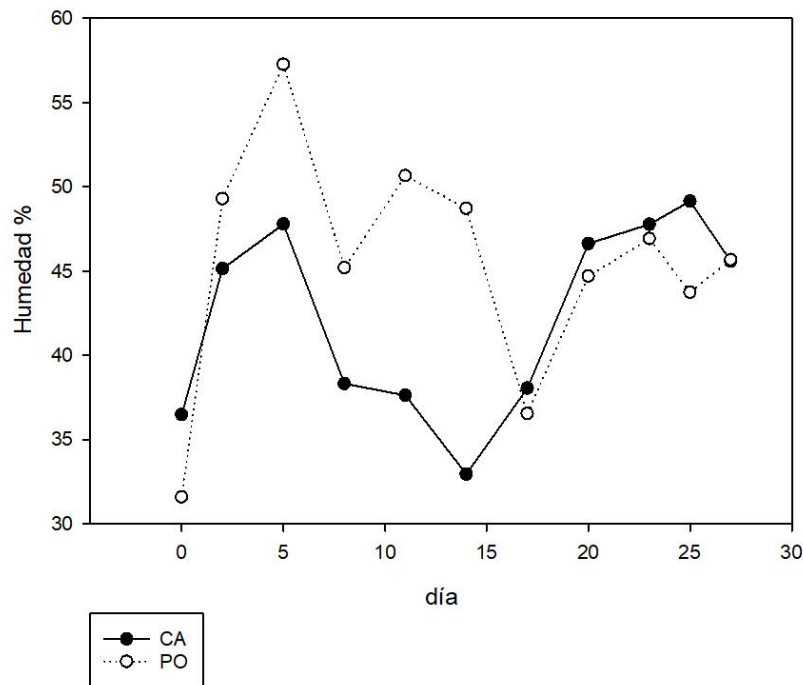


Fig. 4 Variación de humedad en función del tiempo.

En la fig. 4 se presenta la variación de la humedad con respecto al tiempo en el proceso de compostaje. Inicialmente se controló la humedad entre un rango de 40%-50% para los dos compostadores, en éste rango se favorece la población microbiana [28]. Si la humedad se encuentra por debajo de 45%, la población microbiana en el compostaje no tendrá suficiente disponibilidad de agua y su actividad se volverá más lenta [27], y si se aumenta demasiado, podría disminuir la porosidad del compostaje generando zonas por las que el aire no podrá circular. Con lo cual se observa el comportamiento en la figura 3 el cambio de la temperatura a lo largo del proceso de compostaje en función de la humedad que se observa en la figura 4, ya que este factor condiciona la actividad microbiana, teniendo en cuenta las gráficas de los factores mencionados se evidencia una relación directa [30].

3.1.3 Análisis de variación de pH

El pH para cada compostador se determinó de acuerdo al manual de procedimientos de laboratorio de la Universidad Industrial de Santander [14]. En la Fig. 5 se puede observar el comportamiento de este parámetro a lo largo del proceso de compostaje.

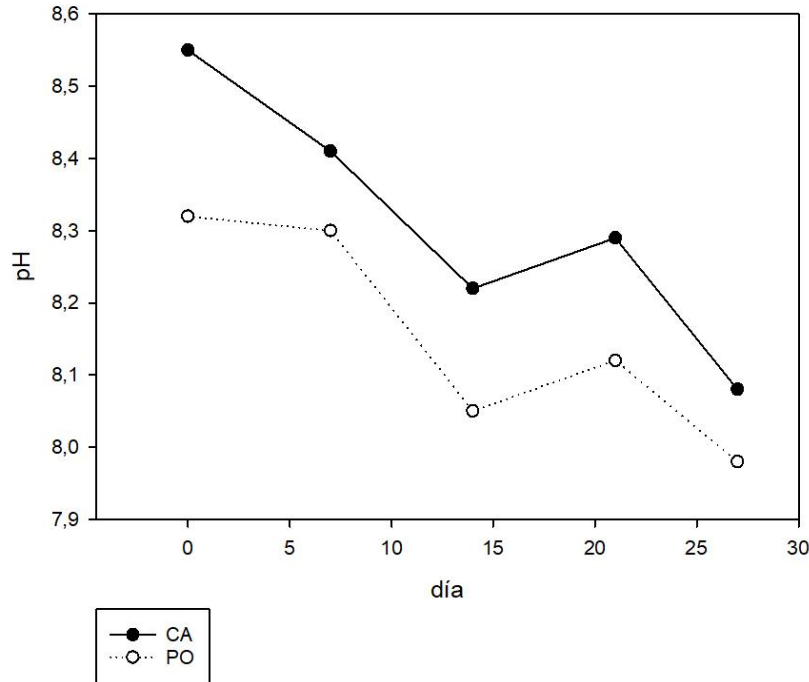


Fig. 5 Variación de pH en función del tiempo.

