

Evaluación y Eficiencia de Remoción de Sulfuro de Hidrógeno (H₂S) y Amoniacó (NH₃) a través de Biofiltración a Escala Piloto.

Manuel Alejandro Blanco Bolaños^a, Brandon Steven Murillo Nova^a, Daniel Felipe Forero Polania^c, Iván Cabeza Rojas^a

^aFacultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Carrera 9 #51-11

Resumen:

Las diferentes actividades industriales en el mundo, emiten múltiples contaminantes, que a simple vista el ser humano no es capaz de percibir. El sulfuro de hidrógeno (H₂S) y el amoniacó (NH₃) son sustancias que están presentes diariamente en nuestras vidas; industrias como las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) emiten dichos contaminantes. Debido a esto, la biofiltración se convierte en un modelo biotecnológico que tiene como propósito reducir la emisión de dichos contaminantes presentes en la atmósfera.

Para el proceso de biofiltración de este proyecto se obtuvieron tres tipos de lechos: Pollinaza-Cascarilla (CA), Pollinaza-Bagazo de caña de azúcar (BA), Pollinaza-Poda (PO). A partir de esto, se empezó una etapa de compostaje en canecas industriales, cada una de 120L y revestimiento de fibra de vidrio, por alrededor de 9 semanas. Posteriormente se diseñaron e implementaron los sistemas de biofiltración con lechos maduros con el fin de poner en marcha la obtención de resultados de la eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ y al mismo tiempo las características necesarias de los lechos.

Posteriormente, las concentraciones de entrada al sistema de biofiltración fueron de H₂S: 7ppm y NH₃:0ppm, H₂S: 30ppm y NH₃:1ppm, H₂S:80ppm y NH₃:10ppm; teniendo en cuenta que fueron cambiadas progresivamente, de menor a mayor, a lo largo de 30 días. Dichas concentraciones fueron simuladas a partir de la medición de los contaminantes en la PTAR Salitre de Bogotá. Las mediciones de los biofiltros se realizaron todos los días seguidos por un mes y 3 mediciones correspondientes al día, en la mañana, al medio día y en la tarde. A partir de esto, se obtuvo la eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en los biofiltros, siendo PO, BA y CA los cuales mostraron un 100% en la remoción de H₂S. Finalmente, la remoción de NH₃ para PO, BA y CA fue de 88%, 85% y 77% respectivamente.

Palabras Clave: Biofiltración, compostaje, pollinaza, humedad, H₂S, NH₃.

1. Introducción

A lo largo de los años, debido a la alta tasa de crecimiento poblacional y la industrialización se ha aumentado de manera desmedida la generación de aguas residuales[1]. Es allí, donde se identifica la generación, en gran medida, de dos compuestos que pueden llegar a ocasionar

diferentes afectaciones a la salud como lo son el sulfuro de hidrógeno y amonio los cuales se producen en mayor medida durante los procesos de tratamiento secundario[2][3][4].

En cuanto a las diferentes afectaciones que estos dos compuestos pueden llegar a ocasionar en la salud humana en el caso del sulfuro de hidrógeno la exposición a concentraciones bajas de puede causar irritación de los ojos, la nariz o la garganta [5]. Además, puede causar dificultad para respirar en personas asmáticas. Las exposiciones breves a concentraciones altas de ácido sulfhídrico pueden producir pérdida del conocimiento. En la mayoría de los casos, la persona parece recuperar el conocimiento sin sufrir otros efectos. Sin embargo, en muchos individuos, pueden ocurrir efectos permanentes o de largo plazo, como por ejemplo dolores de cabeza, lapsos de concentración, mala memoria y alteración de las funciones motoras. Por otro lado, en el caso del amonio, a bajas concentraciones la exposición a concentraciones bajas de puede causar irritación de los ojos, la nariz o la garganta [5].

Por consiguiente, dado que la probabilidad de afectación a la salud por parte de los trabajadores de industrias como la manufactura de tejidos de rayón[6]; manufactura de pulpa y papel [7]; operaciones de perforación de petróleo y gas natural [8]; y plantas de tratamiento de aguas residuales, es mayor, se han estudiado diferentes métodos y tecnologías para la remoción de dichos compuestos como el proceso seco de oxidación el cual se utiliza para remover H_2S de una corriente de gas que puede convertirse en azufre u óxido de azufre [9]. Así mismo, este proceso se usa cuando el contenido de azufre del gas es relativamente bajo y se requiere una alta pureza [10]. Por otro lado, los procesos de oxidación en fase líquida se usan para el tratamiento de gases que contienen relativamente bajas concentraciones de H_2S . Este puede ser un proceso de absorción físico o un proceso de absorción químico. En los procesos de absorción físicos el H_2S puede ser absorbido por el solvente. Uno de los solventes es el agua. Pero el consumo de agua es muy alto para la absorción de pequeñas cantidades de H_2S [11]. Además, procesos de lavado mediante un lavador compacto son usados para eliminar H_2S , mercaptanos y NH_3 de emisiones gaseosas de una planta de tratamiento de aguas residuales; con este proceso se puede llegar a eficiencias de remoción superior al 99,5% de H_2S para velocidades de gas superficial mayores a 15 m/s y con velocidades de líquido superficial mayores a 4 m/s [12]. Finalmente, los procesos biológicos donde la elección del método de tratamiento adecuado dependerá de la fuente de la que provenga el gas [13]. En el caso de H_2S en el biogás, los métodos que utilizan bacterias anaerobias fototróficas tienen la ventaja inherente de mantener el carácter anaeróbico del gas y evitar cualquier potencial problema de seguridad [14].

Por otro lado, la biofiltración es una tecnología donde un proceso biológico es utilizado para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles e inorgánicos; la cual se encuentra dividida en dos tipos de sistema los cuales son: los biofiltros de lecho escurrido consisten de una columna empacada con un soporte inerte donde se desarrolla una biopelícula [15] [16]. A través del lecho se alimenta una corriente gaseosa que contiene al sustrato por biodegradar y una corriente líquida que es comúnmente reciclada a través del lecho y que tiene la función de aportar nutrientes esenciales a la biopelícula, así como de remover los productos de degradación de los microorganismos; Por último, los biofiltros de lecho fijo consisten en hacer pasar una corriente de aire a través de un material filtrante tal como compost, suelo[17].

En el cual se encuentran alojados ciertos microorganismos, capaces de degradar los compuestos orgánicos; los biofiltros constituyen una alternativa altamente eficiente y de bajo costo en comparación con otras opciones como oxidación térmica, incineración catalítica o adsorción sobre carbón [18][19]. Otra ventaja del uso de procesos biológicos son los requerimientos bajos de energía y la poca generación de otros problemas ambientales adicionales como es el transferir el contaminante a otro medio que debe disponerse.

Este trabajo fue realizado con el fin de estudiar la eficiencia de remoción de H_2S y NH_3 a través del proceso de biofiltración de tres compost diferentes teniendo en cuenta la relación de mezcla de los lechos y el tamaño de partícula que fueron usados como lecho filtrante. Como base fundamental, se quiso simular las condiciones de emisión de dichos contaminantes en la PTAR Salitre, específicamente en la zona de captación de cribado, donde se emplea la reducción de sólidos en suspensión de tamaños distintos [20].

