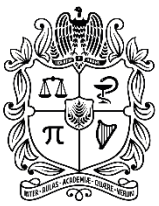

UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Desarrollo de prototipo para la biofiltración simultánea de compuestos orgánicos e inorgánicos volátiles a través de un lecho orgánico

Ana María Guzmán Beltrán

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental.

Bogotá, Colombia

2023

Desarrollo de prototipo para la biofiltración simultánea de compuestos orgánicos e inorgánicos volátiles a través de un lecho orgánico

Ana María Guzmán Beltrán

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

Ph.D. Pedro Filipe de Brito Brandão

Codirector:

Ph.D. Iván Orlando Cabeza Rojas

Línea de Investigación:

Biotecnología Ambiental

Grupo de Investigación:

Grupo de Estudios para la Remediación y Mitigación de Impactos Negativos al Ambiente (GERMINA)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad Ingeniería, Departamento Ingeniería Química y Ambiental

Bogotá, Colombia

2023

A mi familia

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Ana María Guzmán Beltrán

Nombre

30/01/2023

Fecha

Agradecimientos

A mi familia por el apoyo económico para la realización de la maestría y a la facultad de Ingeniería Química y Ambiental por contribuir en mi formación como investigadora y profesional ambiental.

A la División de Investigación Sede Bogotá de la Universidad Nacional por la financiación del Proyecto UN INNOVA código 49389.

A la Universidad Santo Tomás por la financiación del proyecto a través de las convocatorias FODEIN 2020 y 2021. A su vez, por el acceso al laboratorio de Energías en donde se realizó la mayoría del trabajo experimental y por el préstamo de sus instalaciones y equipos.

A la PTAR El Salitre fase I y el Acueducto de Bogotá, por el acceso a la planta y apoyo para la realización del monitoreo de gases bajo el acuerdo de confidencialidad del 24 de septiembre del 2021.

A mis directores Pedro Filipe de Brito Brandão e Iván Orlando Cabeza Rojas, y a la asesora Diana Vela Aparicio por aceptarme, guiarme y apoyarme económicamente en este proyecto.

A la Universidad EAN por el préstamo de un equipo para monitoreo de gases.

Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional, en donde se realizaron análisis fisicoquímicos

A la Universidad Cooperativa, la profesora Paola Acevedo y la Ingeniera Jhessica Mosquera por el acceso al laboratorio de biotecnología en donde se realizaron algunos análisis fisicoquímicos.

A los Ingenieros Daniel Forero, Sergio Montero y Alejandra Angel, por su apoyo en el desarrollo experimental.

A la profesora Diana Sinuco del Departamento de Química por su guía en el análisis de gases.

A los integrantes de grupo de investigación GERMINA por las críticas constructivas en el desarrollo del proyecto.

Resumen

Desarrollo de prototipo para la biofiltración simultánea de compuestos inorgánicos y orgánicos volátiles a través de un lecho orgánico

Este trabajo evaluó un prototipo de biofiltración a escala laboratorio usando un lecho orgánico de compost para la remoción en simultáneo de compuestos inorgánicos volátiles (CIV: sulfuro de hidrógeno y el amonio) y compuestos orgánicos volátiles (COV: tolueno) que producen olores ofensivos, simulando las concentraciones de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Tomando el caso de la PTAR El Salitre, Bogotá, Colombia, estas concentraciones variaron entre 5 y 86 ppm para H_2S, 1 a 5 ppm para NH_3 y 1 a 10 ppm para COVs, y fueron mayores en los días secos que en los lluviosos. Así mismo, el tolueno se seleccionó para simular la corriente de COVs porque es uno de los compuestos más comunes y abundantes. El lecho del prototipo fue compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 4:6), el cual posee características óptimas para la biofiltración: pH (8,05), conductividad (1758 μS/cm), capacidad buffer (0,51 mol H^+/Kg compost), capacidad de retención de agua (1,53 gH_2O/ g compost), densidad (538 g/L), porosidad (40%), distribución de tamaño de partícula (60% >2,38 mm) y abundante comunidad microbiana intrínseca. El prototipo de biofiltración tuvo una máxima eficiencia de remoción del H_2S de 96,9 ± 1,2%, para una tasa de carga de 4,7 g/m^3h, del NH_3 de 68 ± 2%, para una tasa de carga de 1,2 g/m^3h, y del tolueno de 71,5 ± 4,0%, para una tasa de carga de 1,32 g/m^3h. El sistema recuperó su eficiencia después de un pico de concentración de tolueno superior a 40 mg/m^3. Estos resultados demuestran el uso potencial del prototipo de biofiltración para el tratamiento de olores en una PTAR.

Palabras clave: biofiltración, sulfuro de hidrógeno, amoniaco, compuestos orgánicos volátiles, tolueno, compost, olores ofensivos.

Abstract

Prototype development for simultaneous biofiltration of organic and inorganic volatile compounds in an organic bed

This work assessed a laboratory-scale biofiltration prototype using an organic compost bed for the simultaneous removal of volatile inorganic compounds (VIC: hydrogen sulfide and ammonium) and volatile organic compounds (VOC: toluene) that produce offensive odors, simulating the concentrations of a wastewater treatment plant (WWTP). Taking the case of El Salitre WWTP, these concentrations varied between 5 and 86 ppm for H_2S, 1 to 5 ppm for NH_3, and 1 to 10 ppm for VOCs, and were greater on dry days compared to rainy days. Likewise, toluene was selected to simulate the VOCs current because it is one of the most common and abundant compounds. The prototype bed was compost of manure and bagasse cane (ratio 4:6), which has optimal characteristics for biofiltration: pH (8.05), conductivity (1758 μS/cm), buffer capacity (0.51 mol H^+/Kg compost), water retention capacity (1.53 gH_2O/ g compost), density (538 g/L), porosity (40%), particle size distribution (60% >2.38 mm) and abundant intrinsic microbial community. The biofiltration prototype had a maximum removal efficiency for H_2S of 96.9 ±1.2%, at a load rate of 4.7 g/m^3h, for NH_3 of 68 ± 2%, at a load rate of 1.2 g/m^3h, and for toluene of 71.5 ± 4.0%, at a load rate of 1.32 g/m^3h. The system recovered its efficiency after a toluene concentration peak at over 40 mg/m^3. These results demonstrate the potential use of the prototype in odor treatment in a WWTP.

Keywords: biofiltration, hydrogen sulfide, ammonia, volatile organic compounds, toluene, compost, offensive odors.

Contenido

Resumen ..... **XI**

Lista de figuras ..... **XV**

Lista de tablas ..... **XVII**

Lista de Símbolos y abreviaturas ..... **XVIII**

Introducción **1**

1. Olores ofensivos en las PTAR y biofiltración como alternativa de tratamiento ..**5**
1.1 Olores ofensivos en las PTAR 5
1.2 Tratamiento de olores ofensivos 8
1.2.1 Tecnologías fisicoquímicas 9
1.2.2 Tecnologías biológicas- Biotecnologías 10
1.3 Características de la biofiltración 13
1.3.1 Mecanismos 13
1.3.2 Parámetros de operación 15
1.3.3 Desempeño de un biofiltro 17
1.3.4 Eliminación de H_2S, NH_3 y COVs por biofiltración 17
1.4 Biofiltración de H_2S, NH_3 y COVs 20
1.5 Biofiltración en Colombia 20

2. Evaluación de las emisiones de H_2S, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR El Salitre. **23**
2.1 Introducción 23
2.2 Metodología 26
2.2.1 Selección de zona de monitoreo 26
2.2.2 Equipos de medición 27
2.2.3 Identificación de COVs 28
2.2.4 Establecimiento de las concentraciones de simulación en un sistema de biofiltración a escala laboratorio 30
2.3 Resultados y Discusión 31
2.3.1 Monitoreo de gases (H_2S, NH_3 y COVs) 31
2.3.2 Identificación de COVs emitidos en la zona de pretratamiento de la PTAR El Salitre 36
2.3.3 Establecimiento de las concentraciones de simulación en un sistema de biofiltración a escala laboratorio 38
2.4 Conclusiones 39

3. Compost de pollinaza y bagazo de caña como lecho de biofiltración y su caracterización **41**

3.1 Introducción 41
3.2 Metodología 44
3.2.1 Compostaje 44
3.2.2 Caracterización fisicoquímica 46
3.2.3 Caracterización microbiológica 48
3.3 Resultados y Discusión 49
3.3.1 Parámetros de seguimiento de compostaje 49
3.3.2 Características del compost como lecho de biofiltración 55
3.4 Conclusiones 62

4. Evaluación de la biofiltración simultánea de COVs y CIVs en condiciones próximas a una PTAR 63
4.1 Introducción 63
4.2 Metodología 65
4.2.1 Implementación de sistema de generación de gases y prototipo de biofiltro 66
4.2.2 Evaluación de la biofiltración simultánea de H_2S, NH_3 y tolueno 67
4.2.3 Monitoreo de productos de oxidación, tolueno y pH 70
4.2.4 Caracterización microbiológica 72
4.2.5 Análisis estadístico 72
4.3 Resultados y Análisis 73
4.3.1 Biofiltración de H_2S 73
4.3.2 Biofiltración de NH_3 81
4.3.3 Biofiltración de tolueno 90
4.3.4 Análisis de la población microbiana y pH 96
4.3.5 Comparación de eficiencia del biofiltro con reportes de literatura 98
4.3.6 Análisis de la humedad 101
4.3.7 Consideraciones para escalamiento 102
4.4 Conclusiones 105

5. Conclusiones y Recomendaciones Generales 107
5.1 Conclusiones 107
5.2 Recomendaciones 109

A. Anexo A: Participación en el IV Congreso Internacional de Tecnologías Limpias 111

B. Anexo B. Participación en el Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental de la CAR Cundinamarca 115

C. Anexo C.III Simposio virtual de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y áreas afines 117

D. Anexo D. Montaje experimental de los biofiltros y sistema de generación de gases. 119

Bibliografía 121

Lista de figuras

Figura 1-1 Tecnologías para control de olores ofensivos en función de la concentración y flujo de los contaminantes. Adaptado de Muñoz et al. (2015). 9
Figura 1-2 Esquema de la biodepuración. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005). 11
Figura 1-3 Esquema de la biofiltración de lecho escurrido o biopercolador. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005). 12
Figura 1-4 Esquema de la biofiltración. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005). 13
Figura 1-5 Mecanismos en la biofiltración. Adaptado de Danila & Zagorskis (2022). 14
Figura 2-1 Esquema de tratamiento del agua residual de la PTAR- El Salitre Bogotá. Adaptado de EAAB- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2021)..... 25
Figura 2-2 Zona de pretratamiento de la PTAR-El Salitre, Bogotá. a Entrada de agua **a)** rejas de cribado; **b)** Ubicación de sonda de muestreo; **c)** Ubicación de equipos detectores. 26
Figura 2-3 Equipos para monitoreo de gases: a) RKI GX6000 y b) Multirae PGM6228. 27
Figura 2-4 Procedimiento para la identificación de COVs de la PTAR El Salitre. **a)** Fibra de micro-extracción en fase sólida (SPME-CAR/PDMS - 75 µm); **b)** Montaje de muestreo de COVs con SPME. 28
Figura 2-5 Gráfica de concentraciones (ppm) de NH_3 y COVs en relación con la concentración (ppm) de H_2S encontradas en la PTAR El Salitre. 30
Figura 2-6 Monitoreo 1, en día seco, de la concentración (ppm) de **a)** H_2S, y **b)** NH_3 y COVs emitida en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre. 32
Figura 2-7 Monitoreo 2, en día lluvioso, de la concentración (ppm) de **a)** H_2S, y **b)** NH_3 y COVs emitida en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre. 33
Figura 3-1 Metodología general de compostaje y caracterización..... 44
Figura 3-2 Esquema del compostador EARTH GREEN..... 45
Figura 3-3 Porcentaje de materia orgánica (%OM) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje. 50
Figura 3-4 Coeficiente de biodegradabilidad (Km) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje..... 51
Figura 3-5 pH del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje. 52
Figura 3-6 Concentración (mmol/Kg) de **a)** amonio (NH_4^+) **b)** nitrato (NO_3^-) al inicio y final del compostaje de pollinaza y bagazo de caña. 53
Figura 3-7 Conductividad del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje..... 54

Figura 3-8 Relación carbono-nitrógeno (C/N) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje. 55
Figura 4-1 Metodología general para la evaluación del sistema de biofiltración. 66
Figura 4-2 Esquema del sistema de biofiltración. a. Bomba de vacío; b. Bomba peristáltica; c. Válvula; d. Humidificador; e. Recipiente de mezcla de gases; f. Punto de muestreo de gases; g1. biofiltro réplica 1; g2. biofiltro réplica 2. 67
Figura 4-3 Eficiencia de remoción (%ER) y capacidad de eliminación (CE g/m^3h) del H_2S en las etapas de biofiltración **I** a **VII**, a humedad de 45% o 50%. 73
Figura 4-4 Concentración de sulfato (mmol/Kg) en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**. 75
Figura 4-5 Concentración (mmol/Kg) de S^{2-} total y SO_4^{2-} durante de etapa **VI**. 77
Figura 4-6 Eficiencia de remoción (%) de H_2S según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), y sección alta (81 cm), en función de la etapa de biofiltración (I a VII). 79
Figura 4-7 Concentración (mmol/Kg) de sulfato SO_4^{2-} según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm),y sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración (I a VII). 80
Figura 4-8 Eficiencia de remoción (ER%) y capacidad de eliminación (CE g/m^3h) del NH_3 en las etapas de biofiltración **I** a **VII**, a humedad de 45% o 50%. 82
Figura 4-9 Concentración (mmol/Kg) de **a)** nitrito NO_2^-, **b)** nitrato NO_3^- , y **c)** amonio NH_4^+ en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**. 83
Figura 4-10 Concentración (mmol/Kg) de nitrógeno orgánico en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**. 85
Figura 4-11 Eficiencia de remoción (%) de NH_3 según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración. 87
Figura 4-12 Concentración (mmol/Kg), en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**, de **a)** nitrito NO_2^-, **b)** nitrato NO_3^-, y **c)** amonio NH_4^+, en función de la altura del biofiltro. 88
Figura 4-13 Eficiencia de remoción (%) y capacidad de eliminación (CE g/m^3h) del tolueno en las etapas de biofiltración a humedad de 45% y 50%. 91
Figura 4-14 Eficiencia de remoción (%) de tolueno según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración. 94
Figura 4-15 Cromatograma de identificación de tolueno en **a)** muestra de extracto de compost y estándar de tolueno (20 ppb). **b)** Ampliación de la zona del tiempo de retención del pico del estándar en 5,45 min 95

Lista de tablas

Tabla 1-1 Grupo de compuestos emitidos en plantas de tratamiento de aguas residuales 7
Tabla 2-1 Condiciones cromatográficas del método EPA8260B para análisis de COVs. 29
Tabla 2-2 Abundancia relativa de COVs presentes en las emisiones de la PTAR El Salitre. 36
Tabla 2-3 Concentraciones de tolueno reportadas en diferentes PTAR. 38
Tabla 2-4 Concentraciones de H_2S, NH_3 y COVs a simular como corriente de entrada a un biofiltro. 38
Tabla 3-1 Composición de los medios de cultivos usados para el recuento en placa de SOB, AOB y NOB. 48
Tabla 3-2 Características fisicoquímicas y microbiológicas del compost de bagazo de caña y pollinaza 60 :40 v/v 55
Tabla 4-1 Concentraciones de H_2S, NH_3 y tolueno usadas en la evaluación del biofiltro con compost como material de empaque. 69
Tabla 4-2 Condiciones cromatográficas para análisis de tolueno head-space con detector FID. 71
Tabla 4-3 Conteo de la población microbiana (log CFU/g) en el lecho de compost de bagazo de caña:pollinaza (proporción 6:4), en las diferentes etapas de la biofiltración. . 97
Tabla 4-4 Capacidad máxima de eliminación (CE) y eficiencia de remoción (ER) de H_2S, NH_3 y tolueno. Se especifica la tasa de carga (TC). 100
Tabla 4-5 Capacidad de eliminación (CE) de biofiltros de compost para la eliminación de H_2S y/o NH_3 con tasa de carga (TC) similares a las de este estudio. 101
Tabla 4-6 Requisitos fisicoquímicos para abonos o fertilizantes orgánicos. 103
Tabla 4-7 Valores máximos permisibles de categorización de biosólidos para su uso 104