En la primera parte la fig. 5 indica un pH alcalino para ambas muestras, esto se debe principalmente por el pH de la pollinaza. El cambio entre ambos compostadores, se ve influenciado por el pH de los dos sustratos, cascarilla y poda. Sin embargo el comportamiento del proceso de compostaje para ambos casos fue casi el mismo, pues se caracterizó del día 6 al 12 por una disminución gradual del pH debido al metabolismo microbiano, en donde se da la producción de ácidos orgánicos a partir de la transformación de complejos carbonados y de la oxidación incompleta de materia orgánica [31]. Después en el punto medio del proceso (Día 13), se produjo un periodo de aumento en el pH entre los días 13 al 20 como consecuencia de la formación de amoníaco asociada a la degradación de proteínas y a la descomposición de ácidos orgánicos coincidiendo la actividad microbiana con la fase termofílica [32]. Finalmente se produce nuevamente una disminución de este parámetro a partir del día 20 hasta el día 30 tendiendo a la neutralidad e indicando la fase final del proceso o maduración del compost[28], [33]. Para este parámetro no se realizó ningún control, debido a que no se quería ningún tipo de interferencia en los VOC's de los lechos generados por las sustancias químicas que afectan el comportamiento del pH.

3.1.4 Coeficiente de biodegradabilidad

A continuación, en la fig. 6 se observa el comportamiento del coeficiente de biodegradabilidad para los digestores con cascarilla de arroz (CA) y poda (PO) en los compostadores:

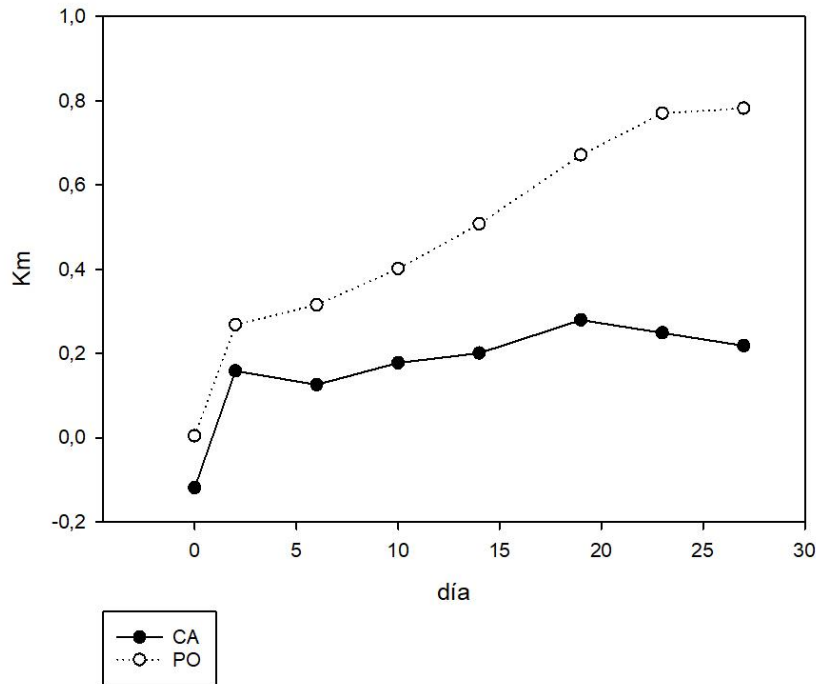


Fig. 6 Coeficiente de biodegradabilidad en función del tiempo.

Se contempla en la gráfica de coeficiente de biodegradabilidad en la fig. 6, que va en aumento, este factor hace referencia a la cantidad de materia orgánica degradada por la actividad microbiana [34], factor que se relacionó anteriormente con la temperatura. Partiendo de esto, comparando ambos parámetros se observa una relación inversa entre la temperatura (evidencia de actividad microbiana) y el coeficiente de biodegradabilidad microbiana, ya que en los puntos más bajos de temperatura se da la mayor biodegradabilidad por parte de la actividad microbiana, ya que previamente con las altas temperaturas se ha degradado gran parte de la materia orgánica.