2. Metodología y materiales

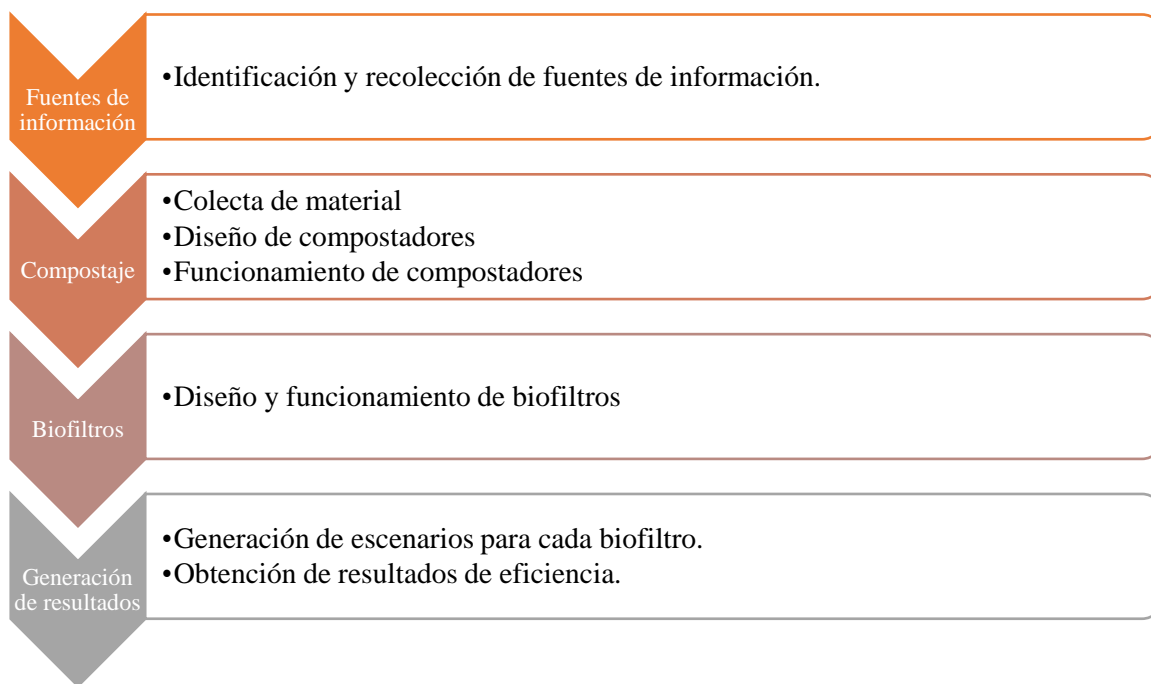


Diagrama 1. Fases para el desarrollo de la eficiencia de remoción de H_2S y NH_3 a través de biofiltración.

2.1. Compostaje

En primera instancia se recolectaron los volúmenes necesarios de materiales para el desarrollo del proyecto, teniendo en cuenta que los residuos de poda se recolectaron en diferentes parques de la ciudad de Bogotá, fue necesario que ésta cumpliera con el tamaño de partícula específico por lo cual se procedió a modificarla asegurando que fuese de 25mm

de longitud. Por otro lado, la cascarilla de arroz obtenida como parte del proceso de trillado en el cultivo de arroz en el Huila y Tolima ya contaba con un tamaño de 5mm por lo cual era apropiado, así mismo, el bagazo de caña se cortó para que pudiese quedar más suelto al momento de utilizarlo. En cuanto a la pollinaza se obtuvo de una granja de producción avícola ubicada en el municipio de Nemocón, Cundinamarca; para el tratamiento se tamizó, con el fin de eliminar el material más fino con el fin asegurar un tamaño de partícula igual o superior a 25mm con un tamiz número 4 que posee una abertura de 4,75mm debido a que puede llegar a taponar las salidas de inyección de aire en los compostadores [1].

Luego se pasó a la construcción de los 3 compostadores, como se muestra en la Figura 1, en los cuales se depositaron 3 mezclas conformadas cada una por pollinaza-cascarilla (CA), pollinaza-poda(PO), pollinaza-bagazo(BA) asegurando una relación de 1:1 en volumen con un total 60L por mezcla, posteriormente se tamizaron una última vez con el fin de garantizar el tamaño de partícula adecuado, es decir, no mayor a 25mm y no menor a 4mm; para la construcción se tomaron 3 recipientes industriales con capacidad de 120L cada uno, a estos se les realizó una perforación de 1 cm de diámetro a 5 cm de la base ya que dentro de ellos se adecuó una manguera de manera circular previamente perforada la cual se encargó de distribuir el aire de manera uniforme debido a que estas se encuentran conectadas a un compresor de aire 4; luego a la tapa de los recipientes se le realizó una perforación justo en el centro con un diámetro de 2 cm para asegurar el flujo de aire, después se procedió a implementar una malla dentro del tanque a una altura de 15 cm sobre la base dado que ésta da soporte a la mezcla y asegura que reciba aire y por último se realizó un revestimiento de cada uno de los recipientes utilizando fibra de vidrio para evitar las pérdidas de temperatura de los compostadores.

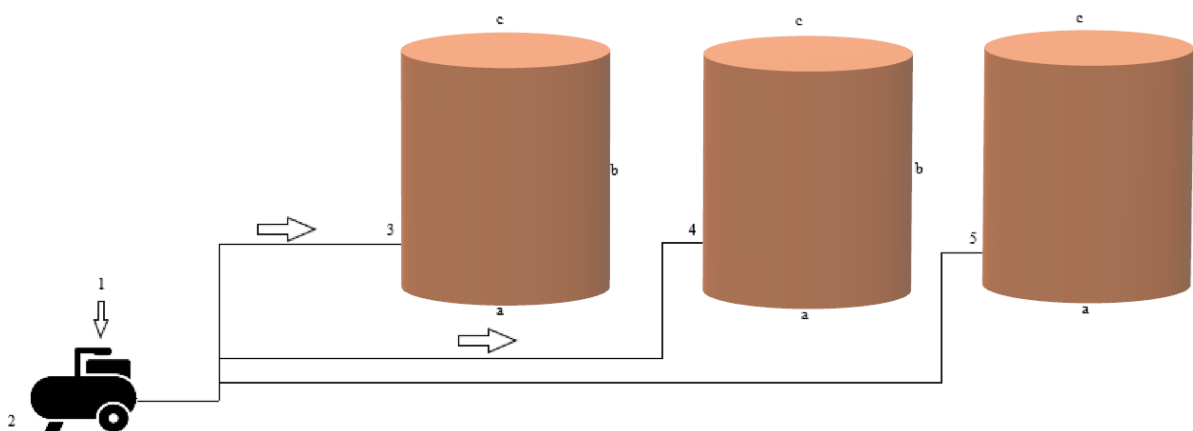


Fig. 1. Esquema de Compostadores de 120L. *Entrada de aire (1), Compresor (2), Compostadores CA, PO, BA (3), (4), (5), Rejilla (a), Aislantes de fibra de vidrio (b), Salida corriente de aire (c).*

2.2. Unidad de biofiltración.

Posteriormente, se procedió al montaje de las unidades de biofiltración en las cuales se llenaron 2 por cada tipo de mezcla. En la Figura 2 se muestra el sistema de biofiltración que está conformado por 6 cilindros PVC, con un diámetro de 4" y una altura de 1m aproximadamente; cada uno con tres secciones de material, con el fin de que el caudal de aire pasara a través de todo el sistema y no hubiera colmatación en ningún momento del proceso.