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad SI	Definición
CE	Capacidad de eliminación	$\frac{g}{m^3 h}$	Ec 1.3
EBRT	Tiempo de residencia de lecho vacío	s	Ec 1.1
Km	Constante de biodegradabilidad	1	Ec 3.1
TC	Tasa de carga	$\frac{g}{m^3 h}$	Ec. 4.7

Símbolos con letras griegas

Símbolo	Término	Unidad SI	Definición
ρ	Porosidad	1	Ec 3.2

Abreviaturas

Abreviatura	Término
SOB	Bacterias oxidadoras de sulfuro
AOB	Bacterias oxidadoras de amonio
NOB	Bacterias oxidadoras de nitrito
CIVs	Compuestos inorgánicos volátiles
COVs	Compuestos orgánicos volátiles
ER	Eficiencia de eliminación
OM	Materia orgánica
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
UFC	Unidades formadoras de colonia

Introducción

Los contaminantes atmosféricos son aquellas partículas o sustancias que afectan la salud y el bienestar público. Se emiten por fuentes naturales como incendios forestales o erupciones volcánicas y por fuentes antropogénicas debidas a la industrialización, transporte, producción de energía y actividades agropecuarias (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2000). Dentro de estos contaminantes, se ha incluido los olores ofensivos generados por compuestos inorgánicos volátiles (CIVs) como H_2S y NH_3, y compuestos orgánicos volátiles (COVs) como alcanos, aromáticos, ácidos, aldehído cetonas o alcoholes. A pesar de que estos gases se emiten en menor concentración, afectan el medio ambiente, así como la salud física o mental de las personas. Por tal razón, particularmente en Colombia, se implementó la Resolución 1541 de 2013, para regular los límites de inmisión de estos olores en actividades económicas como la producción avícola y porcícola, industria química, industria textil, refinerías o plantas de tratamiento de aguas residuales (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013). Esto debido a que principalmente las poblaciones más afectadas son aquellas que habitan cerca de estas fuentes de emisión.

Para tratar estos compuestos existen diversas tecnologías, entre ellas la biofiltración es una de las más usadas actualmente. La biofiltración se basa en un biorreactor de lecho fijo con microorganismos inmovilizados, en donde los compuestos gaseosos húmedos fluyen por el material poroso, son adsorbidos y se difunden por el biofilm para ser oxidados por los microorganismos del lecho a sales, agua y dióxido de carbono (Barbusinski et al., 2017; Chen & Hoff, 2009). Específicamente, la degradación biológica del H_2S y compuestos azufrados se lleva a cabo por las bacterias sulfuro oxidantes (SOB), las cuales oxidan los compuestos a sulfatos o azufre elemental (Pokorna & Zabranska, 2015). En la degradación de NH_3, este es oxidado a nitrito por las bacterias oxidadoras de amonio (AOB) y luego el nitrito a nitrato por las bacterias oxidadoras de nitrito (NOB) (Kuypers et al., 2018). Por otro lado, los COVs son oxidados a CO_2 por bacterias heterótrofas (Xie et al., 2009).

Para el caso del tratamiento de las emisiones de gases generadas en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), la biofiltración es la tecnología más usada en Europa y Estados Unidos (Iranpour et al., 2005). Esto se debe a que posee bajos costos de inversión y mantenimiento respecto a procesos químicos y físicos (Ren et al., 2019; Estrada et al., 2011), puesto que opera a temperatura ambiente (10-40 °C) y a presión atmosférica (Barbusinski et al., 2017), no genera flujos secundarios contaminantes y tienen bajas caídas de presión. Así mismo, permite tratar altos caudales a bajas concentraciones con altas eficiencias de remoción (Mudliar et al., 2010). Por lo tanto, con base en estas características, la biofiltración es una tecnología de potencial uso a nivel nacional que permita cumplir las normativas relacionadas con los olores ofensivos.

En Colombia se ha evaluado la biofiltración en las PTAR principalmente para H_2S, el cual es el compuesto de mayor emisión en estas plantas. Por ejemplo, en la estación de bombeo de aguas residuales en Santa Marta, Álvarez et al. (2011) obtuvieron una remoción del 100% de H_2S usando lecho de caña de azúcar. Así mismo, Portilla & Torres-Saéz (2007) en la PTAR de Bucaramanga, Santander, obtuvieron remociones de 99% para 800 mg/L de H_2S. Por otro lado, Vela-Aparicio et al. (2019), simularon a nivel laboratorio las concentraciones de H_2S y NH_3 emitidas en la PTAR-El Salitre de Bogotá, y evaluaron la remoción simultánea de estos contaminantes, usando como lecho un compost de pollinaza con bagazo de caña de azúcar, obteniendo una eficiencia de remoción superior al 90% para 250 ppm de H_2S y 19 ppm de NH_3. Sin embargo, en este ensayo no se evaluaron los compuestos orgánicos que se emiten en esta PTAR, los cuales también son causantes de los olores ofensivos en estas plantas.

Basado en lo anterior, actualmente en Colombia son aún insuficientes los estudios de la remoción, tanto de CIVs como de COVs, por medio de la biofiltración en las PTARs. Por consiguiente, estudiar e implementar este tipo de tecnologías es de gran importancia debido a las exigencias legales, la calidad de vida de las personas y trabajadores, y es fundamental en el auge de proyectos de ampliación de estas plantas como la PTAR-El Salitre de Bogotá, teniendo en cuenta que según el informe del Acueducto de Bogotá (ACS IOL 108, 2010) la biofiltración es la alternativa tecnológica más económica para el tratamiento de los olores ofensivos.

Por tal razón, en este trabajo se plantea establecer un prototipo a escala laboratorio para la biofiltración simultánea de COVs y CIVs emitidos en una PTAR usando para el lecho residuos agropecuarios de fácil obtención en Colombia. Para ello, en primer lugar, se determinaron las concentraciones características de COVs, H_2S y NH_3 emitidos en la zona de pretratamiento de la PTAR-El Salitre, mediante un monitoreo *in-situ*. También, en esta zona, se identificó el COV más abundante por cromatografía de gases-masas. En segundo lugar, se simularon en simultáneo, diferentes concentraciones de H_2S, NH_3 y un COV por medio de un sistema de generación de gases a escala laboratorio. Para el caso de COVs, se usó el compuesto identificado anteriormente con el fin de enfocar el estudio a un solo compuesto orgánico. Por otro lado, se obtuvo el lecho del biofiltro a partir de un compostaje de pollinaza y bagazo de caña, al cual se le realizó la caracterización fisicoquímica y microbiológica. Finalmente, se empacó el biofiltro con el lecho y se evaluó la eficiencia de remoción (ER) y la capacidad de eliminación (CE) de H_2S, NH_3 y un COV a escala laboratorio.

En la evaluación de la biofiltración también se estudiaron condiciones similares a la operación, como picos de concentración y baja humedad. Adicionalmente, se realizó seguimiento de los productos de eliminación de H_2S, NH_3 y la población de bacterias SOB, AOB, NOB y heterótrofas. Con base en los resultados, se pueden establecer las mejores condiciones de operación y los efectos entre contaminantes sobre la eficiencia de la remoción del biofiltro. Esto permite tener mayor control de un sistema de biofiltración si se escala a una operación industrial.

1. Olores ofensivos en las PTAR y biofiltración como alternativa de tratamiento

1.1 Olores ofensivos en las PTAR

Los olores son atributos organolépticos que percibe el órgano olfatorio al inspirar sustancias volátiles cuya respuesta es negativa o positiva dependiendo de la concentración y tipo de compuesto. En consecuencia, se considera un olor ofensivo aquel que con respuesta negativa afecta el bienestar, la salud física y mental de las personas (Nimmermark, 2004). Su intensidad depende del receptor, la dispersión de la sustancia (condiciones meteorológicas y topografía) y las variaciones en la emisión. Estos olores son causados principalmente por compuestos inorgánicos volátiles (CIVs), como sulfuro de hidrógeno y amoniaco, los cuales son más estudiados y controlados. Sin embargo, los olores ofensivos también son generados por un amplio rango de compuestos orgánicos volátiles (COVs). Por estas razones, es un reto de estudio la identificación y cuantificación de estos compuestos, con el fin de entender los parámetros de emisión de las fuentes contaminantes (Jiang et al., 2017).

Dentro de los efectos negativos que causan los olores ofensivos, se encuentran la irritación ocular, de nariz y garganta, dolor de cabeza, náuseas, estrés y dificultad para respirar (Schiffman et al., 2005). Además de los síntomas mencionados, los trabajadores de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) que están expuestos directamente a estos contaminantes, poseen con mayor incidencia enfermedades como bronquitis y síntomas gastrointestinales (Al-Batanony & El-Shafie, 2011). Por otra parte, algunos COVs que causan estos olores generan mayor riesgo de sufrir cáncer (Yang et al., 2014). Por ejemplo, Widiana et al. (2019) determinaron que en la PTAR de la ciudad de Taipei, Taiwan, la emisión de benceno y de COVs totales clasifica como posiblemente

cancerígena (Widiana et al., 2019). Esto evidencia la importancia de tratar estos compuestos para disminuir la incidencia de estas enfermedades en la población.

Las principales actividades que generan los olores ofensivos, según la normativa Colombiana (resolución 1541 de 2013), son (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013): el procesamiento de carne, pescado, fabricación de papel y cartón, cuya principal emisión es el azufre total reducido (TRS); las actividades agropecuarias, tratamiento de subproductos animales, curtido de cueros y fabricación de productos de refinación de petróleo con emisión principal de amoniaco (NH_3) y sulfuro de hidrógeno (H_2S); el tostado de café y producción de aceite, que producen COVs, y las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs), las cuales emiten principalmente sulfuro de hidrógeno (H_2S). En Europa, también se incluyen otras actividades como el compostaje, manejo de biogas, el secado de césped, pastelería, mataderos, procesamiento de granos de cacao, tostado de café, mezcla de asfalto, cervecería, producción de sabores y fragancias, plantas de azúcar y pinturas (Brancher et al., 2017; Brancher et al., 2016).

En las PTARs, los CIVs y COVs se emiten en la atmósfera debido a la remoción de sólidos y la degradación de contaminantes del agua mediante una serie de procesos mecánicos, biológicos y químicos (Englande et al., 2015; Lewkowska et al., 2016). Aunque las PTAR se localizan a las afueras de las ciudades, con la creciente expansión urbana, la población de las zonas aledañas se ha visto afectada por los olores que estas emiten debido a la falta de tecnologías para su tratamiento (Kulig & Szyłak-Szydłowski, 2019; Lewkowska et al., 2016). Este problema se ha hecho evidente gracias al incremento del número de quejas por las molestias y efectos sobre la salud que estos contaminantes producen (Kim et al., 2014).

La mayor emisión de olores ofensivos en las PTAR se genera en el tratamiento primario y en el tratamiento o digestión de lodos activados. Por lo contrario, en el tratamiento biológico aeróbico, anóxico o sedimentación secundaria esta emisión disminuye considerablemente (Jiang et al., 2017). En el pre-tratamiento y tratamiento primario, el agua llega a la planta con alta presión, posteriormente pasa por rejillas para retener residuos sólidos y luego, pasa por separadores de arena y grasas. En este proceso, se genera gran turbulencia y una alta área de la interfase aire/agua que permite que los compuestos olorosos se

transfieran del desde la fase líquida a la gaseosa. Por otro lado, en el manejo y estabilización aerobia o anaerobia de lodos la emisión se incrementa (Lebrero et al. 2011; Lewkowska et al. 2016).

El compuesto que se emite en mayor concentración en las PTAR es el sulfuro de hidrógeno (H_2S) el cual además del riesgo toxicológico corroe equipos y tuberías (Barbusinski et al., 2021). El H_2S y otros compuestos azufrados y mercaptanos se generan por la degradación de proteínas que poseen azufre en su estructura. Por otra parte, en procesos anaerobios con deficiencia de oxígeno y nitrato, y en la degradación de carbohidratos y materia orgánica, se producen alcoholes, ácidos grasos, aldehídos o cetonas y sulfuros. Otros COVs, como aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados, se emiten durante la remoción de arenas. Por otro lado, el amoniaco se produce en la descomposición y distribución de grasas, urea, aminoácidos y proteínas. A su vez, su emisión aumenta con la adición de floculantes ($AlCl_3$, $FeCl_3$, CaO, poliacrilamidas, etc.) que incrementan el pH del agua (Lewkowska et al. 2016).

Respecto a la concentración de estos compuestos, esta puede variar según el agua a tratar en cada PTAR. A continuación, se resumen los compuestos más comunes y sus concentraciones en las PTAR (**Tabla 1-1**)

Tabla 1-1 Grupo de compuestos emitidos en plantas de tratamiento de aguas residuales

Tipo de compuesto	**Compuesto**	**Concentración ($\mu g/m^3$)**
Inorgánicos	sulfuro de hidrógeno	200 - 14000
	Amoniaco	3500 - 14000
Azufrados	sulfuro de dimetilo	0,46 - 51,8
	disulfuro de dimetilo	4,8 - 119
Aromáticos	Estireno	12 - 235,4
	Tolueno	1,56 - 1356,9
	Benceno	10,4 - 45,5
	p/m-xileno	1,6 - 935

Tabla 1-1 (Continuación)

Tipo de compuesto	Compuesto	Concentración (μg/m^3)
Alcanos	Isopentano	10,3 - 14,2
	n-butano	9,9 - 18,7
Terpenos	Limoneno	3,7 - 246,7
	alfa-pineno	1,7 - 53,3
Aldehídos	Heptanal	11,0 - 14,0
	Octanal	15,0 - 18,0
	Nonanal	38 - 42
	Propanal	7,6 - 83,4
Ácidos grasos volátiles	ácido acético	28 - 105
	ácido butanoico	0,9 - 6,0
Cetonas	metil etil cetona	13,1 - 4537
	Acetona	17,6 - 461
Alcoholes	alcohol isopropílico	12,9 - 30,7
	Etanol	11,4 - 32

Lehtinen & Veijanen, 2011; Godoi et al., 2018; Dincer & Muezzinoglu, 2008; Ravina et al., 2019; Widiana et al., 2019; Zarra et al., 2008

1.2 Tratamiento de olores ofensivos

Existen diversas tecnologías que permiten tratar las emisiones de olores ofensivos con el fin de cumplir las normativas ambientales y proteger la salud pública. Estas se dividen en dos grandes grupos: procesos fisicoquímicos o biotecnológicos (**Figura 1-1**). Para

seleccionar una tecnología, se deben considerar factores como velocidad de flujo, concentración de contaminantes y sus características fisicoquímicas, como la solubilidad o biodegradabilidad. Así mismo, los costos de inversión, mantenimiento del sistema e impacto ambiental. A continuación, se explica brevemente el funcionamiento de estas tecnologías, haciendo énfasis en las biotecnologías.