Respecto al tiempo, la relación es directa, esto se puede fundamentar en que a mayor tiempo de compostaje la biodegradabilidad es mayor. Haciendo la relación entre los dos tipos de mezclas, se obtiene un coeficiente de biodegradabilidad menor en la cascarilla de arroz, respecto a la poda, esto se debe a que la cascarilla de arroz debido al contenido de lignina es de baja biodegradabilidad [33], [35], mientras que la poda, al ser un compuesto celuloso, su biodegradabilidad puede llegar hasta el 70% [36].

3.2 Análisis de datos de biofiltros

Para las mediciones de eficiencia de remoción de los biofiltros (PO; CA) se obtuvieron los siguientes resultados:

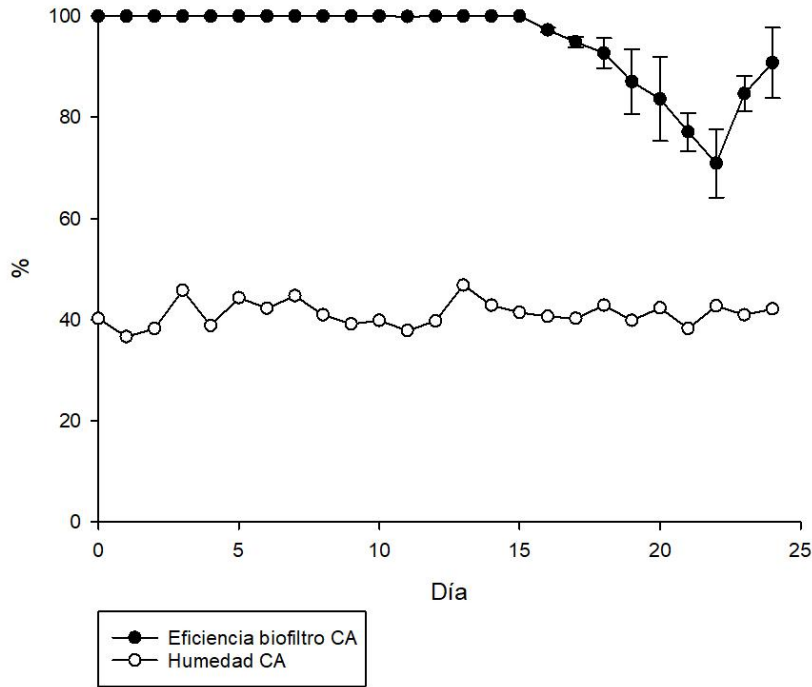


Fig. 7. Porcentaje de remoción del contaminante y humedad del medio en biofiltro CA en función del tiempo.

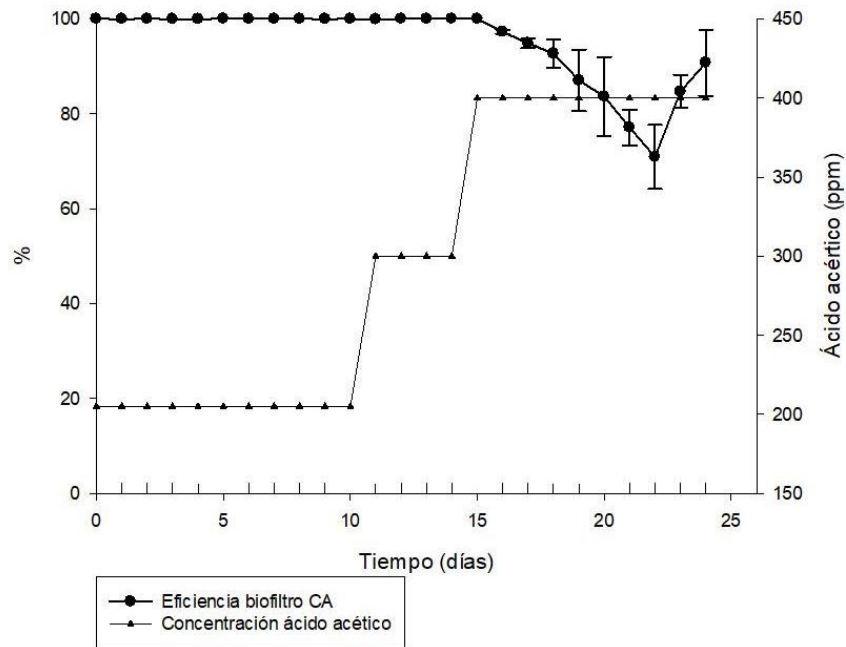


Fig. 8. Porcentaje de remoción y concentración del contaminante en biofiltro CA en función del tiempo.