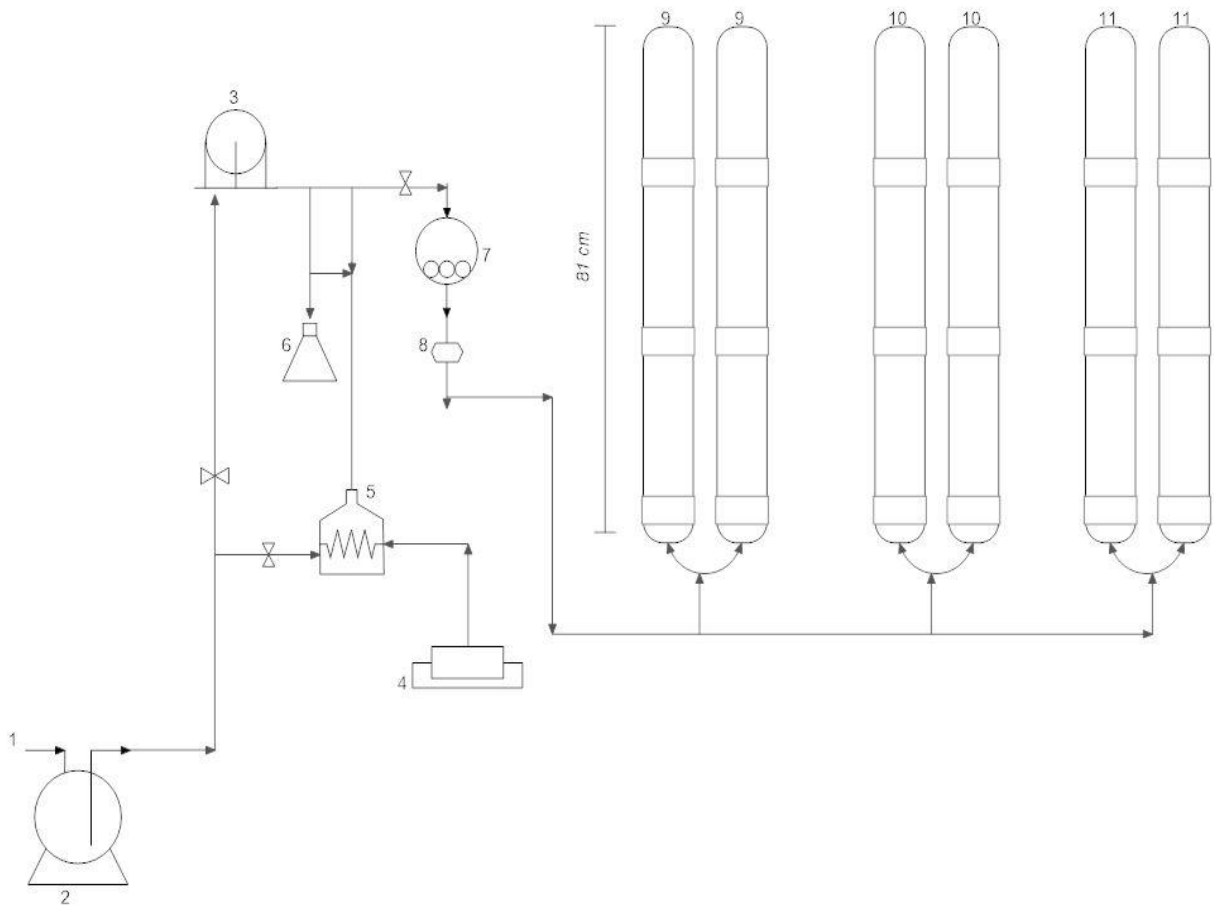


Fig. 2. Esquema de sistema de biofiltración. (1) Entrada de aire; (2) compresor; (3) bomba de vacío; (4) Sulfuro de Sodio; (5) Ácido clorhídrico; (6) Hidróxido de amonio; (7) volatilización del contaminante; (8) medición de entrada de los contaminantes; (9) biofiltro PO; (10) biofiltro CA; (11) biofiltro BA.

Es importante acotar que para la producción de sulfuro de hidrógeno se usaron diferentes volúmenes de ácido clorhídrico (HCl) 0,5 Molar y un caudal de 0,01mL/s de sulfuro de sodio (Na₂S). Igualmente, se ajustó finalmente un tiempo de retención de 60s teniendo en cuenta que el tiempo de retención óptimo que está entre 30 segundos a 1 minuto aproximadamente y el caudal de entrada del sistema dejándolo en 6,5L/min para que los procesos del sistema sean eficientes [1].

2.3. Métodos Analíticos

2.3.1. Retención de humedad

Para identificar la retención de humedad de los lechos filtrantes fue necesario pesar 10g de cada mezcla y colocarlos en vasos de 100mL, previamente con perforaciones de 0,5mm en su base, esto con el fin de llenar el vaso con agua hasta que sobrepase el nivel de compost [21]. Posteriormente, se dejó secar las muestras y fueron llevadas al horno por 24h a 105°C y por último se pesaron de nuevo para aplicar la ecuación 1.

$$\%WHC = \left(\frac{w_w - w_d}{w_w} \right) * 100 \quad (1)$$

Donde, %WHC es el porcentaje de retención de humedad, w_w es el peso de la muestra humedad y w_d el peso de la muestra seca.

2.3.2. Sólidos Volátiles y Totales

Para la determinación de sólidos totales y volátiles, inicialmente se pesan y marcan los crisoles a utilizar luego se agregan 2,5 g de muestra y se lleva a al horno durante 1 hora a 105°C para posteriormente pesarse de nuevo y se introduce en la mufla durante otra hora a 550°C y se pesa de nuevo todo esto de manera triplicada para cada una de las muestras [22]. A continuación se muestra el método utilizado para obtención de sólidos volátiles y totales.

$$SoT = \left(\frac{(m_{dry} - w_c) * 1000}{m_{wet} - w_c} \right) \quad (2)$$

$$SoV = \left(\frac{(m_{dry} - w_a) * 1000}{w_{mcr} - w_c} \right) \quad (3)$$

$$SF = \left(\frac{(w_a - w_c) * 1000}{w_{mcr} - w_c} \right) \quad (4)$$

Donde, SoT: Sólidos Totales, SoV: Sólidos volátiles, SF: sólidos fijos, m_{wet} : Peso de la muestra, m_{dry} : Peso de muestra seca, w_a : Peso de cenizas, w_c : Peso del crisol sin muestra, w_{mcr} : Peso del crisol con muestra

2.3.3. pH

La determinación de pH se realizó a través de extracción 1:5 de compostaje, tomando así 1g de muestra y 5mL de agua destilada para posteriormente agitar en un falcon por 4h y finalmente medirlo con el pH-metro [21].

2.3.4. Demanda Química de Oxígeno

Con respecto a la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se utilizaron tubos de ensayo de 16x100mm con tapa rosca los cuales se encontraban previamente enjuagados con ácido sulfúrico al 20% para prevenir contaminación. Al tubo se le añaden 2,5mL de muestra, 1,5mL de solución digestora, y 3,5mL de solución catalítica, luego se llevan al digestor a 150°C por 2 horas y luego se llevan al espectrofotómetro [22].

2.3.5. Nitrógeno Kjeldahl

Para iniciar con esta metodología inicialmente se pesó 1g de muestra a la cual se le añadió 15mL de ácido sulfúrico al 96% y dos pastillas catalizadoras, posteriormente se coloca el tubo en el bloc-Digest donde se realiza una digestión a 420°C durante 1,5h. Después, se dosifica lentamente 50mL de agua destilada y se deja enfriar hasta alcanzar la temperatura ambiente, posteriormente se agregan 100mL de ácido bórico al 4% en un Erlen Meyer, y de 5 a 6 gotas de indicador mixto. Por último se dosifican 50mL de NaOH al tubo de muestra para su posterior destilación para luego proceder con la titulación utilizando ácido clorhídrico al 0,25N [23].

2.3.6. Coeficiente de biodegradabilidad

El coeficiente de biodegradabilidad (k_m) se obtuvo a partir del principio de conservación de la ceniza suponiendo que los inertes que entren al proceso deben ser iguales a los inertes que dejan el proceso, en estado estacionario [11]. Es decir, que la ecuación utilizada para la obtención de k_m es:

$$K_m = \frac{(OM_i - OM_f) * 100}{OM_i(100 - OM_f)} \quad (5)$$

Donde K_m : Coeficiente de biodegradabilidad, OM_i : Materia orgánica inicial, OM_f : Materia Orgánica final.

2.3.7. Tamaño de partícula

El tamaño de partícula hace referencia al porcentaje de partículas divididas en tamices de diferentes tamaños a partir de una masa inicial de aproximadamente 100g de material donde este se introduce en un tamizador JPS-Lab de 8" para luego así dejarla vibrando durante un tiempo de 5 minutos y posteriormente pesar el material contenido dentro de cada una de las secciones de tamiz [6].

2.4. Medición de COV's

Inicialmente, para la producción de H_2S se utilizó una concentración de ácido clorhídrico (HCl) a 0,5M y una concentración de sulfuro de sodio (Na_2S) a 0,01M. Las concentraciones de entrada al sistema de H_2S estuvieron en un rango entre 6 a 7ppm por medio de una bomba

peristáltica donde generaba goteo con el fin de mantener las concentraciones durante 24 o 48 horas. De igual manera, es importante acotar que el caudal del sistema de biofiltro fue de 6,5L/min con un tiempo de retención de 60s. Así mismo, se midió la concentración de NH₃ teniendo en cuenta una concentración de entrada desde 0% a 1% producido a partir de burbujeo de hidróxido de amonio (NH₄OH).

A partir de esto, las mediciones de los contaminantes fueron hechas a lo largo de 30 días, teniendo en cuenta que se medían 3 veces por día; Para las mediciones de los biofiltros se usó un MultiRAE con monitor multigas inalámbrico portátil con detección avanzada de COV, el cual ofrece una selección puntera de sensores electroquímicos, de combustibles, infrarrojos, detector de fotoionización (PID) y radiación gamma así como la detección de compuestos orgánicos volátiles en concentraciones de rango entre 0,1 a 5000ppm [7]. Aquellas mediciones se realizaron tanto a la entrada como salida de los biofiltros por 30 días.

3. Resultados y Análisis

3.1. Compostaje

En la Tabla 1 se puede observar las diferentes características iniciales que se tuvieron en cuenta para el sistema de compostaje.

<i>Características</i>	<i>Unidades</i>	<i>CA</i>	<i>PO</i>	<i>BA</i>
<i>pH</i>	--	8,48	8,45	8,54
<i>DQO</i>	mg/L	193	241	224
<i>Nitrogeno Kjeldahl</i>		2,18 ± 1,26	2,85 ± 1,07	3,13 ± 0,39
<i>Coef. Biodegradabilidad</i>	--	0,9076	0,8916	0,9027
<i>Sólidos volátiles</i>	mg	737,01 ± 11	651,16 ± 27	426,07 ± 17
<i>Temperatura</i>	°C	26,6	26,2	27,5
<i>Retención de humedad</i>	%	186,95	50,96	88,73
<i>Tamaño de partícula</i>				
<i>> 25mm</i>	%	50	65	55
<i>5-10 mm</i>	%	50	35	45
<i>Humedad</i>	%	21,28	22	27,76
<i>Materia Orgánica</i>		92,63	78,68	63,31

Tabla 1. Caracterización de compostaje.