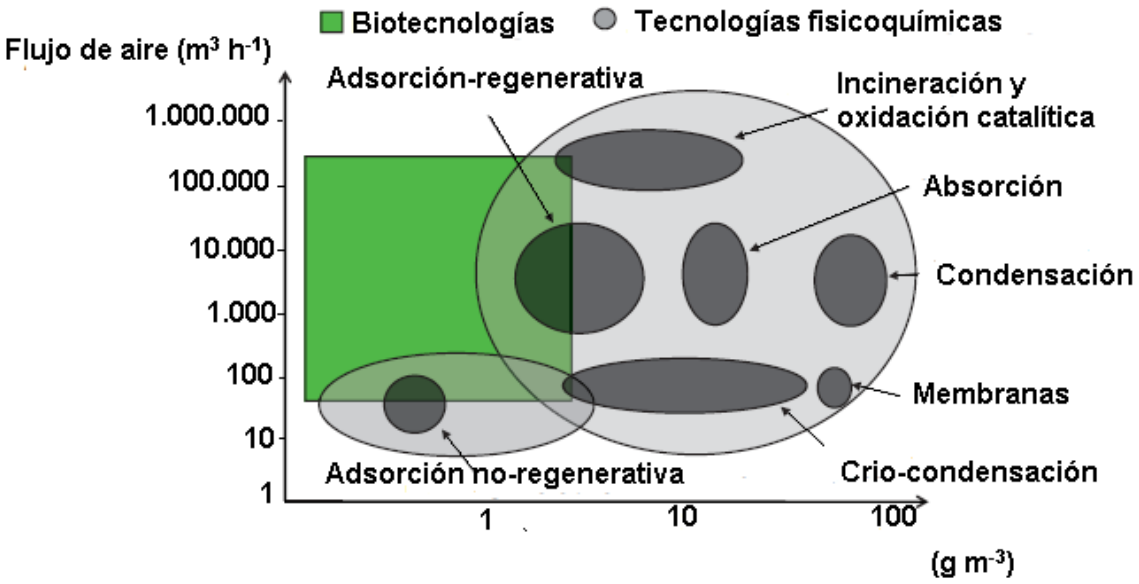

Figura 1-1 Tecnologías para control de olores ofensivos en función de la concentración y flujo de los contaminantes. Adaptado de Muñoz et al. (2015).

1.2.1 Tecnologías fisicoquímicas

Se dividen de acuerdo con el proceso, ya sea de recuperación o de eliminación.

- **Por recuperación y reciclado**

En estas tecnologías los contaminantes son concentrados. En el caso de la condensación, se basa en la licuefacción, mientras la crio-condensación se basa en el enfriamiento para extraer los contaminantes con solventes. Posterior a su uso, es necesario su tratamiento o disposición de los contaminantes (Delhoménie y Heitz, 2005). Por otro lado, las membranas selectivas separan mezclas de gases y los adsorbentes retienen los contaminantes al pasar por columnas estáticas con materiales como carbón activado zeolitas o polímeros. En estos casos, además de la disposición del contaminante, se debe

recuperar la membrana o material absorbente, o de lo contrario disponerlo como material peligroso, lo cual incrementa los costos netos (Delhoménie & Heitz, 2005; Ren et al., 2019).

- **Eliminación parcial o total**

En la absorción o depurador químico el gas pasa a fase líquida que puede ser agua o solución oxidante en un burbujeador o torre empacada. Como consecuencia, se generan corrientes contaminantes, y cuando se usa solución oxidante, se consumen reactivos como NaOH, NaClO, $KMnO_4$, y H_2O_2 para tratar H_2S. Por otra parte, otra tecnología de eliminación total es la oxidación térmica por incineración o por vía catalítica. En la incineración se consume gran cantidad de energía y combustibles fósiles que generan emisiones de CO_2, SO_2, y NO_X. A su vez, esta tiene el potencial de producir dioxinas y furanos (Lebrero et al., 2011). Asimismo, la oxidación catalítica es altamente costosa debido al consumo del catalizador.

En general, las tecnologías fisicoquímicas tienen las desventajas de tener altos costos de inversión y mantenimiento, así como generación de corriente contaminantes que deben ser tratadas.

1.2.2 Tecnologías biológicas- Biotecnologías

Las biotecnologías ofrecen una alternativa económica, eficiente y de menor impacto ambiental para tratar los olores ofensivos, (Ren et al., 2019; Estrada et al., 2011) ya que funcionan a temperatura ambiente (10-40 °C) y a presión atmosférica (Barbusinski et al., 2017). Estas tecnologías se basan en la oxidación microbiológica de CIVs y COVs para producir sales, agua, dióxido de carbono y biomasa. Como se muestra en la **Figura 1-1** las biotecnologías se usan para tratar altos flujos (100 - 500.000 m^3/h) y bajas concentraciones de hasta 5 g/m^3 (Muñoz et al., 2015). Dentro de las biotecnologías se encuentran: biofiltro (*biofilter* en inglés), biofiltro de lecho escurrido o biopercoladores (*biotrickling filters* en inglés) y biodepurador (*bioscrubbers* en inglés).

- **Biodepuración**

En la biodepuración (**Figura 1-2**), el gas contaminante pasa en contracorriente por una columna empacada y se adsorbe en el agua que fluye por esta. Luego, el gas sale en la parte superior de la columna y el agua contaminada se bombea a un reactor de lodo activado para la oxidación de los contaminantes. Sin embargo, esta tecnología tiene la desventaja de que está diseñada para tratar un solo contaminante que sea soluble en agua. Así mismo, produce lodos y aguas residuales que se deben desechar o tratar, incrementando los costos de operación (Delhoménie & Heitz, 2005; Ren et al., 2019).

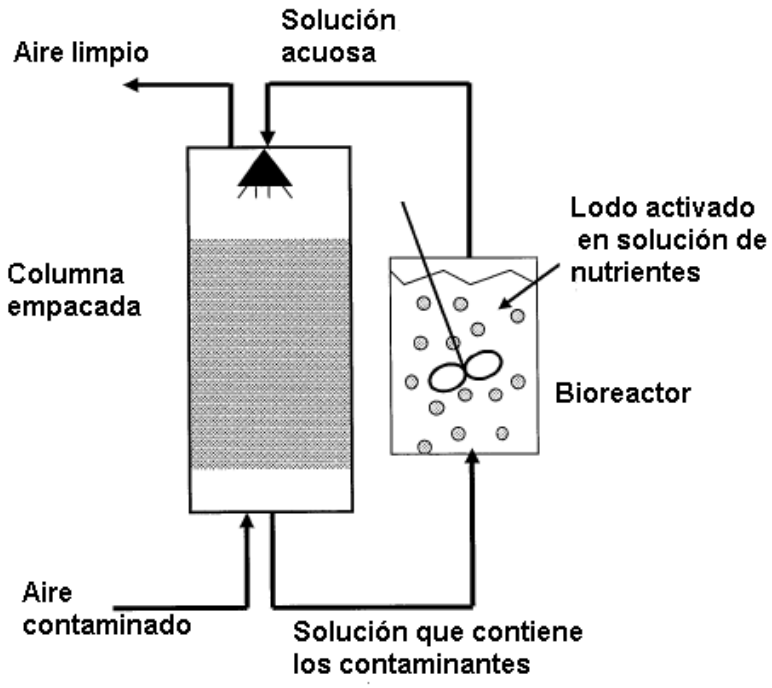

Figura 1-2 Esquema de la biodepuración. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005).

- **Biofiltro de lecho escurrido o biopercolador**

En el biofiltro de lecho escurrido o biopercolador (**Figura 1-3**), el gas pasa por un lecho empacado con material inerte colonizado con microorganismos, en el cual circula medio líquido con nutrientes. Así mismo, en la parte inferior del biopercolador, fluye la solución de desechos que se puede recircular sobre el mismo lecho. Con esta tecnología, los

contaminantes son adsorbidos en el agua y luego son biodegradados en el biofilm que rodea el lecho. Adicionalmente, el gas puede fluir en corriente o contra corriente sin afectar la remoción (Ren et al., 2019; Danila & Zagorskis, 2022).

La biofiltración de lecho escurrido puede tener altos costos de alimentación y distribución de nutrientes, así como la acumulación de biomasa la cual puede afectar el desempeño de la biofiltración, caídas de presión, canalización del lecho o creación de zonas anaeróbicas. Por otro lado, tiene mayores costos de operación y es poco efectivo para tratar COVs insolubles en agua debido a que la adsorción es baja y no se completa la degradación (Delhoménie & Heitz, 2005; Danila & Zagorskis, 2022).

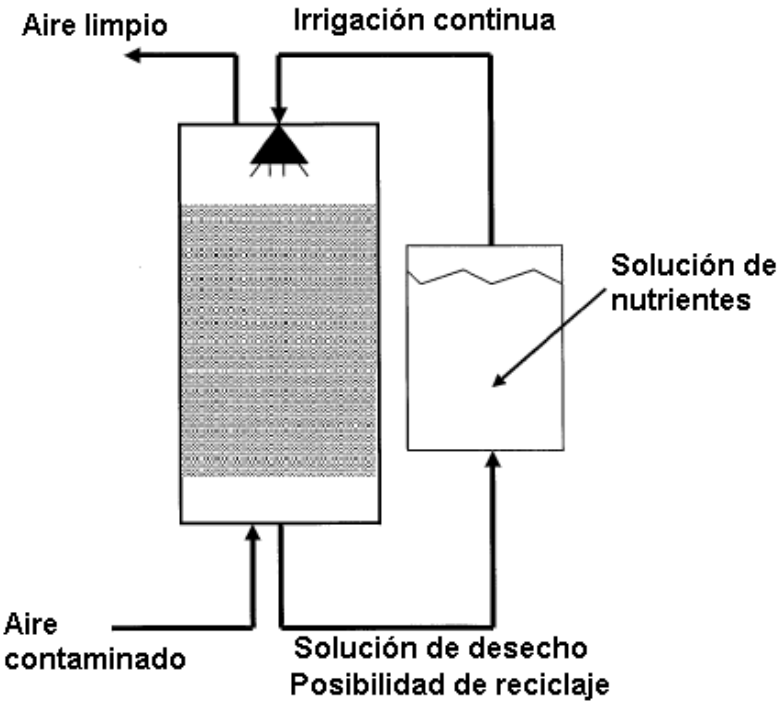

Figura 1-3 Esquema de la biofiltración de lecho escurrido o biopercolador. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005).

- **Biofiltración**

En la biofiltración, el gas húmedo pasa por un lecho empacado con material usualmente orgánico y poroso el cual tiene microorganismos inmovilizados (**Figura 1-4**) y cuya duración varía entre 2 a 5 años (Dorado et al., 2010). En el lecho, los contaminantes son oxidados y finalmente la corriente de gas limpio sale del biofiltro. A diferencia del

biopercolador, en el biofiltro no fluye agua por el lecho puesto que esta sólo se adiciona para mantener las condiciones de humedad. Así mismo, se ha demostrado que esta tecnología es más eficiente para la remoción de COVs solubles e insolubles en agua (Delhoménie & Heitz, 2005; Danila & Zagorskis, 2022).

La biofiltración es la tecnología más usada en las PTAR ya que trata contaminantes en bajas concentraciones y alto caudal (Lebrero et al., 2011). Adicionalmente, es más aplicable en la biodegradación de varios tipos de compuestos (Malhautier et al. 2005). Por lo tanto, en este capítulo, se centrará el estudio en las principales características y parámetros de la biofiltración.

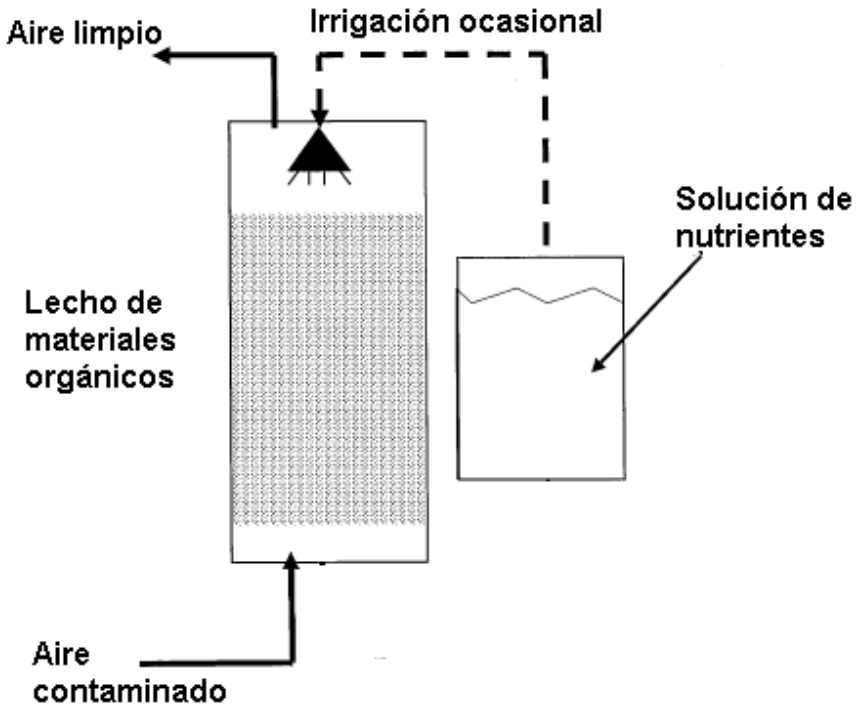

Figura 1-4 Esquema de la biofiltración. Adaptado de Delhoménie & Heitz (2005).

1.3 Características de la biofiltración

A continuación, se realizará una descripción de las características más importantes que determinan el funcionamiento de la biofiltración.

1.3.1 Mecanismos

El proceso de biofiltración está determinado por 2 etapas (**Figura 1-5**):

- **La transferencia y adsorción de los gases al biofilm**

En esta etapa ocurre el fenómeno de difusión o transferencia de masa de los contaminantes desde el gas al biofilm o biopelícula acuosa con microorganismos, nutrientes y oxígeno. Posteriormente, los compuestos se adsorben sobre la superficie del biofilm para su posterior degradación. La adsorción se caracteriza por ser más rápida en compuestos hidrofílicos ya que su solubilidad en agua y la constante de Henry, es mayor (Rene et al. 2013; Danila & Zagorskis, 2022).

- **Biodegradación por los microorganismos**

Los compuestos son biodegradados en el biofilm en donde se encuentran los microorganismos fijos que crecen en la superficie del lecho. Los microorganismos metabolizan los contaminantes produciendo energía, CO_2, agua, sales inorgánicas y biomasa (Malhautier et al. 2005). Este paso depende de la biodegradabilidad del compuesto, por lo que los compuestos recalcitrantes requieren más tiempo de residencia para su oxidación (Delhoménie & Heitz, 2005).

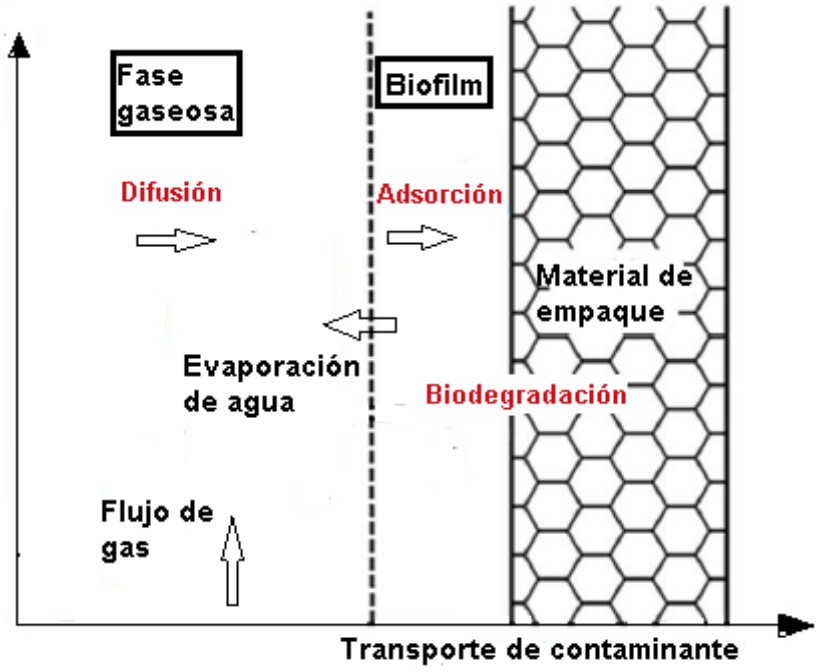

Figura 1-5 Mecanismos en la biofiltración. Adaptado de Danila & Zagorskis (2022).