Como se muestra en la fig. 7, la eficiencia de remoción del ácido acético llegó al 100% en los primeros días. Esta alta eficiencia inicial está relacionada con la característica hidrófila del contaminante efectuando los procesos de adsorción y desorción más fácilmente[37]. El tiempo se determina con el tamaño y el tipo de sustrato con el que se va a trabajar. Pasada la primera semana se observa un comportamiento estable y

óptimo en la remoción del contaminante donde se presenta una eficiencia por encima del 99%. Para la concentración de 300 ppm la eficiencia alcanza su máxima remoción eliminando el 100% del ácido acético de la corriente de aire sin cambiar su eficiencia, debido a la alta eficiencia se subió la concentración para ver su cambio.

En cuanto se aplica la concentración de 400 ppm se contempla una disminución en el porcentaje de remoción con el paso de los días en relación a las otras dos concentraciones. En el primer día que se aplica esta concentración, se ve una eficiencia del 100% y a medida que los días pasan, se presenta una reducción constante en la remoción, hasta llegar a una eficacia del 70,9%. Esto se argumenta por dos razones; la saturación del medio por una concentración más alta combinada con el tiempo acumulado de los muestreos para las concentraciones anteriores y la segunda razón puede ser producida por la posible disminución en la materia orgánica y los nutrientes, ya que los microorganismos en algunas ocasiones acuden a la degradación de la materia orgánica del lecho, esta degradación en largos periodos de tiempo pueden causar disminución en la eficiencia de remoción del contaminante por anaerobiosis causado por la aparición de caminos preferenciales en las corrientes de oxigenación[38]. Al final de las mediciones con concentración de 400 ppm (días 23-25) se presenta una subida de la eficiencia de remoción del contaminante esto probablemente a la aclimatación del sistema a una nueva concentración como se puede observar en la figura 8, lo que puede indicar que los biofiltros necesitan un tiempo de re-aclimatación para volver a retomar su eficacia optima [20], [39]. Esta evaluación se hizo para analizar condiciones transitorias en operación real del filtro y mirar la capacidad de adaptación a variación de las concentraciones del COV presente en la corriente. Se identificó una alta estabilidad y reacción eficiente a los cambios de la concentración que se generaron.

La humedad de los biofiltros como se presenta en la figura 7, es un factor importante a tener en cuenta debido a la influencia que tiene la eficacia del medio [40], por esto se observa una tendencia hacia rangos entre 40%-50%, debido a que se realizó un control en la humedad de los lechos filtrantes para mantener estos niveles, con el fin de favorecer la actividad metabólica[41], [42], ya que si hay exceso de humedad puede producir ausencia de oxígeno, compactación del medio, generar zonas anaerobias y desfavorecer la eficiencia de remoción del lecho[28]; si su porcentaje de humedad es demasiado baja no podrá realizar una adsorción óptima ya que el ácido acético al ser un compuesto polar, su solubilidad en agua es alta, y favorece la remoción en la corriente de aire administrada.