En cuanto a la caracterización de los compostadores es necesario iniciar hablando del pH, ya que conviene que el compost sea lo más neutro posible dado que los microorganismos responsables de la descomposición de los restos orgánicos no toleran valores muy alejados del [6][24]. Como se puede observar en la Tabla 1 el promedio de pH para los 3

compostadores oscila entre 8,45 y 8,54 a lo largo del proceso, esto es bastante bueno debido a que los valores no se encuentran muy alejados del valor neutro y por ende el proceso de compostaje no se ve estancado o ralentizado, además el pH se ve aumentado debido a que los materiales de mezcla del compost son de origen vegetal y por ende ricos en nitrógeno que puede perderse en forma de NH_3 que es un gas alcalino [25].

Por otro lado, la DQO a lo largo del proceso varía debido a que la misma refleja la biodegradabilidad de los diferentes compuestos orgánicos presentes en el compost y esto significa un aumento de la actividad microbiana que se traduce en una disminución de la fracción biodegradable a medida que el compost madura. Para el caso de los sólidos volátiles dado que se utiliza para la determinación de materia orgánica, se denota que a lo largo del proceso de compost los sólidos volátiles disminuyen en la medida de maduración del sistema, llegando a un punto de estabilización también representado en el coeficiente de biodegradabilidad que se tiende a aproximar al valor de 1 [26][27]. Además, la temperatura y la humedad son dos de los parámetros más importantes para el proceso de compostaje debido a que inicialmente los microorganismos son demasiado sensibles a cambios drásticos de temperatura, por lo cual para los 3 compostadores se aseguró una temperatura entre 26 °C y 28 °C durante todo el proceso para así evitar grandes afectaciones dentro del sistema [28]. Por otro lado, para la humedad es muy importante que no exceda el 30% y que tampoco se encuentre por debajo del 20% esto debido a las condiciones del sistema, ya que no recibía luz solar directa y el porcentaje de retención de agua de cada material es diferente, donde la cascarilla puede retener una gran cantidad de agua en comparación con la poda que tiene más problemas para retener la humedad, por otro lado, el bagazo por su estructura retiene un 88,73% de humedad.

3.2. Biofiltros

En la Tabla 2 se puede observar los resultados de la caracterización tenida en cuenta para los lechos filtrantes.

<i>Características</i>	<i>Unidades</i>	<i>CA</i>	<i>PO</i>	<i>BA</i>
<i>pH</i>		8,87	8,92	8,8
<i>DQO</i>	mg/L	38	17	6
<i>Nitrogeno Kjeldahl</i>		3,313 ± 0,030	3,592 ± 0,062	3,15 ± 0,184
<i>Coef. Biodegradabilidad</i>		0,9076	0,8916	0,9027
<i>Sólidos volátiles</i>	mg	241,0256 ± 13	56,4971 ± 21	30 ± 2

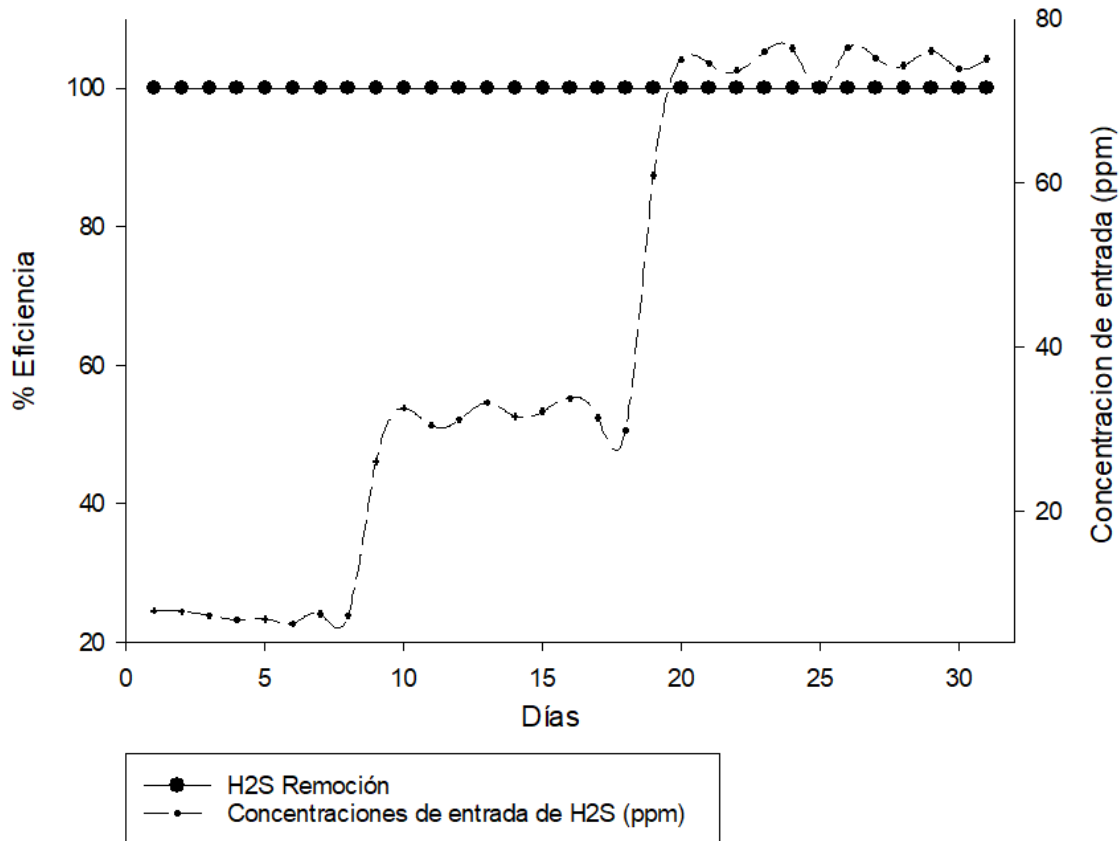
<i>Retención de humedad</i>	%	121,81	71,31	86,23
<i>Tamaño de partícula</i>				
> 25mm	%	55	65	55
5-10 mm	%	45	35	45
<i>Humedad</i>	%	40	40	40
<i>Materia Orgánica</i>		53,71	28,57	16,1

Tabla 2. *Caracterización de lechos filtrantes*

Inicialmente para los lechos filtrantes el pH como se puede ver en la Tabla 1 se logra mantener en un rango de 8,8 a 9 lo cual es adecuado debido a que garantiza condiciones de operación bastante idóneas para los microorganismos dado que los contaminantes a remover son H₂S y NH₃ generando fluctuaciones en el pH dadas sus propias características siendo uno un ácido y el otro una base. Por otro lado, características como DQO y sólidos volátiles a comparación de la etapa de compostaje se vieron afectadas, dado que la DQO en los 3 casos se redujo en un estimado de más de 80% en comparación a la etapa de compost y los sólidos volátiles que pasaron de encontrarse en un rango de 400 – 750 a 30 – 250 lo cual hace referencia a una disminución en gran medida debido a la completa maduración y estabilización de los lechos filtrantes, esto indicado por la aproximación a 1 del coeficiente de biodegradabilidad y la materia orgánica disponible en los lechos 38. Por otra parte, en cuanto a la humedad se estableció en un 40% debido al cambio en la retención de humedad de los lechos y a la corriente de aire constante a la cual se sometían los biofiltros para poder tener las condiciones óptimas de funcionamiento [29]. Por ultimo en la etapa de funcionamiento de los biofiltros es importante mantener un tamaño de partícula por encima de 5mm e inferior a 25 mm, para los tres lechos, debido a que se debe evitar taponamientos y fomentar la porosidad necesaria para asegurar una distribución uniforme de la corriente de aire que lleva la carga contaminante [30].