1.3.2 Parámetros de operación

Para obtener el mejor funcionamiento en un biofiltro, se deben tener en cuenta los siguientes parámetros que optimicen su diseño y operación:

- **Material de empaque:** Entre las características deseables del material de empaque para poder ser usados en el proceso de biofiltración se encuentran:

Alta área superficial específica entre 100 y 1000 m^2/m^3, para lograr una alta velocidad en la transferencia de gases a la fase acuosa y favorecer el crecimiento microbiano (Ren et al., 2019).

Alta porosidad entre 0,4 y 0,9, para que facilite la convección del gas y la distribución homogénea a través del lecho (Delhoménie & Heitz, 2005; Muñoz et al. 2015).

Alta capacidad de retención de agua que permita mantener la humedad del lecho entre 40% y 70%, la actividad microbiana y el biofilm (Delhoménie & Heitz, 2005).

Presencia y disponibilidad intrínseca de nutrientes como materia orgánica con el fin de mantener la actividad microbiana (Ren et al., 2019).

Presencia de una comunidad microbiana grande y diversa entre 10^8 y 10^{10} UFC/g (Unidades Formadoras de Colonia por gramo de material por gramo) (Malhautier et al., 2005).

- **Humedad**:

Como se mencionó previamente la humedad del lecho debe estar entre 40% y 70% debido su importancia para mantener la actividad biológica y la formación del biofilm. Así mismo, afecta el transporte de los contaminantes al lecho y sus propiedades fisicoquímicas (Malhautier et al., 2005), por lo cual la disminución de la humedad conlleva a la reducción de la remoción del biofiltro (Ren et al., 2019). Para mantener el lecho húmedo, la corriente de entrada de gas pasa por cámaras de humidificación o se puede irrigar agua directamente en el biofiltro (Danila & Zagorskis, 2022).

- **pH:**

El rango de pH del lecho debe ser entre 6 y 8 con el fin de obtener una óptima actividad microbiológica. Así mismo, el lecho debe tener buena capacidad buffer ya que la degradación de contaminantes como el H_2S genera ácido sulfúrico, lo cual acidifica el lecho e inhibe el crecimiento de microorganismos. El pH se puede ajustar agregando carbonato

de calcio o dolomita (Barbusinski et al., 2017) o irrigando soluciones buffer de NH_4Cl o $Ca(OH)_2$ (Delhoménie & Heitz, 2005).

- **Caudal (Q) y tiempo de residencia de lecho vacío (*Empty Bed Residence Time* – EBRT):**

El caudal (Q) se define como la velocidad del flujo de aire en unidades de m^3/h o L/min. Por otro lado, el EBRT es la relación entre el volumen de lecho del biofiltro vacío (V) y el caudal (Q) (**Ecuación 1.1**). La importancia del EBRT se debe a que determina el volumen de los biofiltros para un caudal dado y, por tanto, tiene implicaciones en los costos de inversión. Se suelen usar volúmenes altos para compuestos hidrofóbicos y concentradas, ya que es necesario un EBRT mayor para que exista suficiente transferencia de los contaminantes al biofilm. Así mismo, con el fin de obtener una buena eficiencia de remoción, los tiempos de residencia suelen ser entre 20 s a 2 min, dependiendo del contaminante (Muñoz et al. 2015).

$$EBRT = \frac{V}{Q} \quad (1.1)$$

- **Caída de presión:**

Se refiere a la diferencia de presión entre la entrada y la salida del gas en el biofiltro y aumenta con el caudal. En un caudal dado, la caída de presión es mayor si se acumula biomasa, si la humedad es muy alta (lo cual genera zonas anaerobias y dificulta la difusión del gas), y si decrece el tamaño de partícula del lecho a menos de 1 mm (Barbusinski et al., 2017; Han et al., 2022). Adicionalmente, la caída de presión determina costos de operación pues está relacionado con el consumo de energía para impulsar el gas en el lecho (Dorado et al. 2010). Por tanto, es recomendable que la caída de presión sea menor a 10 cm de H_2O (Muñoz et al. 2015).

- **Nutrientes:**

Son necesarios para el mantenimiento de la actividad microbiológica y el crecimiento del biofilm. En el biofiltro los contaminantes son fuente de carbono y de energía, pero los microorganismos también necesitan micronutrientes como vitaminas o metales y macronutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Los lechos orgánicos son fuente de nutrientes intrínsecos. Sin embargo, en el caso de usar lechos inorgánicos o

inertes es necesario agregar frecuentemente estos nutrientes, lo cual implica mayores costos de operación (Mudliar et al., 2010).

Oxígeno (O_2):

Dado que la mayoría de los microorganismos predominantes en los biofiltros son aerobios mesófilos, el porcentaje mínimo de oxígeno que estos requieren debe ser entre 5-15%. Usualmente el porcentaje de oxígeno en las corrientes tratadas es suficiente, pero puede estar limitado en altas cargas contaminantes (Datta & Allen, 2005).

1.3.3 Desempeño de un biofiltro

Para determinar el desempeño de un biofiltro se determinan los siguientes parámetros (Shareefdeen & Singh, 2008):

Eficiencia de remoción (ER): Es el porcentaje de contaminante removido por el biofiltro (**Ecuación 1.2**).

$$ER = \frac{(C_e - C_s)*100}{C_e} \quad (1.2)$$

donde, C_e es la concentración de entrada del biofiltro y C_s la concentración de salida del biofiltro.

Capacidad de eliminación (CE): Es la masa de contaminante degradado por unidad de volumen de material del biofiltro por unidad de tiempo (**Ecuación 1.3**). Las unidades son g/m^{3}h.

$$CE = \frac{(C_e - C_s)*Q}{V} \quad (1.3)$$

donde, Q es el caudal o velocidad de flujo de aire y V el volumen del lecho en el biofiltro.

1.3.4 Eliminación de H_2S, NH_3 y COVs por biofiltración

Dado que los microorganismos llevan a cabo la degradación de los contaminantes, en la biofiltración se usan lechos con comunidad microbiana como el compost o los lechos inertes que se inoculan con lodos activados o con cultivos puros. En todos los casos, durante el inicio del funcionamiento del biofiltro, se lleva a cabo la aclimatación. En este proceso, los microorganismos se adaptan a la corriente de aire contaminante y forman el biofilm. Posteriormente, la comunidad microbiana sintetiza metabolitos especializados en

la degradación de los compuestos para alcanzar una eficiencia de remoción alta y estable (Cabrol & Malhautier, 2011; Knapp & Bromley-Challoner, 2003). Por otro lado, el tiempo de aclimatación depende de las condiciones del lecho como pH o disponibilidad de nutrientes, y el tipo de gas contaminante y su concentración. Esto se debe a que la degradación biológica se realiza por vías especializadas según el tipo de contaminante (Cabrol & Malhautier, 2011). Por lo tanto, a continuación, se explicarán las rutas metabólicas de eliminación biológica de H_2S, NH_3 y COVs.

- **Eliminación biológica de sulfuro de hidrógeno**

El sulfuro de hidrógeno (H_2S) y otros compuestos de azufre reducido, como mercaptanos, son oxidados por las bacterias oxidadoras de azufre (*sulfur-oxidising bacteria* - SOB) de acuerdo con las reacciones de las **Ecuaciones 1.4, 1.5** y **1.6**, usando O_2 como aceptor de electrones. En este mecanismo, el sulfuro es oxidado a azufre elemental (S), mediado por la enzima adenosin fosfosulfato reductasa (Pokorna & Zabranska, 2015). Posteriormente, en exceso de O_2, el azufre elemental (S) es oxidado a sulfato (SO_4^{2-}) en forma de ácido sulfúrico (H_2SO_4), por la cual muchas de estas bacterias son acidófilas. Si en los sistemas de biofiltración hay una alta carga de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y la relación O_2/H_2S es menor a 1, se llevará a una oxidación incompleta únicamente hasta azufre elemental (S). Esto puede afectar el funcionamiento del biofiltro al generar caídas de presión (Lin et al., 2018).

$$2H_2S + O_2 \rightarrow 2S^0 + 2H_2O \quad (1.4)$$

$$2S^0 + 2H_2O + 3O_2 \rightarrow 4H^+ + 2{SO_4}^{2-} \quad (1.5)$$

$$H_2S + 2O_2 \rightarrow 2H^+ + 2{SO_4}^{2-} \quad (1.6)$$

Las bacterias oxidadoras de azufre son procariotas quimiolitotrofos en condiciones aeróbicas y microaerobias, y se caracterizan por operar en determinadas condiciones ambientales, como amplios rangos de pH y temperatura, y bajos requerimientos nutricionales. Por esta razón son las más usadas en sistemas de biodegradación de H_2S, como la biofiltración. Así mismo, los géneros más estudiados en la biofiltración son *Thiobacillus sp*. y *Halothiobacillus sp.* (Leborgne & Baquerizo, 2019).

- **Eliminación biológica de amoniaco**

En primer lugar, el amoniaco (NH_3) en forma de amonio (NH_4^+), es oxidado a nitrito (NO_2^-) por medio de las bacterias oxidadoras de amonio (*ammonia-oxidizing bacteria* - AOB) de acuerdo con la **Ecuación 1.7**. Para ello, las enzimas amonio monooxigenasa (AMO), catalizan la oxidación del amonio (NH_3) a hidroxilamina (NH_2OH) como muestra la **Ecuación 1.8**. Luego, en la ruta de las enzimas hidroxilamina oxidoreductasa (HAO), la hidroxilamina (NH_2OH) se oxida a óxido nítrico (NO) y posteriormente a nitrito (NO_2^-) de acuerdo con la **Ecuación 1.9** y **Ecuación 1.10**, respectivamente. Los géneros más estudiados de AOB son los *Nitrosomonas* y *Nitrosospira* (Kuypers et al., 2018).

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O \quad (1.7)$$

$$NH_4^+ + 2e^- + O_2 + 2H^+ \rightarrow NH_2OH + H_2O \quad (1.8)$$

$$NH_2OH \rightarrow NO + 3e^- + 3H^+ \quad (1.9)$$

$$NO + H_2O \rightarrow NO_2^- + e^- + 2H^+ \quad (1.10)$$

En segundo lugar, el nitrito (NO_2^-) es oxidado a nitrato (NO_3^-) (**Ecuación 1.11**) por las bacterias oxidadoras de nitrito (*nitrite oxidising bacteria* - NOB) cuya reacción es catalizada por las enzimas nitrito oxidoreductasa (NRX). Las NOB aerobias más conocidas pertenecen a las clases *Alphaproteobacteria, Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria,* y los filos *Chloroflexi, Nitrospinae* y *Nitrospirae*. Algunas bacterias AOB del género *Nitrosospira* también pueden realizar la oxidación completa del amonio a nitrato (Kuypers et al., 2018).

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3{}^+ \quad (1.11)$$

- **Eliminación de COVs**

Los COVs son una fuente de carbono de bacterias heterótrofas para ser oxidados a CO_2, H_2O y otros subproductos según el compuesto y la ruta de degradación (**Ecuación 1.12**) (Xie et al., 2009). Se considera que los COVs hidrofílicos y solubles en agua son más fáciles de degradar porque es mejor la transferencia del gas al biofilm. Por otro lado, los COVs hidrofóbicos se adsorben menos en el biofilm húmedo y son recalcitrantes, lo cual dificulta la degradación biológica. Los COVs hidrofílicos son oxigenados como ácidos,

alcoholes o algunos aldehídos, mientras los COVs hidrofóbicos son hidrocarburos alifáticos y aromáticos como decano, benceno, tolueno, xileno (Han et al., 2022).

$$COV_s \rightarrow CO_2 + H_2O \quad (1.12)$$

1.4 Biofiltración de H_2S, NH_3 y COVs

Los estudios de la biofiltración de olores ofensivos en las PTARs, se centran en la eliminación de H_2S porque es el contaminante que se emite en mayor concentración. Sin embargo, es importante evaluar la biofiltración de NH_3 y COVs junto con el H_2S porque son compuestos que también se emiten en las PTARs y generan olores ofensivos. Por ejemplo, Kleinheinz & Langolf (2016) estudiaron la biofiltración usando lecho de lava de roca y ajustando el EBRT de 42 s en la PTAR de Menasha, Estados Unidos. Como resultados, obtuvieron una eficiencia de remoción (ER) de 98% de H_2S, mientras la remoción del NH_3 y COVs fueron ligeramente menores del 90% y 81%, respectivamente. Así mismo, Jianwei & Wenlin (2011), reportaron un comportamiento similar al obtener una ER de 98% para H_2S, 80% para NH_3, y 95% para COVs, usando un biofiltro de cubos de espuma de poliuretano inoculado. Por otro lado, Xie et al. (2009), en una PTAR de la industria petrolera, reportaron una ER de 98%, 91% y 90% para H_2S, NH_3 y COVs, respectivamente, y usando un biofiltro con lecho de desechos de paja y corteza de árbol. En este caso en particular, durante la primera semana de funcionamiento del biofiltro, la ER del NH_3 fue de 80% y luego aumentó a 90%. También, para los COVs, en los primeros 20 días de funcionamiento del biofiltro, la ER de COVs fue entre 50% y 60%, y posteriormente pasó a porcentajes altos de 90%. Estos resultados evidencian que la ER del NH_3 y los COVs suelen ser menores al H_2S o requieren mayor tiempo de aclimatación.

1.5 Biofiltración en Colombia

Respecto a los estudios de biofiltración en Colombia, Álvarez et al. (2011) usaron como material de soporte caña de azúcar para tratar H_2S de concentración máxima de 3,5 ppm en la estación de bombeo Norte de Aguas Residuales, en Santa Marta, obteniendo una

ER de 100%, con necesidad de periodos de estabilización de 14 días. Así mismo, Portilla & Torres-Saéz (2007) evaluaron compost como lecho para el tratamiento de H_2S de una planta de tratamiento de la ciudad de Bucaramanga, Santander, alcanzado una ER de 99% para concentraciones de hasta 800 mg/L, pero la ER disminuyó después de incrementar la concentración de H_2S. Por otro lado, en el estudio de la remoción de H_2S en la Central Hidroeléctrica El Paraíso, Romero & Hernández (2007) instalaron dos biofiltros con lecho de suelo orgánico y pollinaza que funcionaron 6 meses. Posteriormente, instalaron 4 biofiltros de lecho de mezcla 9:1 de compost de palo de clavel y palo de rosa como material de soporte y obtuvieron una ER mayor al 93% por 8 meses. Por otra parte, simulando las concentraciones de H_2S y NH_3 emitidas en la PTAR-El Salitre de Bogotá, Vela-Aparicio et al. (2019) evaluaron la remoción simultánea de estos contaminantes. Usando como lecho un compost de pollinaza con cascarilla de arroz y compost de pollinaza con bagazo de caña de azúcar, determinaron una ER superior al 90% para 250 ppm de H_2S y 19 ppm de NH_3.

Por otro lado, en Colombia se han evaluado algunos sistemas de biofiltración, aplicados únicamente para COVs. Por ejemplo, a nivel laboratorio, Jiménez & Villegas (2006), evaluaron la biofiltración de estireno usando como lecho piedra pómez inoculada con las bacterias *Pseudomona aeruginosa* y *Escherichia coli* y, después de 8 días, obtuvieron una remoción mayor al 70% y valores individuales de hasta 90%. Sin embargo, en este estudio se utilizó un material inerte (piedra pómez) el cual implica adición de nutrientes para el mantenimiento de los microorganismos y por lo tanto en un sistema industrial, conlleva a altos costos de operación (Anet et al., 2013). Más recientemente, Forero et al. (2018) estudiaron la biofiltración de ácido acético que se emite en la industria avícola, usando como lecho compost de pollinaza y residuos de poda. Como resultados, obtuvieron una eficiencia de remoción (ER) en el rango de 77,1% a 99.9%, en concentraciones de entre 7.240 a 14.480 ppm. Aunque estos autores no evalúan compuestos inorgánicos, usaron residuos lignocelulósicos y pecuarios que demuestran su posible valorización y viabilidad económica.