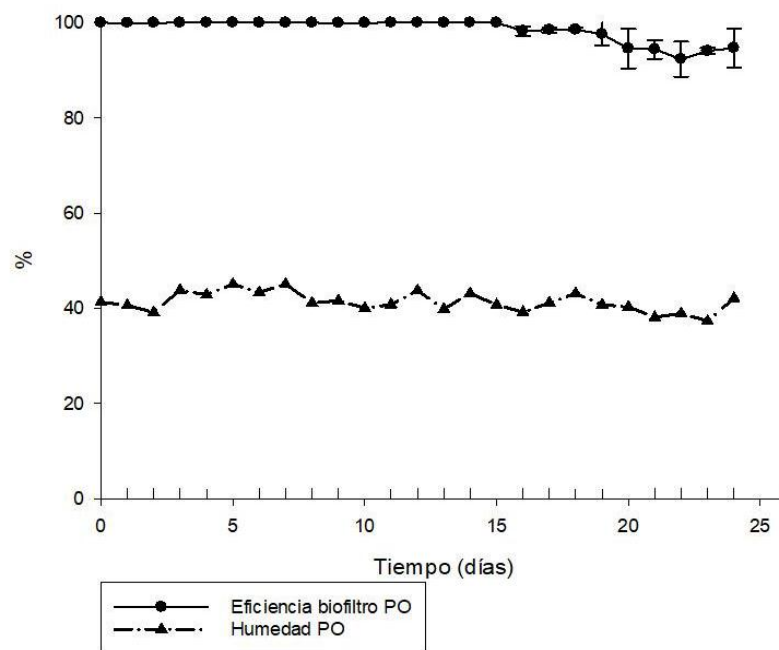


Fig. 9. Porcentaje de remoción del contaminante y humedad del medio en biofiltro PO en función del tiempo.

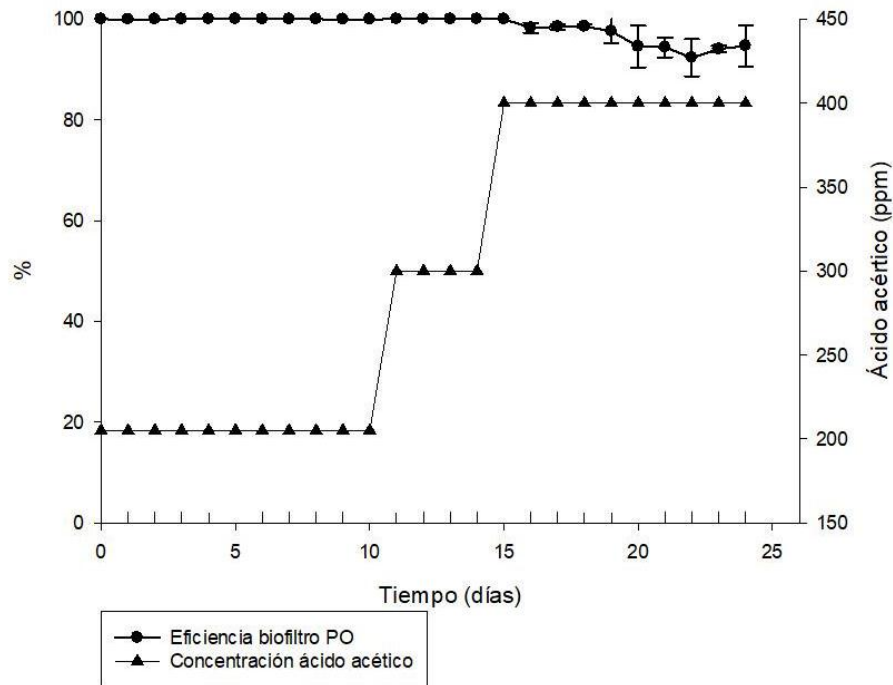


Fig. 10. Porcentaje de remoción y concentración del contaminante en biofiltro PO en función del tiempo

Para el biofiltro PO en la figura 9 se observa un comportamiento similar en la gráfica correspondiente a la concentración de 200 ppm respecto al biofiltro CA, una pequeña caída en el porcentaje de remoción causado por la aclimatación del medio al contaminante, ya para la segunda concentración correspondiente a 300 ppm se evidencia una remoción del 100% y para la última concentración disminuye la remoción a 92% aproximadamente, aunque mayor respecto a la remoción obtenida en biofiltro CA que llegó a bajar del 70%, esto se debe a la mezcla usada en el lecho filtrante, ya que en el biofiltro PO se usa poda, con mayor potencial de biodegradabilidad, lo cual se puede observar en la fig. 6, en donde se representa la coeficiente Km mayor al de la cascarilla, la cual depende de la biodegradabilidad que es fundamental para la actividad microbiana y esencial para la remoción dentro de los biofiltros.