3.3. Análisis de eficiencia de remoción para H₂S y NH₃

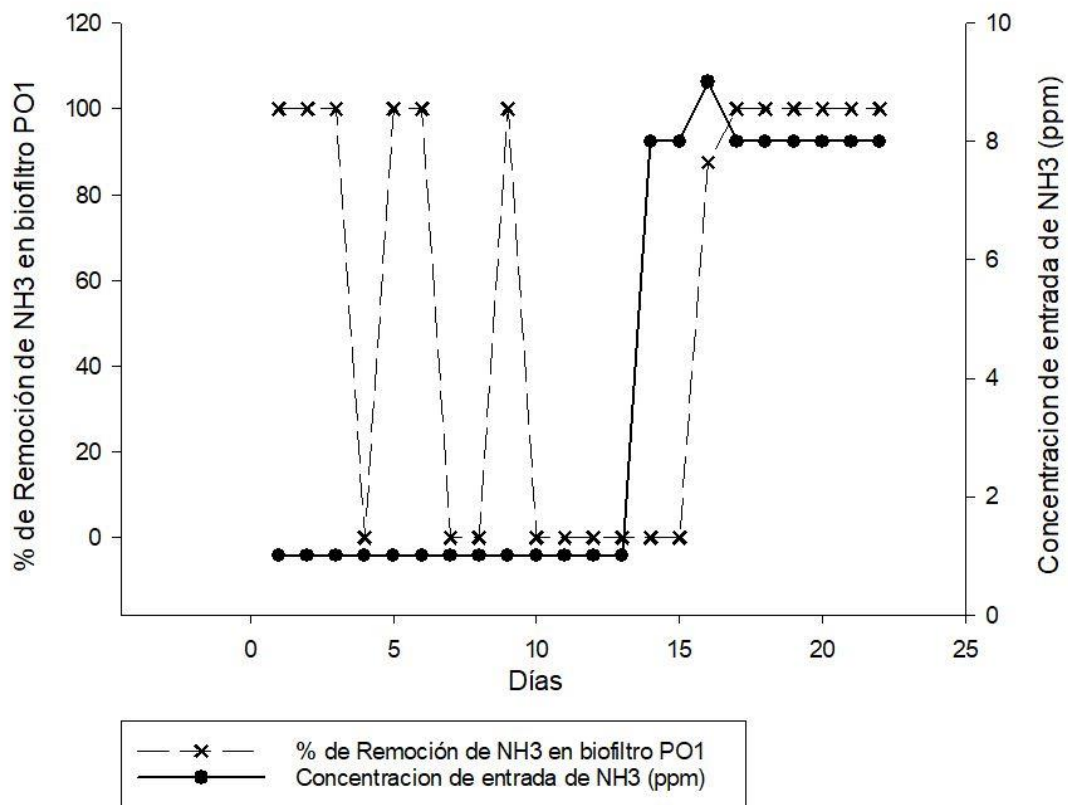
A partir de los datos iniciales del biofiltro, mostrados en la Tabla 2, se muestra la eficiencia de remoción de H₂S en los tres lechos filtrantes, así como la eficiencia de NH₃ para cada uno de los biofiltros. Sin embargo, cabe aclarar que se deben omitir las emisiones de NH₃ generadas por la pollinaza debido a que se mostraron valores mayores de salida a las que se producía en la entrada. Esto se debe a que los galpones dedicados al tratamiento de la pollinaza presentan una emisión de NH₃ importante, a causa del cúmulo de las excretas y a la descomposición de las especies nitrogenadas [31].



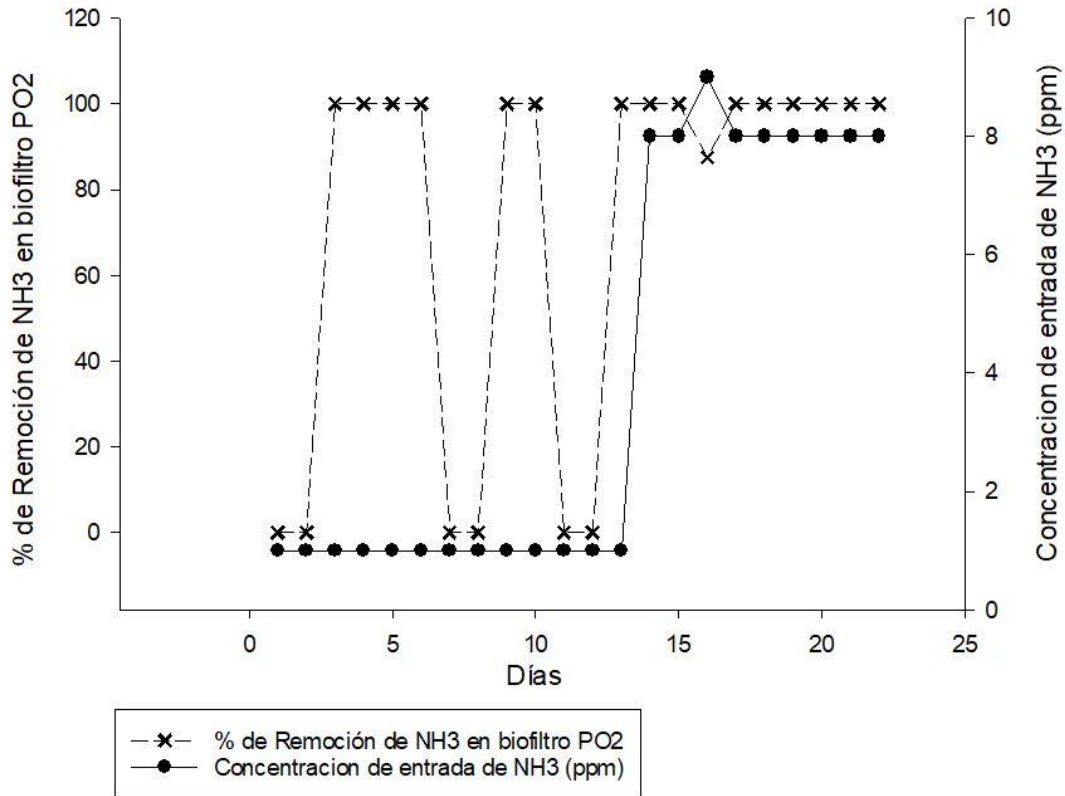
Gráfica 1. Eficiencia de remoción de H₂S en los tres lechos.

Inicialmente, se estudiaron concentraciones de 5,5ppm y 7,9ppm de H₂S en los primeros 9 días de funcionamiento, y así aumentando gradualmente los niveles de contaminante al sistema a 32ppm para los días 10 al 19. Por último, se puso a prueba el sistema de biofiltro teniendo en cuenta entrada de H₂S de 75ppm. La eficiencia de remoción se mantuvo en 100% desde el día 1 hasta el día 30 en los 6 biofiltros correspondientes.

Como se muestra en la gráfica 1, la remoción de sulfuro de hidrógeno, en los tres lechos correspondientes, llegó al 100% en sus 30 días de medición. Este dato, corresponde a que el contaminante posee una solubilidad alta, la cual se ve representada en procesos como la adsorción a lo largo de la corriente de aire en el biofiltro. Además, se debe tener en cuenta que el tiempo de retención de 60s/L permite la solubilidad del H₂S en la fase de biopelícula y la degradación de H₂S para la biomasa inmovilizada [32]. Además, es crucial tener en cuenta la humedad del sistema a través del tiempo ya que si hay humedad significativa, puede que la remoción de H₂S desfavorezca notablemente debido a la disminución de oxígeno y el taponamiento de los lechos. Por otro lado, si hay menor humedad y las concentraciones de entrada sean las mencionadas anteriormente, el sistema no realizará ningún tipo de proceso como la adsorción [30].