Por consiguiente, los estudios en Colombia a nivel industrial o que simulan operación industrial se centran en la eliminación del H_2S y, en el caso de la PTAR-El Salitre, se ha incluido el estudio junto con NH_3. Sin embargo, es necesario estudiar la remoción de COVs que también se emiten en la corriente contaminante para determinar efectos en la degradación de los contaminantes. Por otra parte, los estudios a nivel laboratorio de COVs

no evalúan factores que puedan afectar el funcionamiento del biofiltro a nivel industrial, como altas cargas de concentración y los subproductos de degradación.

Por lo tanto, bajo el contexto colombiano, este trabajo plantea el siguiente objetivo general y objetivos específicos:

- **Objetivo General**

Establecer un prototipo a escala de laboratorio para la biofiltración simultánea de diferentes COVs y CIVs emitidos en una PTAR.

- **Objetivos Específicos**

1. Determinar los COVs y CIVs de mayor concentración emitidos en la PTAR - El Salitre mediante un monitoreo *in situ*.

2. Implementar un prototipo de biofiltración a escala de laboratorio usando un compost como material de empaque para el tratamiento de COVs y CIVs.

3. Evaluar la eficiencia de remoción simultánea de COVs y CIVs en condiciones similares a las presentadas en una PTAR empleando diferentes técnicas de monitoreo.

2. Evaluación de las emisiones de H_2S, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR El Salitre.

En el presente capítulo se muestran los resultados de la evaluación de emisiones de gases en la PTAR El Salitre (Bogotá, Colombia) para determinar los rangos de concentración de H_2S, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles (COVs) a ser tratados en un sistema de control de olores ofensivos en una PTAR.

Los resultados de este objetivo se presentaron en el IV Congreso Internacional en tecnologías limpias realizado por la Universidad Santo Tomás (2021) (**Anexo A**) y en el Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental (2021), realizado por la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR (**Anexo B**).

2.1 Introducción

Los olores ofensivos se han convertido en una problemática socio-ambiental debido a los efectos nocivos sobre la salud física y mental de las comunidades que habitan cerca de las fuentes de contaminación. Debido a esto, en Colombia, han aumentado las quejas relacionadas por actividades como los sistemas de producción avícola y porcícola en Florida, Valle del Cauca (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2021), los rellenos sanitarios como Doña Juana en Bogotá, La Pradera en Medellín, Los Pocitos en Atlántico (Álvarez-Hernández & Ramírez, 2019; Noguera & Olivero, 2010) y en las PTARs de Zipaquirá (González- Ramírez, 2021), Bello Antioquia donde se recibieron 1237 quejas durante el 2020 (El Bellanita, 2021) y la PTAR Río Frío en Bucaramanga (Corola Ambiental S.A.S, 2018), solo para mencionar algunas.

Por consiguiente, con el fin de conservar el bienestar de las poblaciones y trabajadores afectados por este tipo de emisiones, la resolución 1541 de 2013 de la normativa

colombiana establece los niveles permisibles de inmisión de olores ofensivos por actividad (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013) en unidades de olor europeas (ou_E/m^3) y los límites de exposición por hora de 30 $\mu g/m^3$ H_2S y 1400 $\mu g/m^3$ NH_3. Adicionalmente, con la resolución 2087 del 2014 se establece el procedimiento de recepción de quejas, así como el Plan para la Reducción de Impacto por Olores (PRIO), y mediante el decreto 1076 de 2015 se prohibió la generación de olores ofensivos en zonas residenciales (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

Por ende, con las crecientes exigencias normativas, es necesario la implementación de tecnologías que traten los compuestos inorgánicos volátiles (CIVs) con límite de exposición en la norma (H_2S y NH_3) y adicionalmente los COVs, los cuales también contribuyen al olor (Brancher et al., 2017). Sin embargo, para seleccionar una tecnología adecuada, es necesario conocer las concentraciones y los patrones de emisión de los compuestos según la actividad en particular. Igualmente, se deben identificar los COVs más abundantes considerando que estos pueden ser de diferente naturaleza química y pueden afectar el rendimiento de las operaciones de tratamiento (Iranpour et al., 2005). Por lo tanto, considerando que el tratamiento de aguas residuales es indispensable para la saneamiento y recuperación de las cuencas hidrográficas, la construcción y ampliación de las PTARs deben incluir en su implementación el monitoreo y tratamiento de olores ofensivos. Por consiguiente, en este trabajo se seleccionó la PTAR El Salitre de Bogotá D.C. como modelo de estudio de las emisiones de gases que generan olores ofensivos en una PTAR.

La **Figura 2-1** resume el sistema operativo de la PTAR El Salitre fase I. Esta planta realiza un tratamiento primario químicamente asistido con Cloruro Férrico ($FeCl_3$) y polímero aniónico de poliacrilamida (FLOPAM AN 934) para generar floculación de SST (Sólidos Suspendidos Totales). Posteriormente, se tratan los lodos mediante espesamiento, digestión anaerobia mesofílica y deshidratación. Posee un caudal de agua residual de 4 m^3/s generadas por aproximadamente 3 millones de habitantes de la cuenca Salitre-Torca, así mismo remueve el 40% de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y 60% de SST (EAAB, 2021). Debido a su cercanía a zona residenciales de las localidades de Engativá y Suba, el control de olores ofensivos se basa en el mantenimiento de distancias mayores a 300 metros de los focos de olor a las zonas residenciales, establecimiento de barreras

forestales, y el uso de cal en el tratamiento de lodos si es necesario (Acueducto de Bogotá, 2019). Pese a ello, en un informe realizado para la PTAR, se evidenció que las concentraciones de H_2S en la zona de pre-tratamiento (línea roja, Fig 2-1), supera los límites establecidos por la Administración de Salud y Seguridad Ocupacional (OSHA) (ACS IOL 108, 2010). Además, las comunidades de los barrios de la unidad de planeamiento zonal 72 Bolivia (El Cortijo, Ciudadela Colsubsidio, Bochica y Bolivia) se han quejado por los olores nauseabundos, afecciones pulmonares y la desvalorización de los predios que genera la ampliación de la fase II (Sánchez Melo, 2016) (García-Valbuena, 2022). Sin embargo, en este estudio se evaluaron las concentraciones de la PTAR El Salitre fase I debido a la disponibilidad de acceso para realizar las mediciones, pero los resultados se pueden aproximar y ampliar a la fase II y otras PTAR, teniendo en cuenta los problemas de olores ofensivos reportados por la comunidad.

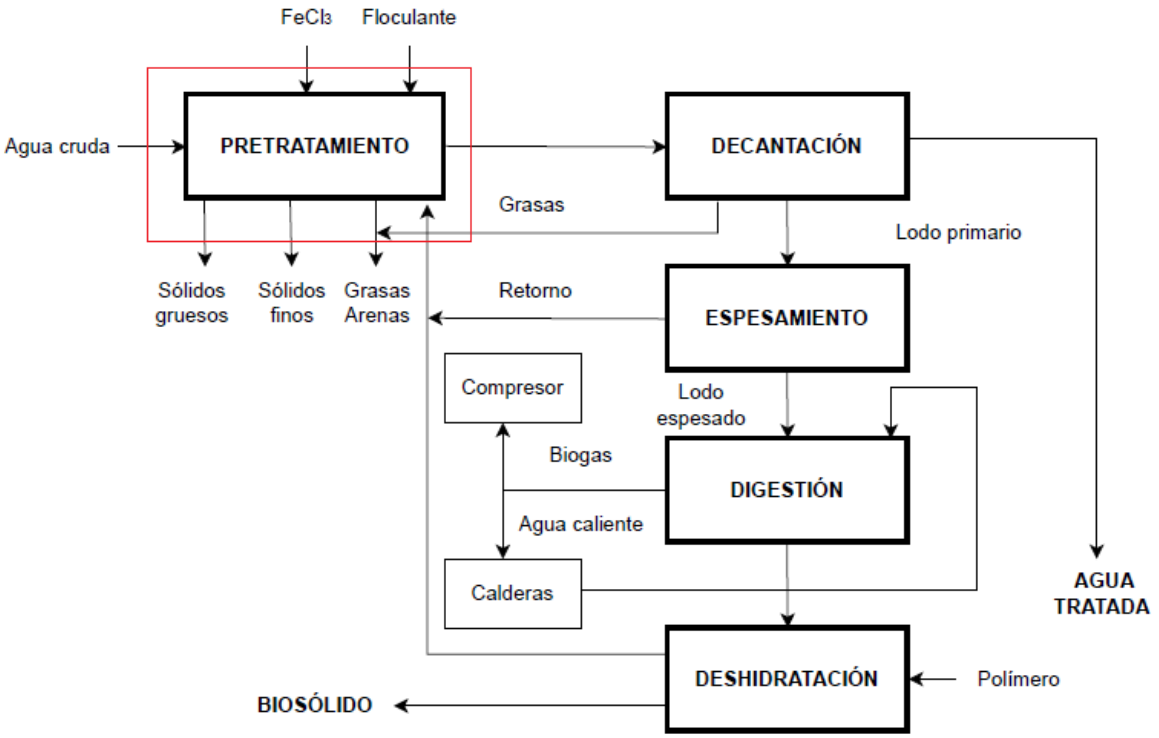

Figura 2-1 Esquema de tratamiento del agua residual de la PTAR- El Salitre Bogotá. Adaptado de EAAB- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2021)

Considerando lo anterior, en este capítulo se expondrá los rangos de concentración y patrones de emisión de los compuestos que generan olores ofensivos en la PTAR El Salitre fase I: H_2S, NH_3 y COVs. Adicionalmente, se identificará los COVs más abundantes de la

corriente contaminante. Con base en estos resultados se podrá simular la corriente de aire contaminante de una PTAR a escala laboratorio, que se pueda acoplar a una tecnología de tratamiento de olores ofensivos, en este caso la biofiltración.

2.2 Metodología

2.2.1 Selección de zona de monitoreo

El monitoreo se realizó en la zona de pre-tratamiento de la planta (**Figura 2-2**), como se ha reportado previamente presenta mayor emisión de olores ofensivos (Acueducto de Bogotá 2010). Así mismo fue la zona de monitoreo del estudio previo hecho por Vela-Aparicio et al. (2019).

Para llevar a cabo la medición de gases, se ubicó una sonda de muestreo en una zona cerrada donde el agua residual es dirigida hacia las rejas de tamizaje de residuos sólidos. Esto permitió determinar las mayores concentraciones de los compuestos mencionados en la corriente gaseosa, las cuales corresponderían a las emisiones a tratar en un sistema de control de olores como la biofiltración.

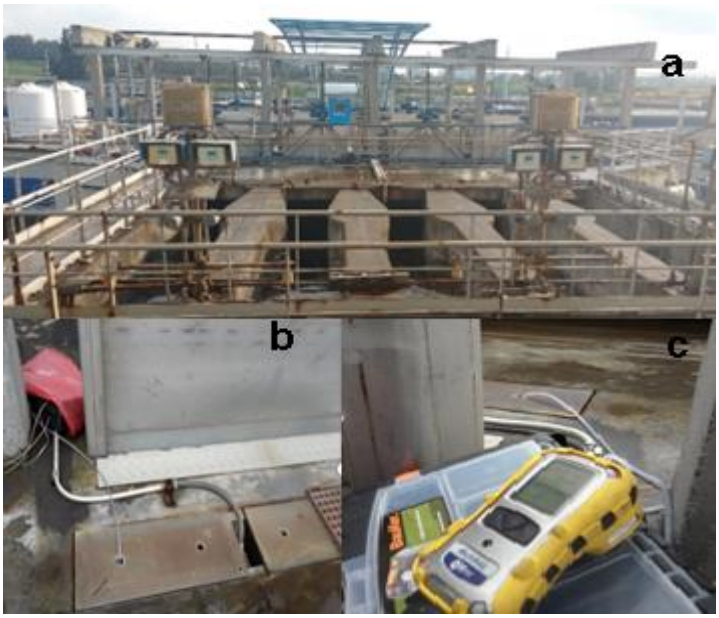

Figura 2-2 Zona de pretratamiento de la PTAR-El Salitre, Bogotá. a Entrada de agua **a)** rejas de cribado; **b)** Ubicación de sonda de muestreo; **c)** Ubicación de equipos detectores.

2.2.2 Equipos de medición

Para el monitoreo de gases se usaron los equipos detectores de gases RKI GX 6000 y Multirae PGM6228 (**Figura 2-3**).

Figura 2-3 Equipos para monitoreo de gases: a) RKI GX6000 y b) Multirae PGM6228.

El detector RKI GX 6000 (Figura 2-3 a) cuenta con los siguientes detectores específicos:

- Gas combustible: Detector basado en elemento catalítico 0-100% LEL (límite inferior de explosividad)
- Oxígeno (O_2): sensor de tipo celda galvánica con rango de detección: 0-40%
- Monóxido de carbono (CO): 0-500 ppm
- Sulfuro de hidrógeno (H_2S): celda electroquímica con rango de detección: 0,1-100 ppm
- Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs): detector de fotoionización con rango de detección 0,1-5000 ppm
- Amoniaco (NH_3): Sensor electroquímico con rango de detección 0-400 ppm.

El detector de gases MultiRAE (Figura 2-3 b) cuenta con 4 sensores específicos:

- Oxígeno (O_2): sensor de tipo celda galvánica con rango de detección: 0-40%
- Sulfuro de hidrógeno (H_2S): celda electroquímica con rango de detección: 0,1-100 ppm
- Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs): detector de fotoionización con rango de detección 0,1-5000 ppm
- Amoniaco (NH_3): Sensor electroquímico con rango de detección 1-100 ppm.

Previamente, los equipos fueron calibrados con los respectivos gases de concentración conocida: H_2S a 10 ppm (balanceado en nitrógeno marca Calgaz #8A3100322), NH_3 a 50 ppm (balanceado en nitrógeno marca Calgaz #8A050143), y para COVs se usó una bala de isobutileno de 100 ppm (RAE SYSTEMS-600-0002-000) en base a las indicaciones de los manuales (Honeywell, 2015).

2.2.3 Identificación de COVs

Para identificar los compuestos orgánicos volátiles (COVs) que se emiten en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre se realizó un muestreo con fibra de microextracción de fase sólida de carboxen polidimetilsiloxano y espesor de 75 μm (SPME - CAR/PDMS 75 μm) marca Supelco, la cual fue expuesta por 24 horas a la corriente de aire de la zona de pre-tratamiento y en el mismo punto de muestreo de la sonda para gases (**Figura 2-4**) el día 24 de agosto del 2021. Esta fibra es selectiva para la adsorción de compuestos orgánicos volátiles en concentración traza.

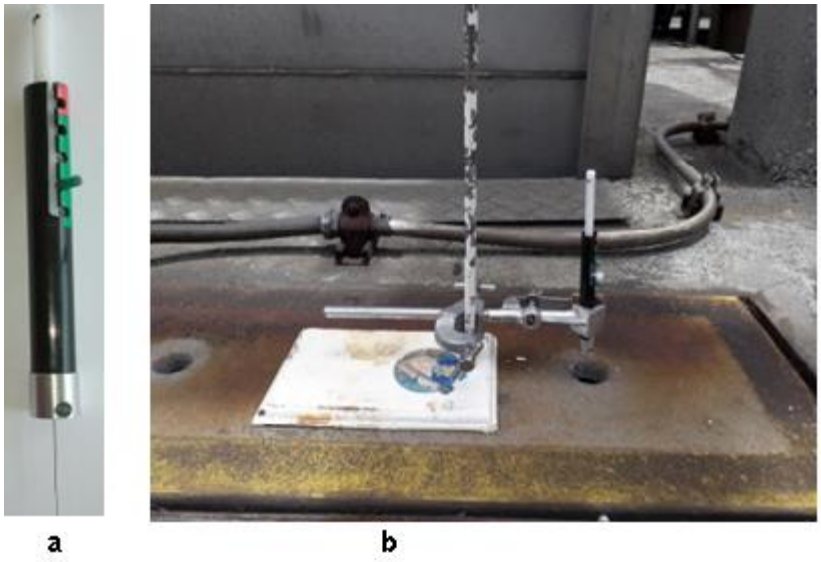

Figura 2-4 Procedimiento para la identificación de COVs de la PTAR El Salitre. **a)** Fibra de micro-extracción en fase sólida (SPME-CAR/PDMS - 75 μm); **b)** Montaje de muestreo de COVs con SPME.