Para la concentración de 400 ppm se observa una disminución en la remoción argumentado posiblemente por dos razones, la primera por la baja disponibilidad de materia orgánica en el medio consumido en las primeras semanas necesario para la estimulación de la actividad microbiana y la segunda a una saturación causada por la acumulación de ácido acético en los procesos de inmovilización en los biofiltros durante las pruebas de las concentraciones anteriores. En relación a los niveles de humedad en el lecho filtrante hay disminución en la remoción respecto a las dos pruebas iniciales (concentraciones de 200 y 300 ppm), bajando en casi 8 puntos porcentuales de eficiencia de remoción (remoción del 92% aproximadamente), esto está relacionado con el aumento en la concentración del contaminante a la entrada del biofiltro, ya que es el único factor que varía respecto a las dos primeras pruebas y darse una conducta similar en la disminución de remoción en el biofiltro CA.

Los resultados obtenidos en las pruebas piloto se observan niveles de remoción por encima del 70% para el biofiltro CA y se obtienen mejores resultados en el biofiltro PO, superiores al 90%, con esto se puede afirmar que para el caso del primer biofiltro en términos de remoción está a la altura e incluso con mejores resultados de otros materiales usados en la biofiltración de gases como los anillos rasching o esponja de poliuretano[43]. Para el biofiltro PO, se percibe que los rendimientos obtenidos en este sistema son equiparables con biofiltros que usen también otros tipos compostaje como lecho filtrante, como la turba, pero también se contempla que incluso obtiene mejores rendimientos que otros compostajes como los realizados a partir de lodos de depuradora[44].

4. Conclusiones

Los medios usados en la primera fase para el presente estudio (PO; CA) fueron aptos para el compostaje, esto se puede argumentar con los datos obtenidos durante la evaluación de los compostadores (PO; CA), donde se observó comportamientos similares en variables para cada mezcla como la temperatura o el coeficiente de biodegradabilidad, pero en diferentes proporciones como en el caso de este último. Para la temperatura se notó una disminución en relación a la inicial, hasta llegar a una temperatura ambiente, lo que indica que el compostaje se ha madurado. Para el caso del coeficiente de biodegradabilidad se contempló una subida que posteriormente se mantiene constante, comportamiento que se da en el mismo momento en que la temperatura del compostaje se encuentra en los niveles de la temperatura ambiente, dado a la baja actividad microbiana, otra característica de la maduración de los compostajes.

En cuanto a las dos mezclas de lecho de filtración utilizadas, se denotó con los resultados obtenidos en el coeficiente de biodegradación, el mejor rendimiento se dio en el compostador PO, ya que es más estable, entre más cercano sea el valor a 1, el material es más estable, valor que llega a 0.78, mientras que para el compostador CA no pasó de 0.28.

Para la remoción de ácido acético con el sistema de biofiltración con los dos lechos filtrantes (PO; CA), se observó un periodo de aclimatación nulo, en el cual desde la primera semana se obtiene una eficiencia de eliminación del contaminante alta, que está relacionado por dos factores determinantes durante el proceso de filtración, la adsorción y la absorción, que ocurren ese mismo orden, el primero debido a que el contaminante es un compuesto polar que se caracterizan por ser hidrofílico, propiedad que facilita la adhesión del contaminante al lecho filtrante húmedo y el segundo, la absorción que depende del coeficiente de biodegradabilidad, que es alto para la mezcla PO respecto a la de CA, lo cual da explicación al mejor rendimiento para el biofiltro con la mezcla con poda respecto al de cascarilla de arroz de aproximadamente 20 puntos porcentuales, ya que la poda es un residuo con un alto contenido de celulosa, los cuales se caracterizan por su alto grado de biodegradabilidad, además se evidenció que la poda tiene menores efectos de taponamiento y tiene mayor capacidad de adaptación a condiciones transitorias de operación. Los resultados demostraron que el medio de PO tuvo una mayor efectividad en las diferentes remociones para el ácido acético, teniendo en cuenta que es un contaminante hidrofílico y tiene una mayor facilidad de eliminación en biofiltros de compostaje.