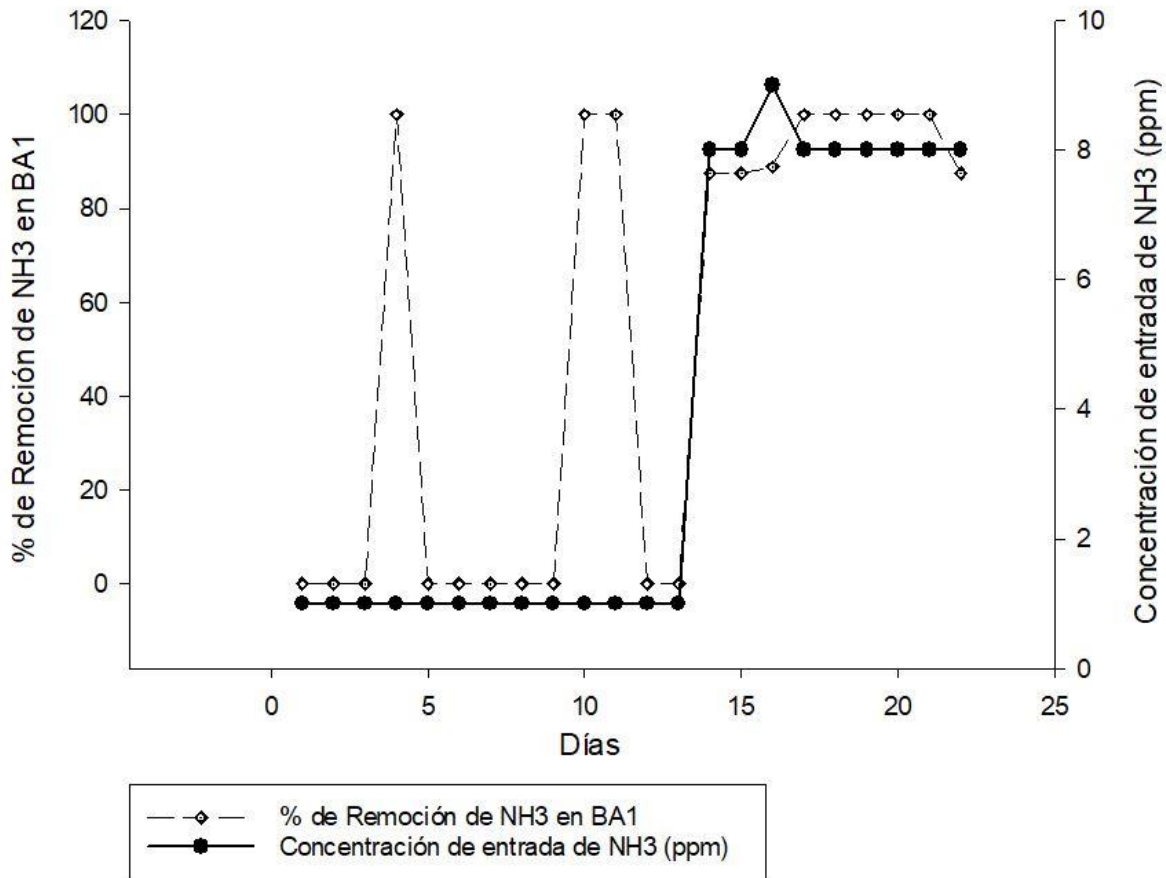


Gráfica 2. Eficiencia de remoción de NH_3 en biofiltro PO1



Gráfica 3. Eficiencia de remoción de NH₃ en biofiltro PO2.

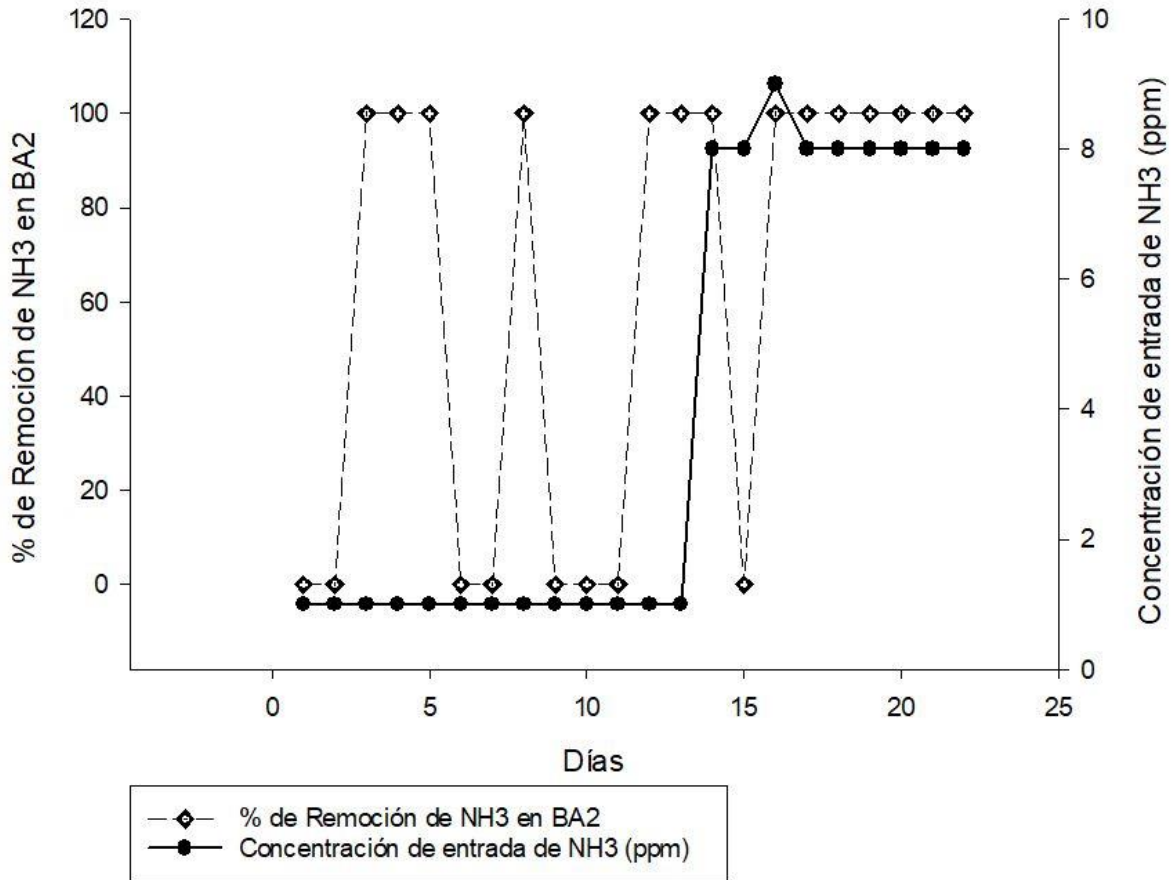
Cabe resaltar que para los primeros 9 días del sistema de biofiltración solamente se generaron niveles de emisión de H₂S. En la gráfica 2 se puede observar los 21 días en los cuales el NH₃ fue medido. En el biofiltro PO1 y PO2 se puede notar que los primeros 13 días se emitieron 1 ppm de NH₃ de entrada a los biofiltros, siendo los niveles de eficiencia de remoción tanto 100% como 0%. A medida que la entrada de NH₃ fue aumentando la eficiencia de NH₃ se mantuvo casi estable por encima del 85%. Dado que el amoníaco es extremadamente soluble ($H < 0.0001$), la remoción inmediata observada de amoníaco puede haber ocurrido como resultado de la absorción en la fase líquida, la adsorción en el medio y el consumo por parte de los microorganismos heterótrofos [33]. Adicionalmente, hay que tener en cuenta que a pesar de que el coeficiente de biodegradabilidad (K_m) de poda es menor que los demás sustratos, esto también genera que la actividad microbiana en los biofiltros PO1 y PO2 tenga un mejor desempeño en la remoción del contaminante.



Gráfica 4. Eficiencia de remoción de NH₃ en biofiltro BA1.

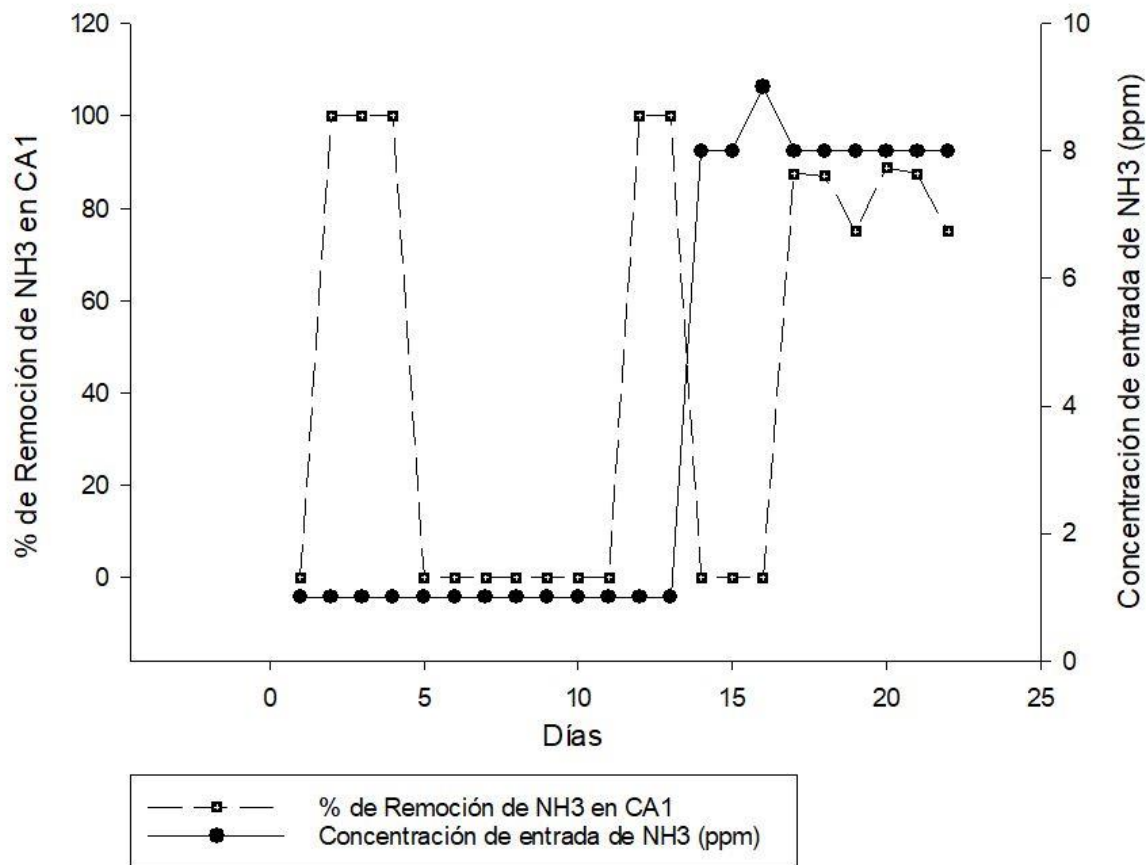
Por otro lado, para los biofiltros BA1 y BA2, como se ven representados en la gráfica 4 y 5 respectivamente, los valores de eficiencia se ven afectados desde el día 1 tomando un valor de 0% de remoción de NH₃ y en algunas casos hasta el día 13 la remoción fue de un 100%. Aquellos valores pueden explicarse a que el lecho del biofiltro haya podido alcanzar su máxima capacidad de absorción y adsorción de amoniaco, ya que es probable que las capacidades de absorción y adsorción estén saturadas [34]. Por consiguiente los valores de 100% de remoción se generan a partir de la degradación biológica.