Posteriormente se desorbió los compuestos adsorbidos en la fibra en un cromatógrafo de gases Agilent Technologies modelo 6890N acoplado a detector de masas Agilent modelo 5975B VL, durante 15 min. El análisis siguió los métodos EPA8260B (U.S. EPA. 2006) para compuestos orgánicos volátiles con las condiciones cromatográficas mencionadas en la **Tabla 2-1**.

Tabla 2-1 Condiciones cromatográficas del método EPA8260B para análisis de COVs.

Temperatura de Inyección	250 °C
Tiempo de desorción	10 min
Columna	DB-5 30 m 0,25 mm 0,25 mm
Flujo gas He	1,0 mL/min
Temperatura inicial	40°C por 3 min
Programa de temperatura	8 °C/min
Temperatura final	260°C por 30 min

Cabe resaltar que este método permite identificar los COVs emitidos en la PTAR mas no cuantificarlos como lo sugiere la EPA en el método TO-17 (U.S. EPA, 1999). Sin embargo, se usó la fibra SPME la cual permite identificar los compuestos que se cuantificaban con el detector de gases RKI-6000 como COVs totales. Así, en base al porcentaje de abundancia molar y la concentración de COVs medida en el detector, se puede aproximar a la concentración de los compuestos identificados. Previamente se ha usado la fibra SPME para muestreos ambientales en criaderos de ganado (Koziel et al., 2005) y oficinas (Lee et al., 2002), pero, según revisión bibliográfica, es la primera vez que se reporta su aplicación para estudio en PTARs.

El uso de la fibra SPME permite muestrear y concentrar, de manera económica, los COVs de la PTAR sin el uso de una bomba de vacío, solventes de extracción o concentración criogénica. Así mismo, la muestra se transportó fácilmente al laboratorio. Por otro lado, para el análisis de identificación, la fibra se desorbe directamente en el inyector del cromatógrafo por lo cual no es necesario acoplar una desorción térmica implicando más costos. Sin embargo, se recomienda exponer la fibra por 2 h con el fin de que concentre más cantidad de compuestos para que sean detectados por el espectrómetro de masas.

De lo contrario, es posible que los compuestos no se detecten debido a que existen en gran variedad y en concentraciones muy bajas.

2.2.4 Establecimiento de las concentraciones de simulación en un sistema de biofiltración a escala laboratorio

Para establecer las concentraciones de los compuestos que se simularán en simultáneo en el sistema de tratamiento, en este caso biofiltración, se realizó el siguiente procedimiento.

Las mediciones en conjunto del día 06 de julio de 2021 y los días 03, 23, 24, 25 y 30 de agosto de 2021, se ordenaron en función de la concentración de H_2S de menor a mayor. La organización se realiza en base al H_2S ya que es el compuesto que se emite en mayor concentración y con menor fluctuación en comparación con el NH_3 y los COVs. Luego, para cada concentración de H_2S, se relacionaron las concentraciones de los gases NH_3 y COVs encontrados en la medición. Posteriormente, se realiza una gráfica de la concentración de NH_3 y COVs en relación con la concentración de H_2S (**Figura 2-5**). Finalmente, se construyó una tabla de rango de concentraciones para cada tipo de emisión.

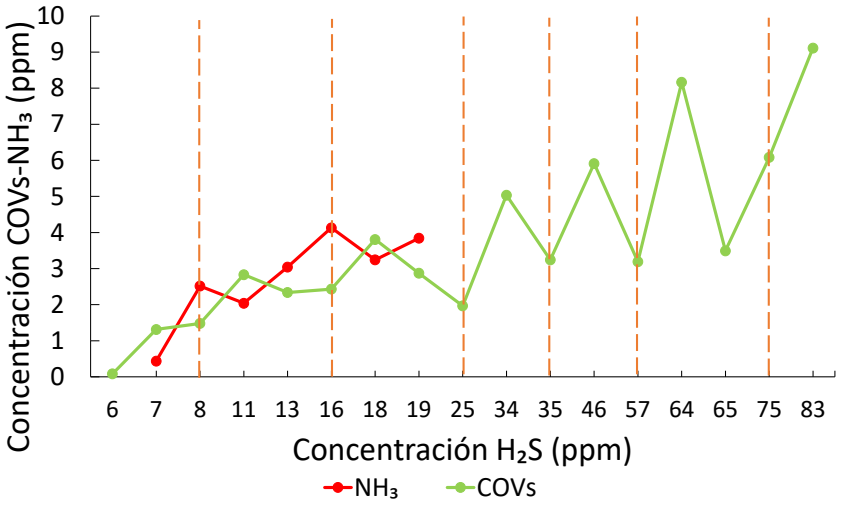

Figura 2-5 Gráfica de concentraciones (ppm) de NH_3 y COVs en relación con la concentración (ppm) de H_2S encontradas en la PTAR El Salitre.

2.3 Resultados y Discusión

2.3.1 Monitoreo de gases (H_2S, NH_3 y COVs)

Para entender el comportamiento de la emisión de los compuestos H_2S, NH_3 y COVs en la PTAR El Salitre a continuación se muestra el monitoreo 1, realizado el 6 de julio de 2021, correspondiente a un día seco (**Figura 2-6**), y el monitoreo 2, realizado el 24 de agosto de 2021, correspondiente a un día lluvioso (**Figura 2-7**).

En el monitoreo 1 (**Figura 2-6**) se determinaron concentraciones de gases entre 40 y 86 ppm para H_2S, 1 a 4 ppm para NH_3 y 1 a 10 ppm para COVs durante la primera hora de medición. Posteriormente, las emisiones cayeron a 0 ppm dado que se apagaron los tornillos de Arquímedes (línea naranja punteada) a las 10:10 pm, los cuales ingresan el agua a la zona de pretratamiento de la planta. Luego de ser encendidos nuevamente los tornillos, las concentraciones aumentaron gradualmente.

A su vez, el monitoreo 2 (**Figura 2-7**) muestra el mismo comportamiento del monitoreo 1, pero las concentraciones de todos los compuestos (H_2S, NH_3 y COVs) fueron menores. Antes de las 2:40 p.m. el H_2S fluctuó entre 5 y 30 ppm, el NH_3 entre 1,5 a 5,5 ppm y los COVs entre 2 a 3,5 ppm. Posteriormente, a las 2:40 p.m. las concentraciones de los gases cayeron a 0 ppm debido al apagado de los tornillos de Arquímedes que ingresan el agua a la planta. Sin embargo, luego de ser encendidos a las 12:00 a.m. se observa que las concentraciones de los gases vuelven a aumentar.

La caída en las concentraciones cuando se apagan los tornillos y el aumento de concentración cuando se encienden se debe a que estos generan alta turbulencia, lo cual incrementa la volatilización de los contaminantes disueltos en el agua. Por tanto, el movimiento de los tornillos aumenta el área superficial y el coeficiente de transferencia de masa del contaminante hacía la atmósfera (Nagaraj & Sattler, 2005). Ese comportamiento concuerda con los de otras PTARs, como en Allegan, Michigan Estados Unidos, en las cuales la concentración de gases está determinada por el funcionamiento de los tornillos (Jones & Henry Engineers, 2019) y que la zona del pre-tratamiento es la que corresponde a la de mayor emisión de olor (Jiang et al. 2017).

.

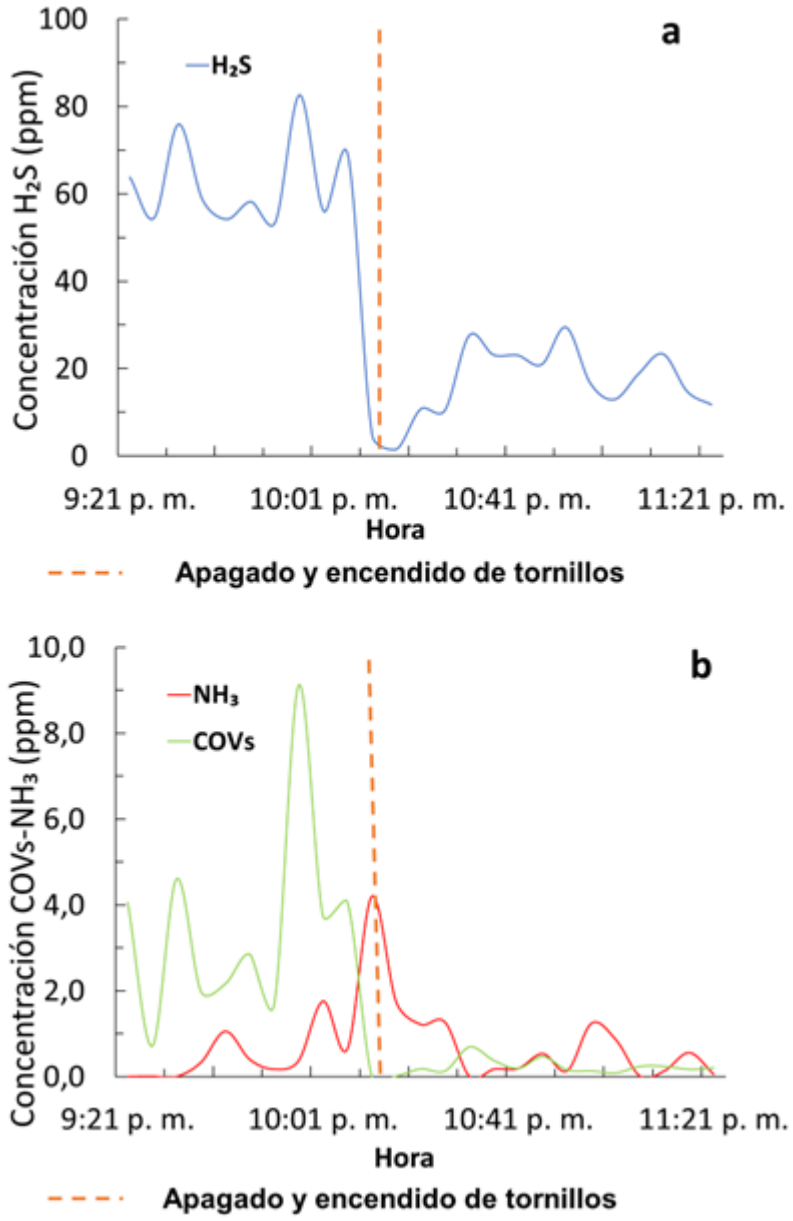

Figura 2-6 Monitoreo 1, en día seco, de la concentración (ppm) de **a)** H_2S, y **b)** NH_3 y COVs emitida en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre.

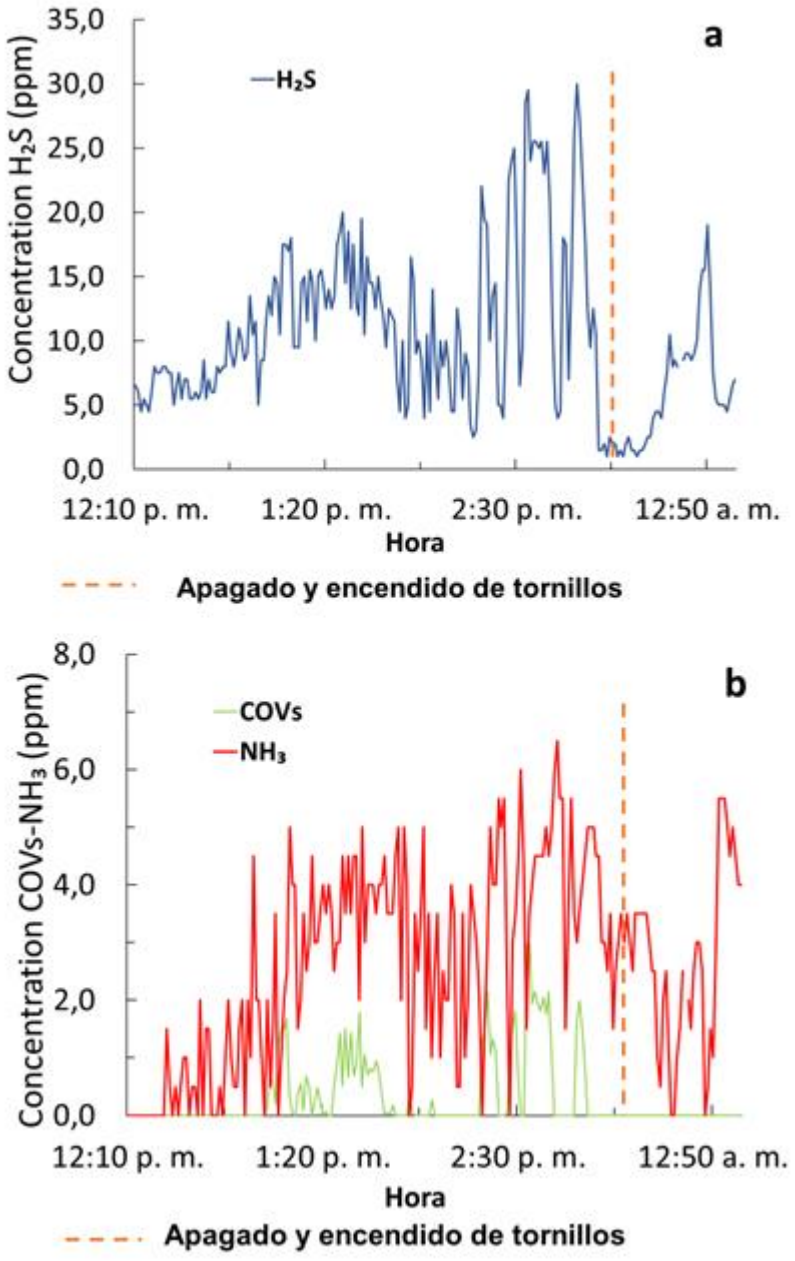

Figura 2-7 Monitoreo 2, en día lluvioso, de la concentración (ppm) de **a)** H_2S, y **b)** NH_3 y COVs emitida en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre.

Por otro lado, la disminución de las emisiones de H_2S, NH_3 y COVs en el monitoreo 2 de un día lluvioso respecto al monitoreo 1 de un día seco, se debe a que la precipitación promedio diaria de esta fecha fue de 9,75 mm/m^2 comparada con la del monitoreo 1, que

fue de 0,0 mm/m^2. Esto condujo a la dilución del agua residual con aguas lluvias, la cual redujo la concentración de contaminantes y, por tanto, la transferencia de masa. Estudios anteriores evidenciaron un comportamiento similar como en la ciudad de Kaohsiung, Taiwan, en donde las concentraciones de COVs fueron menores en el periodo de verano/húmedo en comparación con invierno/seco debido a la dilución (Huang et al. 2012). Así mismo, previamente en la PTAR El Salitre, Vela-Aparicio et al. (2019) observaron que, en general, las emisiones de gases dependen de las lluvias diarias ya que durante la temporada seca del 2018 estas concentraciones fueron mayores respecto a la temporada lluviosa. Por lo tanto, este monitoreo se puede escalar a comportamientos climáticos temporales y ratifica resultados similares en diferentes años en la misma PTAR.