5. Bibliografía

- [1] T. An, Y. Huang, G. Li, Z. He, J. Chen, and C. Zhang, "Pollution profiles and health risk assessment of VOCs emitted during e-waste dismantling processes associated with different dismantling methods," *Environ. Int.*, vol. 73, pp. 186–194, 2014.
- [2] R. Qu and A. Graves, "RIESGO QUÍMICO - ACCIDENTES GRAVES ÁCIDO ACÉTICO," 2008.
- [3] C. Van der Heyden, P. Demeyer, and E. I. P. Volcke, "Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State-of-the-art and perspectives," *Biosyst. Eng.*, vol. 134, pp. 74–93, 2015.
- [4] M. Tamaddoni, R. Sotudeh-Gharebagh, S. Nario, M. Hajhosseinzadeh, and N. Mostoufi, "Experimental study of the VOC emitted from crude oil tankers," *Process Saf. Environ. Prot.*, vol. 92, no. 6, pp. 929–937, 2014.
- [5] R. Lebrero, J. M. Estrada, R. Muñoz, and G. Quijano, "Deterioration of organic packing materials commonly used in air biofiltration: Effect of VOC-packing interactions," *J. Environ. Manage.*, vol. 137, pp. 93–100, 2014.
- [6] Fenavi, "Informe estadístico FENAVI de producción de pollo entero y huevo por departamento público." 2015.
- [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] H. N. Altalyan, B. Jones, J. Bradd, L. D. Nghiem, and Y. M. Alyazichi, "Removal of volatile organic compounds (VOCs) from groundwater by reverse osmosis and nanofiltration," *J. Water Process Eng.*,

vol. 9, pp. 9–21, 2016.

- [9] K. Boussu *et al.*, “Influence of membrane and colloid characteristics on fouling of nanofiltration membranes,” *J. Memb. Sci.*, vol. 289, no. 1, pp. 220–230, 2007.
- [10] B. Belaïssaoui, Y. Le Moullec, and E. Favre, “Energy efficiency of a hybrid membrane/condensation process for VOC (Volatile Organic Compounds) recovery from air: A generic approach,” *Energy*, vol. 95, pp. 291–302, 2016.
- [11] A. D. Dorado, D. Gabriel, and X. Gamisans, “Biofiltration of WWTP sludge composting emissions at contact times of 2–10s by structured/unstructured packing materials,” *Process Biochem.*, vol. 50, no. 9, pp. 1405–1412, 2015.
- [12] I.-K. Yoon and C.-H. Park, “Effects of gas flow rate, inlet concentration and temperature on biofiltration of volatile organic compounds in a peat-packed biofilter,” *J. Biosci. Bioeng.*, vol. 93, no. 2, pp. 165–169, Feb. 2002.
- [13] J. Perez, M. Reiser, and K. Fischer, “Emissions Control in African and Caribbean Countries,” pp. 47–52, 2013.
- [14] L. D. E. Biotecnología, “Manual de procedimientos de laboratorio digestión anaerobia,” 2015.
- [15] A. David, G. Baquerizo, J. Pedro, X. Gamisans, D. Gabriel, and J. Lafuente, “Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement: Kinetic parameters estimation and model validation,” vol. 140, pp. 52–61, 2008.
- [16] 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.
- [17] E. D. E. Diferentes, R. D. E. Origen, and V. Y. Animal, “Universidad nacional agraria facultad de agronomía departamento de producción vegetal,” 2007.
- [18] A. B. Neal and R. C. Loehr, “Use of biofilters and suspended-growth reactors to treat VOCs,” *Waste Manag.*, vol. 20, no. 1, pp. 59–68, 2000.
- [19] R. Dehghanzadeh, A. Torkian, B. Bina, H. Poormoghaddas, and A. Kalantary, “Biodegradation of styrene laden waste gas stream using a compost-based biofilter,” 2005.
- [20] 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.
- [21] E. Ramírez-López, J. Corona-Hernández, L. Dendooven, P. Rangel, and F. Thalasso, “Characterization of five agricultural by-products as potential biofilter carriers,” *Bioresour. Technol.*, vol. 88, no. 3, pp. 259–263, 2003.
- [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] I. Omri, H. Bouallagui, F. Aouidi, J.-J. Godon, and M. Hamdi, “H₂S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 22, pp. 10202–10209, 2011.
- [24] A. D. Dorado, G. Baquerizo, J. P. Maestre, X. Gamisans, D. Gabriel, and J. Lafuente, “Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement: Kinetic parameters estimation and model validation,” *Chem. Eng. J.*, vol. 140, no. 1, pp. 52–61, 2008.