A partir del día 14, cuando los valores de entrada de concentración de amoniaco aumentaron a 8ppm, la eficiencia de remoción del contaminante mejoró notablemente en BA1, estableciendo valores de eficiencia desde el 85% hasta el 100%, incluso cuando el pico más alto de entrada de amoniaco era de 9ppm. Este fenómeno se debe a que los microorganismos expuestos a un sustrato pueden requerir periodos de aclimatación antes de iniciar una biodegradación relevante en los biofiltros.



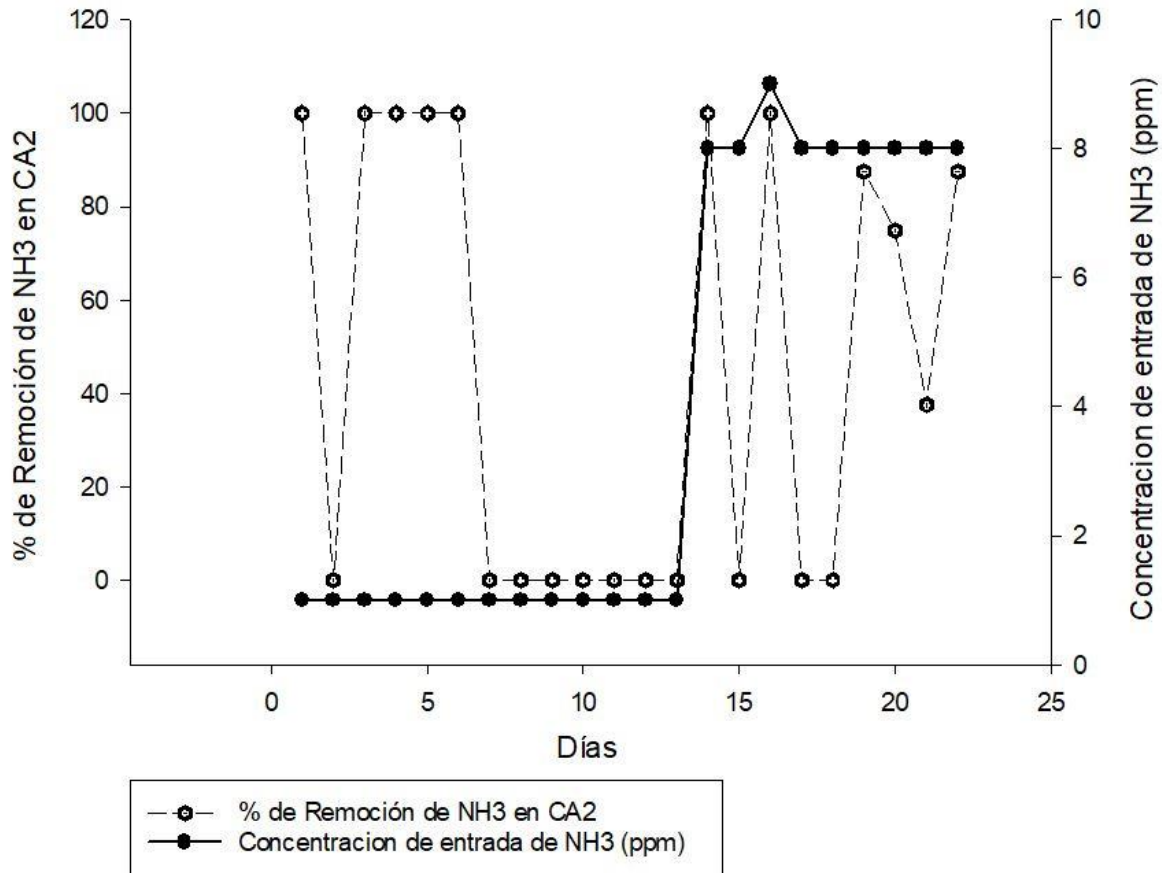
Gráfica 5. Eficiencia de remoción de NH_3 en biofiltro BA2.

Con base a lo anterior, el biofiltro BA2 pudo haberse demorado en la aclimatación de los procesos microbiológicos debido a valores correspondientes a 0% de eficiencia en el día 15. Adicionalmente, hay que tener en cuenta que concentraciones de amoníaco libre en el material de soporte pueden inhibir fuertemente la actividad biológica de un biofiltro; así mismo la generación por medio del sustrato principal (pollinaza), puede causar bajas capacidades de eliminación observadas en los primeros 15 días [34].



Gráfica 6. Eficiencia de remoción de NH₃ en biofiltro CA1.

Los resultados obtenidos en los biofiltros CA1 y CA2 muestran que la cascarilla es mucho menos eficiente al realizar la remoción de NH₃ debido a que dicho material requiere un proceso de estabilización mucho más largo. En la gráfica 6, se puede observar que en los primeros 16 días de remoción, el biofiltro CA1 solamente es capaz de remover en 5 ocasiones el 100% del gas efluente al sistema. A partir del día 17, los niveles de remoción empiezan a tener un mejor desempeño llegando a un máximo de 88% aproximadamente. Además, es importante tener en cuenta la saturación del medio a lo largo de los días así como el aumento de las concentraciones de NH₃ en el medio filtrante, ya que algunos microorganismos dentro del biofiltro necesitan o requieren degradación de la materia orgánica.



Gráfica 7. Eficiencia de remoción de NH₃ en biofiltro CA2.

Para la eficiencia de remoción de NH₃ en CA2, es importante observar que en ningún momento pudo estabilizarse, teniendo picos tanto de 100% hasta 0% en los últimos días de medición. A pesar de que los biofiltros funcionan en el rango mesofílico aquellos puntos de inestabilidad pudieron darse a la saturación del biofiltro como tal, inhibiendo actividad microbiana a lo largo de los días así como la ausencia de procesos físico-químicos como la absorción y adsorción.

4. Conclusiones.

- (1) Se puede concluir que la distribución del tamaño de partícula es uno de los parámetros más importantes a controlar dentro del sistema de biofiltración debido a que se debe garantizar un tamaño de partícula mayor a 25 mm para así asegurar un flujo de aire adecuado, evitar taponamientos y prevenir la compactación del material. Además, es importante asegurar las condiciones óptimas del medio como lo es también la humedad, dado que es un factor que varía diariamente, lo que conlleva a agregarle agua al medio con el fin de que el biofiltro cumpla sus tareas de absorción, adsorción y biodegradabilidad (K_m cercano a 1).

- (2) Los 6 biofiltros tuvieron una remoción de sulfuro de hidrógeno del 100% lo que conlleva a analizar mayores concentraciones de entrada a los biofiltros para observar y estudiar cómo se comportan y hasta que niveles de H₂S alcanzan a remover.
- (3) Los biofiltros con mejor desempeño para la remoción de NH₃ durante la investigación fueron PO y BA, debido a que la estabilización de CA es más prolongado. Sin embargo, es importante no descartar el CA ya que a tiempos más prolongados el biofiltro podría remover dichos gases contaminantes.
- (4) Debido a la cantidad de mediciones hechas durante los 30 días, el MultiRAE no recomienda analizar NH₃ y H₂S al mismo tiempo, ya que puede generar errores en los valores evaluados.
- (5) Es importante obtener lechos filtrantes con producción de amoniaco menores a 1ppm con el fin de poder normalizar los biofiltros y obtener resultados mucho más exactos cuando se quiera medir la eficiencia de remoción de NH₃.