En comparación con otras PTARs, las concentraciones de H_2S emitidas de 5 a 86 ppm (5,3 a 89,5 mg/m^3) en la PTAR El Salitre, pueden ser mayores o menores según el caso específico de cada ciudad. Por ejemplo, en Izmir, Turquía se reportó un rango de concentración de 0,023 a 0,328 mg/m^3 (Dincer & Muezzinoglu, 2008), en Turín, Italia hasta 0,016 mg/m^3 (Ravina et al., 2019) y en Barcelona, España, de 0,62 a 1,04 mg/m^3 (González et al., 2022). Sin embargo, otras PTARs emiten concentraciones de H_2S más próximas a las de la PTAR El Salitre, como por ejemplo, en el norte de Portugal hasta 97 ppm (100,89 mg/m^3) (Teixeira et al., 2013), en Finlandia de 0,2 a 14 mg/m^3 (Lehtinen & Veijanen, 2011), y en Grecia hasta 25 ppm (26 mg/m^3) (Lasaridi et al. 2010). Estos valores suelen sobrepasar, especialmente en días secos, el valor máximo recomendable de 20 ppm por la Administración de Salud Ocupacional de Estados Unidos (OSHA; Occupational Safety and Health Administration, 2021). Igualmente sobrepasa el promedio horario máximo permitido por Resolución colombiana 1541 de 2013 sobre olores ofensivos de 0,030 mg/m^3 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013). Dado que la medición se realizó en una zona cerrada y más próxima al agua residual, los trabajadores de la planta se encuentran afectados por esta emisión por lo cual es altamente recomendable que durante el trabajo en esta zona usen una máscara respiratoria de protección.

Por otra parte, las concentraciones de NH_3 de 1 a 5,5 ppm (0,52 a 2,86 mg/m^3) monitoreadas en la PTAR-El Salitre, son muy cercanas a las encontradas en la zona de pre-tratamiento por estos autores (Ravina et al., 2019; Lehtinen & Veijanen, 2011; Teixeira et al., 2013) ya que suelen ser menores a 2 ppm e incluso no detectables. Así mismo, las concentraciones más altas de 4 a 5 ppm (2,08 a 2,86 mg/m^3) en la PTAR El Salitre,

concuerdan con las reportadas por González et al. (2022) en Barcelona, España, de 4,5 a 7,0 ppm y por Kleinheinz et al. (2016) de 5,0 ± 6,5 ppm en Menasha, Estados Unidos. Estos valores son permisibles respecto al límite de exposición de 25 ppm recomendado por la OSHA (OSHA; Occupational Safety and Health Administration, 2020), pero pueden sobrepasar el promedio horario máximo permitido por la Resolución 1541 de 2013 sobre olores ofensivos de 1,4 mg/m^3. Pese a ello, en las PTAR se hace más énfasis en el monitoreo de H_2S que se emite en mayor concentración.

Para entender la diferencia de emisión entre el NH_3 y H_2S, se debe considerar que el NH_3 suele volatilizarse a pH mayor a 8,0 (Kogan & Torres 1997), mientras que el pH del agua residual de la PTAR El Salitre se encuentra entre 7,4 y 7,8 (Acueducto de Bogotá, 2019). Adicionalmente, dado que la constante de Henry indica la relación entre la concentración de compuesto en fase gaseosa respecto a su concentración en agua (fase acuosa), entre mayor sea su valor, mayor la volatilización (Hvitved-Jacobsen et al., 2013). En consecuencia, el H_2S se emite más en el aire ya que su constante (10 kg bar/ mol) es más de 100 veces la constante del NH_3 (0,012 kg bar/ mol) (National Institute of Standards and Technology, 2021a & 2021b).

Respecto a la emisión de COVs en la PTAR-Salitre, las concentraciones menores a 2 ppm son similares a las reportadas por otras PTARs. En Izmir, Turquía se reportó el rango de 0,292 a 1,2 mg/m^3 (Dincer & Muezzinoglu, 2008), en Finlandia de 0,149 a 1,5 mg/m^3 y en Turín, Italia, de 0,7 a 1,4 mg/m^3 (Ravina et al., 2019). Por otro lado, en Menasha, Estados Unidos se determinaron concentraciones superiores de 26,1 ± 38,7 ppm (Kleinheinz et al., 2016) en las cuales las mediciones de la PTAR El Salitre de 1 a 10 ppm están incluidas, considerando el rango de error (± 38,7 ppm). Sin embargo, es importante considerar que los COVs son una mezcla compleja de compuestos que en general afectan la remoción de H_2S (Iranpour et al., 2005) en tratamientos biológicos como la biofiltración. Por tanto, es necesario identificar y cuantificar los compuestos de mayor abundancia para realizar estudios más detallados de las tecnologías de eliminación de olores ofensivos.

2.3.2 Identificación de COVs emitidos en la zona de pretratamiento de la PTAR El Salitre

La identificación de los compuestos orgánicos volátiles de la PTAR El Salitre mostró que los compuestos con mayor abundancia molar (determinada por espectrometría de masas) son alcanos y aromáticos (**Tabla 2-2** Abundancia relativa de COVs presentes en las emisiones de la PTAR El Salitre. **Tabla 2-2**). A pesar de que el agua residual tiene como contaminantes ácidos grasos volátiles, estos no se identificaron en la muestra de aire, debido a que su constante de Henry puede ser hasta 40.000 veces menor que la de alcanos y aromáticos y, en consecuencia, su volatilización es despreciable. Por ejemplo, la constante de Henry del ácido acético es $2,5x10^{-4}$ kg bar/ mol mientras la del tolueno es 10 kg bar/ mol (National Institute of Standards and Technology, 2021c & 2021d).

Tabla 2-2 Abundancia relativa de COVs presentes en las emisiones de la PTAR El Salitre.

Tiempo de retención (min)	Compuesto	Abundancia Molar (%)
24,484	Tolueno	3,99
31,334	Xileno	6,29
37,573	Decano	4,13
40,483	Limoneno	2,99
37,086	1-etil-2-metilbenceno	3,10
	1-etil-3-metilbenceno	
39,238	1,2,3-trimetilbenceno	3,36
	1,2,5-trimetilbenceno	
43,280	Undecano	2,64
42,657	2-etil-1,4-dimetilbenceno	1,56
	4-etil-1,2-dimetilbenceno	
48,602	dodecano	1,67
38,955	4-metildecano	1,03
	2,6-dimetil nonano	
49,383	1,2,3,4-Tetrahidronaftaleno	0,50
54,569	1,2,3,4-6-metil-tetrahidronaftaleno	0,40

Dentro de los alcanos cabe resaltar el limoneno, el cual ha sido previamente reportado en otras PTAR pues su presencia en el agua puede estar asociada al uso de aromatizantes en detergentes y limpiadores (Escalas et al, 2003). Por ejemplo, en Finlandia se encontró en una concentración de 0,090 mg/m^3 en rejillas de cribado y 0,095 mg/m^3 en separadores de arena (Lehtinen & Veijanen, 2011), en Portugal de 0,095 mg/m^3 (Teixeira et al., 2013), en Stuttgart, Alemania, de 0,114 mg/m^3 (Zarra et al., 2008) y en Sídney, Australia, de 0,0378 mg/m^3 (Sivret et al., 2016). Así mismo, el decano es el alcano de segunda mayor abundancia y se ha reportado en Portugal en una concentración de 0,399 mg/m^3 (Teixeira et al., 2013).

Por otra parte, se evidenció la emisión de gran variedad de compuestos aromáticos siendo los más abundantes el xileno y el tolueno (**Tabla 2-2**). El xileno también fue reportado por Ravina et al. (2019) en concentración de 2,88 µg/m^3 en la zona de separadores de arena y sedimentación primaria y por Sivret et al. (2016) en concentración 7,35 µg/m^3 en la zona de pretratamiento. Por otra parte, el tolueno se encuentra en la mayoría de las PTAR en las concentraciones reportadas en la **Tabla 2-3**. Así mismo, Vela-Aparicio et al. (2019) identificaron tolueno como uno de los COVs más abundantes en la misma zona de pretratamiento de la PTAR El Salitre en los análisis diurnos y nocturnos tanto en la temporada seca como en la lluviosa de 2018. La incidencia de tolueno y xileno, y en general de compuestos bencílicos, en las PTAR puede deberse a su uso como solvente en pinturas, productos de caucho diluyentes o adhesivos (Ning et al., 2015). Para el caso de la PTAR El Salitre, el agua de la Cuenca del Salitre que trata esta planta, se alimenta de aguas domésticas, pero también industriales (Secretaría Distrital de Ambiente, 2021) proveniente de actividades como las textiles de la localidad de Suba, las cuales usan colorantes para teñir telas (Cámara de comercio de Bogotá, 2007). Adicionalmente, esta cuenca se caracteriza por poseer problemas de remanso y almacenamiento (González-Parra, 2011; Rincón-Sierra, 2005), que junto con el bajo caudal que se observó en el 2021, genera condiciones anóxicas en donde es posible que se lleve a cabo la biosíntesis del tolueno a partir de fuentes como etanol, ácido fórmico y ácido acético (Mrowiec, 2014; Fischer-Romero et al., 1996). Considerando lo anterior, esto podría explicar la presencia de este compuesto en las PTAR-El Salitre así como en otras PTAR localizadas en varias ciudades del mundo.

Tabla 2-3 Concentraciones de tolueno reportadas en diferentes PTAR.

Autor	Concentración ($\mu g/m^3$)	Ciudad/País
Widiana et al. (2019)	3,00 - 7,36	Tapei, Taiwan
Zarra et al. (2008)	509	Stuttgart, Alemania
Dincer & Muezzinoglu (2008)	1356,93-12,56	Izmir, Turquía
Teixeira et al. (2013)	801	Portugal
Ravina et al. (2019)	6,33	Turín, Italia
Lehtinen & Veijanen (2011)	709	Finlandia

2.3.3 Establecimiento de las concentraciones de simulación en un sistema de biofiltración a escala laboratorio

Con base en las mediciones realizadas el día 06 de julio de 2021 y los días 03, 23, 24, 25 y 30 de agosto de 2021, se determinaron los rangos de concentración de NH_3 y COVs a medida que aumenta la concentración de H_2S. Como resultado, la **Tabla 2-4** resume las concentraciones de estos contaminantes. Debido a que no fue posible medir NH_3 en todos los muestreos, se tuvieron en cuenta resultados previos en dónde se reportaba una máxima concentración de 5 ppm (Vela-Aparicio et al. 2019) para concentraciones iguales o superiores a 25 ppm de H_2S.

Tabla 2-4 Concentraciones de H_2S, NH_3 y COVs a simular como corriente de entrada a un biofiltro.

H_2S (ppm)	NH_3 (ppm)	VOC (ppm)
6,0	0,5	0,5-2,0
8,0-16,0	3	3,0-4,0
25,0-35,0	4-5	5,0
40,0-55,0	4-5	6,0-7,0
65,0-75,0	4-5	7,0-8,8
80,0	4-5	9,0

Estas tendencias de emisión se usaron para simular la corriente de entrada de gases en el biofiltro que los degrada, como es explicado en el **Capítulo 4**.

2.4 Conclusiones

En la medición de los gases que se emiten en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre, se evidenció que el H_2S es el gas en mayor concentración, seguido de los COVs y finalmente el NH_3. Estas concentraciones son altamente dependientes de las precipitaciones naturales y del funcionamiento de los tornillos de Arquímedes que ingresan el agua residual a la planta. Respecto a las precipitaciones, las concentraciones son menores hasta en un 50% en días lluviosos respecto a los días secos, como ya se ha evidenciado en estudios previos en la planta. Respecto al funcionamiento de los tornillos, las emisiones caen drásticamente si estos se apagan cuando hay poco caudal de agua en la entrada de la planta. De lo anterior se puede concluir que se deben establecer las estrategias de control de olores ofensivos e implementación de tecnologías para su tratamiento, de acuerdo con la temporada climática y el funcionamiento de la planta de tratamiento.

Puesto que la emisión de COVs es de magnitud significativa, este parámetro se debe considerar al evaluar sistemas de tratamiento de una PTAR. A pesar de que los COVs son una mezcla compleja, mediante la determinación de la abundancia molar se puede afirmar que la mayoría de los compuestos orgánicos son aromáticos. Específicamente, el tolueno se ha detectado en otras PTARs y tiene alta abundancia en la PTAR- El Salitre. Por lo tanto, se seleccionó como compuesto para simular la corriente de COVs en un sistema de biofiltración a escala de laboratorio. En consecuencia, determinando las concentraciones tanto de CIVs y COVs se puede simular la emisión de olores ofensivos de una PTAR con el fin de estudiar un sistema de tratamiento a estos contaminantes, como por ejemplo la biofiltración.

3. Compost de pollinaza y bagazo de caña como lecho de biofiltración y su caracterización

En este trabajo de realizó un compostaje de pollinaza y bagazo de caña para ser usado como material de empaque de un biofiltro en la evaluación de la biofiltración simultánea de NH_3, H_2S y tolueno. Para el seguimiento del proceso de compostaje, se analizaron características fisicoquímicas como coeficiente de biodegradabilidad, relación C/N, pH conductividad y porcentaje de materia orgánica y se comparó con lo reportado en la literatura. Adicionalmente, se determinaron propiedades fisicoquímicas que afectan el funcionamiento del biofiltro: densidad, pH, conductividad y porcentaje de materia orgánica, distribución de tamaño de partícula, capacidad de retención de agua y capacidad buffer; y conteo de poblaciones de bacterias oxidadoras de amonio, nitrito, azufre y heterótrofas. En base a los resultados y su comparación con reportes de compost usados en biofiltración es posible determinar que el compost de bagazo de caña y pollinaza tiene las condiciones óptimas para usarse como lecho de biofiltración.

3.1 Introducción

El material de empaque o lecho del biofiltro es uno de los parámetros más críticos del proceso de biofiltración. Además de determinar los costos de inversión y mantenimiento, es la matriz en donde se lleva a cabo la degradación de los contaminantes, debe resistir el flujo de aire y cumplir con una serie de características como alta área superficial, porosidad, alta capacidad de retención de agua, así como la presencia de nutrientes y de una comunidad microbiana abundante y diversa, tal como descrito en el **Capítulo 1**. Considerando lo anterior, es posible usar, por un lado, lechos sintéticos o naturales inorgánicos y, por otro lado, lechos orgánicos.

Dentro de los lechos sintéticos o inorgánicos se pueden encontrar, por ejemplo, la roca de lava, espuma de poliuretano, carbón activado o esquisto. Estos se caracterizan por tener una gran área superficial y resistencia mecánica, no se degradan fácilmente, el agua de lixiviado del biofiltro, en caso de presentarse tiene menor impacto y tienen vida útil de aproximadamente 10 años (Anet et al., 2013; Revah & Morgan-Sagastume, 2005). Pese a estos beneficios, su uso implica mayores costos de operación a largo plazo ya que se deben inocular con microorganismos y se deben alimentar con nutrientes constantemente porque poseen muy poca materia orgánica y micronutrientes en comparación con los lechos orgánicos. Adicionalmente, la fijación de los microorganismos es lenta y menos favorable ya que estos lechos poseen una superficie lisa y poco rugosa (Dorado et al., 2010). Lo anterior también conlleva a mayores tiempos de aclimatación de la comunidad microbiana en exposición con los contaminantes (Anet et al., 2013).

Para el caso de los materiales orgánicos, los costos de mantenimiento son menores, a pesar de que su vida útil sea de 2-3 años, ya que no es necesario agregar nutrientes y la disposición final no conlleva a un costo adicional, como en el caso de los lechos inorgánicos. Considerando lo anterior, los materiales orgánicos son una alternativa más económica para usar como lecho de biofiltración. Además de alta área específica, estos también poseen alta capacidad de retención de agua y mejor fijación de los microorganismos sobre el lecho ya que, según análisis de microscopía electrónica, su superficie suele ser más rugosa y esponjosa (Dorado et al., 2010). Adicionalmente, tienen mayor porcentaje de materia orgánica que sirve como fuente de nutrientes para la comunidad microbiana que lleva a cabo la degradación de contaminantes (Anet et al., 2013).