- [25] R. Tim Haug, *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, 1993.
- [26] J. M. Casco, *Compostaje*, MUNDI PREN. MADRID BARCELONA MEXICO, 2008.
- [27] E. Madejón, M. Jesús Díaz, R. López, and F. Cabrera, "New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials," *Bioresour. Technol.*, vol. 85, no. 1, pp. 73–78, 2002.
- [28] A. B. Niño Rivera, "Compostación Acelerada De La Pollinaza Mediante Microorganismos Aerobios Para Su Utilización Como Abono Orgánico," *Proy. grado para optar al título Bióloga. Univ. Ind. Santander*, pp. 1–130, 2005.
- [29] R. Yañez, P. Bueno, A. Rivera, A. García-Barneto, and M. J. Díaz, "Selective organic compounds degradation under controlling composting conditions," *Waste Manag.*, vol. 30, no. 5, pp. 755–763, 2010.
- [30] D. E. G. C. J. F. R. LONDOÑO, "Análisis E Implementación De Una Alternativa Tecnológica Para La Valorización De Lodos Provenientes De Plantas De Tratamiento De Agua Residual Industrial," p. 49, 2016.
- [31] D. Liu *et al.*, "Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 19, pp. 9040–9049, 2011.
- [32] I. Petric, A. Helić, and E. A. Avdić, "Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure," *Bioresour. Technol.*, vol. 117, pp. 107–116, 2012.
- [33] R. Altieri, A. Esposito, and T. Nair, "Novel static composting method for bioremediation of olive mill waste," *Int. Biodeterior. Biodegradation*, vol. 65, no. 6, pp. 786–789, 2011.
- [34] I. O. Cabeza, R. López, M. Ruiz-Montoya, and M. J. Díaz, "Maximising municipal solid waste - Legume trimming residue mixture degradation in composting by control parameters optimization," *J. Environ. Manage.*, vol. 128, pp. 266–273, 2013.
- [35] L. M. Contreras Velásquez, I. Pereda Reyes, and O. Romero Romero, "Energetic Use of Rice Residuals By Bio-Conversion . Study Case Cuba," *Dyna Energía y Sostenibilidad*, vol. 1, no. 1, pp. 1–11, 2012.
- [36] P. B. Márquez, M. J. Díaz Blanco, and F. Cabrera Capitán, "Factores que afectan al proceso de Compostaje," *Univ. Huelva. Fac. Ciencias Exp.*, p. 16, 2005.
- [37] S. Dhamwichukorn, G. Kleinheinz, and S. Bagley, "Thermophilic biofiltration of methanol and -pinene," *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 26, pp. 127–133, 2001.
- [38] Á. ARANA DE PABLO, "BIOFILTRO EDIFICIO DE TAMICES DE LA E.D.A.R DE ARAZURI: ESTUDIO Y PROPUESTA DE MEJORAS.," ESCUELA TECNICA SUPERIOR DE INGENIEROS AGRONOMOS NEKAZARITZAKO INGENIARIEN GOI MAILAKO ESKOLA TEKNIKOA, 2010.
- [39] G. T. Kleinheinz, S. T. Bagley, W. P. St. John, J. R. Rughani, and G. D. McGinnis, "Characterization of alpha-pinene-degrading microorganisms and application to a bench-scale biofiltration system for VOC degradation," *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 37, no. 2, pp. 151–157, 1999.
- [40] C. Kennes and M. C. Veiga, "Fungal biocatalysts in the biofiltration of VOC-polluted air," *J. Biotechnol.*, vol. 113, no. 1, pp. 305–319, 2004.
- [41] Y. Cheng *et al.*, "Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds," *Biotechnol. Adv.*, vol. 34, no. 6, pp. 1091–1102, 2016.
- [42] S. Krailas and Q. T. Pham, "Macrokinetic determination and water movement in a downward flow

biofilter for methanol removal," *Biochem. Eng. J.*, vol. 10, no. 2, pp. 103–113, 2002.

- [43] I. Omri, F. Aouidi, H. Bouallagui, J.-J. Godon, and M. Hamdi, "Performance study of biofilter developed to treat H₂S from wastewater odour," *Saudi J. Biol. Sci.*, vol. 20, no. 2, pp. 169–176, 2013.
- [44] A. Sánchez-Rodríguez, Daniela; Gómez-Borraz, Tania; González-Sánchez, Armando; Noyola, "OPERACIÓN DE UN SISTEMA DE BIOFILTRACIÓN DE METANO PARA LA MITIGACIÓN DE EMISIONES DE EFECTO INVERNADERO A LA ATMÓSFERA," *Amica, Congr. Nac.*, pp. 20–23, 2015.