Referencias

- [1] L. A. Sepúlveda Villada and J. A. Alvarado Torres, *Manual de compostaje doméstico. Manual de aprovechamiento de residuos orgánicos a través de sistemas de compostaje y lombricultura en el Valle de Aburrá*. Valle de Aburrá, 2013.
- [2] A. D. Dorado, D. Gabriel, and X. Gamisans, “Biofiltration of WWTP sludge composting emissions at contact times of 2-10 s by structured/unstructured packing materials,” *Process Biochem.*, vol. 50, no. 9, pp. 1405–1412, 2015.
- [3] E. A. Eckelkamp, J. L. Taraba, K. A. Akers, R. J. Harmon, and J. M. Bewley, “Understanding compost bedded pack barns: Interactions among environmental factors, bedding characteristics, and udder health,” *Livest. Sci.*, vol. 190, pp. 35–42, 2016.
- [4] A. Servidas, “Biofiltración con un sistema de tres lechos de compost para la remoción de sulfuro de hidrógeno,” 2017.
- [5] J. E. Amooore and E. Hautala, “Odor as an ald to chemical safety: Odor thresholds compared with threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution,” *J. Appl. Toxicol.*, vol. 3, no. 6, pp. 272–290, 1983.
- [6] V. M. Doña-Grimaldi, A. Palma, M. Ruiz-Montoya, E. Morales, and M. J. Díaz, “Energetic valorization of MSW compost valorization by selecting the maturity conditions,” *J. Environ. Manage.*, vol. 238, no. February, pp. 153–158, 2019.
- [7] P. B. Márquez, M. J. Díaz Blanco, and F. Cabrera Capitán, “Compostaje. Capítulo 4. Factores que afectan al proceso de Compostaje,” pp. 93–109, 2005.
- [8] P. A. Gostomski, J. B. Sisson, and R. S. Cherry, “Water Content Dynamics in Biofiltration: The Role of Humidity and Microbial Heat Generation,” *J. Air Waste Manag. Assoc.*, vol. 47, no. 9, pp. 936–944, 1997.
- [9] A. Bollman, H. Chelf, R. Strait, L. Hockstad, U. S. E. P. Agency, and P. Ave, “Quality

Assurance and Estimation of Emissions Activity Data in the National Emissions Inventory,” 2002.

- [10] 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.
- [11] 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.
- [12] A. B. Santos, K. R. Viera, G. P. Nogara, R. Wagner, E. Jacob-Lopes, and L. Q. Zepka, *Biogenesis of Volatile Organic Compounds by Microalgae: Occurrence, Behavior, Ecological Implications and Industrial Applications*, no. June. 2016.
- [13] S. Trabue, K. Scoggin, H. Li, R. Burns, H. Xin, and J. Hatfield, “Speciation of volatile organic compounds from poultry production,” *Atmos. Environ.*, vol. 44, no. 29, pp. 3538–3546, 2010.
- [14] K. A. Rabbani, W. Charles, A. Kayaalp, R. Cord-Ruwisch, and G. Ho, “Pilot-scale biofilter for the simultaneous removal of hydrogen sulphide and ammonia at a wastewater treatment plant,” *Biochem. Eng. J.*, vol. 107, no. 2, pp. 1–10, 2016.
- [15] M. Ben Jaber, A. Couvert, A. Amrane, P. Le Cloirec, and E. Dumont, “Removal of hydrogen sulfide in air using cellular concrete waste: Biotic and abiotic filtrations,” *Chem. Eng. J.*, vol. 319, pp. 268–278, 2017.
- [16] K. Promnuan and S. O-Thong, “Efficiency Evaluation of Biofilter for Hydrogen Sulfide Removal from Palm Oil Mill Biogas,” *Energy Procedia*, vol. 138, pp. 564–568, 2017.
- [17] M. Al-Shammiri, “Hydrogen sulfide emission from the Ardiyah sewage treatment plant in Kuwait,” *Desalination*, vol. 170, no. 1, pp. 1–13, 2004.
- [18] T. Ahmad, K. Ahmad, and M. Alam, “Characterization of Water Treatment Plant’s Sludge and its Safe Disposal Options,” *Procedia Environ. Sci.*, vol. 35, pp. 950–955, 2016.
- [19] S. Malakar, P. Das Saha, D. Baskaran, and R. Rajamanickam, “Microbial biofilter for toluene removal: Performance evaluation, transient operation and theoretical prediction of elimination capacity,” *Sustain. Environ. Res.*, vol. 28, no. 3, pp. 121–127, 2018.
- [20] H. Haimi, M. Mulas, and R. Vahala, “Process automation in Wastewater Treatment Plants : the Finnish experience,” *Off. Publ. Eur. Water Assoc.*, pp. 1–17, 2010.
- [21] G. Mart, B. Pineda, M. Francisco, and A. Echeverr, “Determinación del consumo de materia seca de vaquillas Holstein y Jersey con tres a siete meses de preñez en la época seca en El Zamorano,” 2004.
- [22] J. Marín, C. Chinga, A. Velásquez, A. González, and M. Zambrano, “Tratamiento de aguas residuales de una industria procesadora de pescado en reactores anaeróbicos

discontinuos,” *Cienc. e Ing. Neogranadina*, vol. 25, no. 1, pp. 27–42, 2015.

- [23] P. Campins-Falco, S. Meseguer-Lloret, T. Climent-Santamaria, and C. Molins-Legua, “A microscale Kjeldahl nitrogen determination for environmental waters,” *Talanta*, vol. 75, no. 4, pp. 1123–1126, 2008.
- [24] K. E. Y. Features, “MultiRAE.”
- [25] U. Autònoma De Barcelona and R. Barrena Gómez, “Fundació Privada Estudis del Medi Ambient de Mollet del Vallès DEPARTAMENT D’ENGINYERIA QUÍMICA,” 2006.
- [26] Universidad Centroamerica Jose Simeon Cañas, “EN AGREGADO FINO Y GRUESO Y DETERMINACIÓN DE MATERIAL MÁS FINO QUE EL TAMIZ No . 200 (75 \square m) EN AGREGADO MINERAL POR LAVADO,” *Anal. TAMAÑO PARTÍCULAS POR TAMIZADO EN Agreg. FINO Y GRUESO Y Determ. Mater. MÁS FINO QUE EL TAMIZ No. 200 (75 \square m) EN Agreg. Miner. POR LAVADO*, vol. 1, no. 01, p. 15, 1996.
- [27] O. Fabián, H. Cobos, J. Felipe, A. Londoño, L. Carlos, and F. Garcia, “Industrias Del Curtido De Cueros Design of a Biofilter To Reduce the Contamination Content By Chromium Generated in the Industries of the Leather Tanning,” *Dyna*, vol. 76, no. 160, pp. 107–119, 2009.
- [28] Y. Jun and X. Wenfeng, “Ammonia biofiltration and community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in biofilters,” *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 17, pp. 3869–3876, 2009.
- [29] A. Prada and C. E. Cortés, “Sup (1)-Año 2010 Artículo Original /Original Article Orinoquia 14 sup,” vol. 14, no. 1, pp. 155–170, 2010.
- [30] K. Vikrant *et al.*, “Biofiltration of hydrogen sulfide: Trends and challenges,” *J. Clean. Prod.*, vol. 187, pp. 131–147, 2018.
- [31] J. Herrera, J. F. Rojas, and A. Bolaños, “Diagnóstico preliminar de los niveles de emisión de amoníaco y sulfuro de hidrógeno en distintas modalidades de producción en granjas avícolas en Costa Rica,” *Rev. Ciencias Ambient.*, vol. 0, no. 46, pp. 15–26, 2013.
- [32] M. Ramírez, M. Fernández, C. Granada, S. Le Borgne, J. M. Gómez, and D. Cantero, “Biofiltration of reduced sulphur compounds and community analysis of sulphur-oxidizing bacteria,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 5, pp. 4047–4053, 2011.
- [33] S. hun Lee, C. Li, A. J. Heber, J. Ni, and H. Huang, “Biofiltration Of a mixture of ethylene, ammonia, n-butanol, and acetone gases,” *Bioresour. Technol.*, vol. 127, pp. 366–377, 2013.
- [34] E. L. Pagans, X. Font, and A. Sánchez, “Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases,” *Chem. Eng. J.*, vol. 113, no. 2–3, pp. 105–110, 2005.