Entre los materiales orgánicos más comunes están (Barbusinski et al., 2017):

- **El suelo:**

Se caracteriza por poseer alta población microbiana pero pocos nutrientes y baja área específica lo cual induce mayores caídas de presión debido a la compactación.

- **La turba:**

Tiene alta materia orgánica y área específica, sin embargo, posee una alta capacidad de retención de agua que puede generar aglomeración. Así mismo, no posee altos niveles de nutrientes o microorganismos y, debido a su estructura heterogénea, se favorece la compactación induciendo caídas de presión.

- **El compost:**

Tiene una gran densidad de microorganismos y nutrientes, alta área superficial, mayor porcentaje de nitrógeno que beneficia el crecimiento microbiano, permeabilidad y alta capacidad de retención de agua. Pese a ello, al tener menos estabilidad mecánica se fractura fácilmente, por lo que se ha demostrado que el uso de materiales estructurantes como cortezas de madera, perlita, perlas de vidrio, espuma de poliureno o bagazo de caña, entre otras, otorgan más estabilidad al lecho (Anet et al., 2013; Mudliar et al., 2010). De este modo, el compost es un material conveniente pues genera valor agregado a bioresiduos sólidos, siendo una alternativa para su reciclaje.

Cabe señalar que otra de las ventajas del uso de compost como material de lecho radica en que, al prepararse con biomasa residual del sector agropecuario, se da valor agregado a estos residuos mientras disminuye la contaminación por su inadecuada disposición final. Esto es de gran importancia en Colombia pues, según Martínez et al. (2018), para el mismo año, en el sector pecuario, en el país se generaron aproximadamente 92,7 millones de toneladas de estiércol al año, siendo la gallinaza el mayor aportante con 6,5 millones de toneladas. Por otra parte, el sector agrícola tiene también una alta contribución con aproximadamente 43,3 millones de toneladas de residuos al año predominando el rechazo de plátano (23,8 millones de toneladas), bagazo de caña de azúcar (6,9 millones de toneladas) y paja de arroz (2,1 millones de toneladas). Aunque la mayoría de los estudios sobre aprovechamiento de la biomasa residual son en el sector energético, con el incremento de los sistemas de biofiltración o con los procesos de generación de compost se podrá aportar a la re-utilización de este tipo de residuos en el país.

Considerando lo anterior, en el grupo de investigación GERMINA, Vela-Aparicio et al. (2020), evaluaron la biofiltración de H_2S y NH_3 en simultáneo teniendo como lecho,

compost de pollinaza con tres agentes estructurantes diferentes: cascarillas de arroz, astillas de madera y bagazo de caña. Como resultado, usando el compost de pollinaza y bagazo de caña se obtuvieron las mayores eficiencias de remoción: hasta 99% para H_2S y 95% para NH_3. En consecuencia, con base en los resultados anteriores, en este estudio se realizó el compostaje con pollinaza y bagazo de caña para evaluar su uso como lecho de biofiltración en simultáneo de H_2S, NH_3 y tolueno. Así, en este capítulo se expondrá, en primer lugar, el proceso de compostaje de pollinaza y bagazo de caña y el seguimiento de su estabilización, y, en segundo lugar, se analizarán las características fisicoquímicas y microbiológicas del lecho que hacen que sea adecuado para usar en un proceso de biofiltración.

3.2 Metodología

A continuación, se muestra el diagrama de la metodología realizada en este capítulo (**Figura 3-1**). En resumen, se compostó pollinaza y bagazo de caña y para evaluar su estabilización y madurez. Finalmente, se determinan las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del compost que sean adecuadas para la biofiltración.

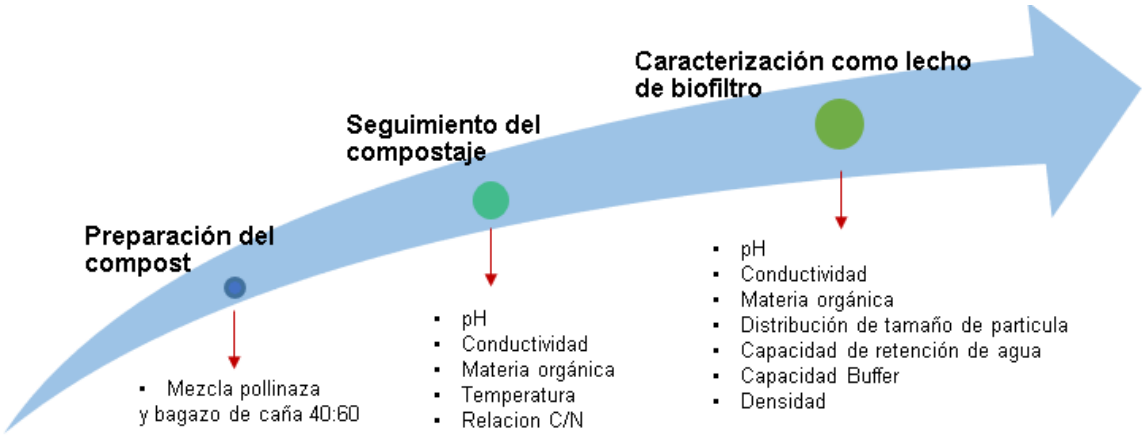

Figura 3-1 Metodología general de compostaje y caracterización.

3.2.1 Compostaje

Se siguió la metodología del compostaje descrita por Vela-Aparicio et al. (2020) con algunas modificaciones. La pollinaza con viruta de madera se recolectó de una granja

avícola del municipio de Chocontá (Cundinamarca, Colombia) y bagazo de caña proveniente del departamento del Valle del Cauca. Estos materiales se tamizaron por malla de 2 mm con el fin de evitar problemas de compactación durante el compostaje y la biofiltración.

Posteriormente, se realizó una mezcla de pollinaza:bagazo de caña en proporción volumétrica 4:6 y se ajustó la humedad a 40% en base seca. Se dispuso la mezcla humedecida en un compostador con capacidad de 100 L, de la marca Earth Green (Earth Green. 2023). Este compostador es un reactor de polietileno de alta densidad con orificios que permiten un flujo de aire y cuenta con un tubo de ventilación central conectado a un cono Venturi en el fondo que favorece la circulación del oxígeno (**Figura 3-2**). En los estudios previos de compostaje de estiércol (Vela-Aparicio et al. 2020; Bernal et al. 2009), se reportó una alta emisión de amoniaco NH_3, lo que incrementa la pérdida de nitrógeno y puede generar interferencias en la remoción a través de la tecnología de biofiltración. Por tanto, este estudio disminuyó la proporción de estiércol de 50% a 40% en el compostaje. Adicionalmente, la mezcla se volteó semanalmente, y la humedad fue monitoreada tres veces por semana en termobalanza (PCE-MB 120C). El compostaje tuvo una duración de 11 semanas. En la semana 6 del compostaje, la humedad se incrementó al 45% para acelerar el proceso de estabilización mediante la actividad microbiológica.

Figura 3-2 Esquema del compostador EARTH GREEN.

3.2.2 Caracterización fisicoquímica

Para llevar a cabo el seguimiento del compostaje se determinó el pH, conductividad, materia orgánica, coeficiente de biodegradabilidad, nitrógeno total, temperatura, amonio y nitrato. Así mismo, para caracterizar el compost como lecho de biofiltración, además de las pruebas mencionadas, se determinó la distribución de tamaño de partícula, porosidad, capacidad buffer, capacidad de retención de agua y conteo de abundancia de bacterias.

Las siguientes características se determinaron de acuerdo con la norma NTC 5167 (ICONTEC 2011). La densidad aparente del compost se determinó como la relación de masa de compost en 500 mL. El nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl. El pH y la conductividad se midieron del extracto acuoso con agua desionizada 1:10 con un pH-metro marca Hanna *Instruments HI 11310* y conductímetro marca *Hanna Instruments HI 99300*, respectivamente. Por otro lado, la distribución de tamaño de partícula se determinó por el método EN 13040 (European Committee for Standardization [CEN], 2007). Para ello, se realizó un tamizaje con mallas de 4,76 mm (N°4), de 2,38 mm (N°8), de 1,19 mm (N°6) y de 0,59 mm (N°30). El porcentaje de materia orgánica (%OM) se determinó secando el compost a 105 ± 5 °C en un horno y luego se calcinó a 550 ± 10 °C en una mufla (APHA, 2005).

La degradación de la materia orgánica se calculó mediante el coeficiente de biodegradabilidad (*Km*), mostrado en la **Ecuación 3.1** (Haug, 1993).

$$Km = \frac{(\%MO_i - \%MO_2) * 100}{\%MO_i * (100 - \%MO_2)} \quad (3.1)$$

donde, $\%MO_1$: contenido inicial de materia orgánica; y $\%MO_2$: contenido final de materia orgánica.

Adicionalmente, el porcentaje de carbono orgánico se define como el 58% de la materia orgánica (Haug, 1993), según la **Ecuación 3.2**.

$$\%C = 0{,}58 \cdot \%OM \quad (3.2)$$

Por lo tanto, al partir del porcentaje carbono y el porcentaje de nitrógeno total (determinado por método Kjeldahl), es posible determinar la relación carbono-nitrógeno (C/N) con la **Ecuación 3.3** (Haug, 1993).

$$C/N = \frac{\%\mathrm{C}}{\%\mathrm{N}} \tag{3.3}$$

donde, *%C*: porcentaje de carbono orgánico; y *%N*: porcentaje de nitrógeno total.

Por otro lado, la concentración de nitrato se midió por cromatografía aniónica en un equipo Waters IC (columna Pack A HC- 4,6 x 150 mm, 10 µm) realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional por el método 4110 B de cromatografía iónica con supresión química de la conductividad del eluyente (APHA, 2017). Adicionalmente, se cuantificó amonio, a partir de una extracción acuosa del compost siguiendo el método espectrofotométrico de Berthelot (Mulvaney, 1996). Para ello, el amonio reaccionó con salicilato e hipoclorito a pH 13, catalizado por Nitroprusiato de Sodio y en presencia de EDTA como agente quelante, el cual es utilizado para prevenir la precipitación de cationes divalente y trivalentes en forma de hidróxidos en las muestras. Producto de esta reacción se obtiene el indofenol de color verde esmeralda, el cual se cuantificó con una curva de calibración de absorbancia a 690 nm en función de concentración de amonio en el rango de 0 a 1,8 mg/L.

Respecto a otras características finales del compost, la capacidad de retención de agua o la cantidad de agua que puede absorber un material, se calculó determinando la diferencia de pesos del compost húmedo después de 100 minutos (Dorado et al., 2010). Por otra parte, la capacidad buffer o cantidad de ácido necesaria para disminuir el pH en una unidad, se determinó como el inverso de la pendiente de la curva de pH en función del volumen de H_2SO_4 adicionado al compost. El pH se midió en el extracto ácido-acuoso de compost después de 72 h de estabilización (Costello & Sullivan, 2014). Adicionalmente, la porosidad se calculó según “Métodos analíticos de laboratorio de Suelos” del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2006) al determinar la densidad aparente (Da) y densidad real (Dr), con la **Ecuación 3.4.**

$$\rho = 1 - \frac{Da}{Dr} \tag{3.4}$$

3.2.3 Caracterización microbiológica

Finalmente, se evaluó la abundancia de bacterias mediante el conteo de unidades formadoras de colonia por gramos de compost (UFC/g) en placa de agar. En primer lugar, se realizó una extracción en soluciones salina NaCl (0,85%) y luego se sembraron diluciones seriadas. Para las bacterias heterótrofas, se usó el medio TSA (Trypticase Soy Agar, Difco) y se incubó por 48 h a 30 °C (Topp et al., 1998). Por otra parte, en el caso de las bacterias oxidadoras de azufre (SOB) se sembró en el medio específico reportado por (Cha et al., 1999) y se incubó por 10 días a 30 °C. Finalmente, para las bacterias oxidadoras de amonio (AOB) y bacterias oxidadoras de nitrito (NOB) se sembraron en los medios reportado por Kim & Ivanov (2000) los cuales tenían una solución de oligoelementos de $CuSO_4.5H_2O$ 1,57 g/L, $(NH_4)_8Mo_7O_{24}.4H_2O$ 1,1 g/L, $CoCl_2.6H_2O$ 1,6 g/L, EDTA 5 g/L, $MnCl_2$ 5 g/L, $FeCl_3$ 5 g/L y también se incubaron por 10 días a 30 °C. La composición de los medios específicos se muestra en la **Tabla 3-1** Composición de los medios de cultivos usados para el recuento en placa de SOB, AOB y NOB.**Tabla 3-1**.

Tabla 3-1 Composición de los medios de cultivos usados para el recuento en placa de SOB, AOB y NOB.

Componente	Medio SOB	Medio AOB	Medio NOB
$Na_2S_2O_3$	10 g/L	NA	NA
$(NH_4)_2SO_4$	0,1 g/L	0,5 g/L	NA
$NaNO_2$	NA	NA	0,24 g/L
$MgSO_4.7H_2O$	0,1 g/L	0,04 g/L	0,2 g/L
KH_2PO_4	1,8 g/L	0,2 g/L	0,5 g/L
K_2HPO_4	1,48 g/L	NA	0,5 g/L
$CaCl_2.2H_2O$	0,03 g/L	0,04 g/L	0,01 g/L
NaCl	NA	NA	0,2 g/L
$NaHCO_3$	NA	NA	1,26 g/L
$MnSO_4$	0,02 g/L	NA	NA
$FeSO_4$	0,02 g/L	NA	NA
Solución de oligoelementos	NA	0,1 mL/L	0,2 mL/L

NA, no aplica.

3.3 Resultados y Discusión

3.3.1 Parámetros de seguimiento de compostaje

- **Temperatura**

La temperatura del compostaje no se incrementó a más de 24 °C, a pesar de que en este proceso es común que supere los 40 °C debido a la acción de microorganismos que descomponen y eliminan patógenos (Yan et al., 2015; Azim et al., 2018). Este resultado indica que una baja actividad biológica, se debe a que la mezcla de compost tiene un alto porcentaje de bagazo de caña (60% en volumen), cuya composición es 32-34 % de celulosa, 19-24% de hemicelulosa, 25-32% lignina, 6-12% extractivos y 2-6% cenizas (Haghdan et al., 2016). Particularmente la lignina es muy difícil de degradar ya que es un polímero aromático ramificado con estructura tridimensional en forma de carbohidrato e insoluble en agua. Así mismo, cubre la celulosa de las paredes celulares de las plantas. Por estas características, genera una restricción física para la hidrólisis enzimática y por tanto la actividad biológica (Greff et al., 2022; Yañez et al., 2010; Haghdan et al., 2016).

Sin embargo, cabe resaltar que como la temperatura del compostaje no superó la temperatura ambiente, es posible que no se hayan destruido los patógenos que contiene la mezcla proveniente de la pollinaza (Shilev et al., 2007). Sin embargo, no es de interés destruir estos microorganismos ya que el uso del compost no será agrícola sino para biofiltración. Así mismo, el uso de un alto porcentaje de bagazo de caña (60%) como agente estructurante, incrementa la porosidad del compost para mayor circulación de aire, y evita anaerobiosis que produce gases de efecto invernadero como el metano y evita anaerobiosis que produce gases de efecto invernadero como el metano, así como taponamientos durante la operación del sistema (Sharma & Yadav, 2017).

- **Porcentaje de materia orgánica**

Pese a que no aumentó la temperatura, el porcentaje de materia orgánica (MO) en el compost decreció en el tiempo (**Figura 3-3**). En este caso, después de incrementarse la humedad del compost del 40% ± 2 % a 45% ± 2% se observó una disminución significativa del MO del 82,1% al 77,6% con tendencia decreciente. Es decir, un porcentaje mayor de humedad incrementó la actividad biológica de los microorganismos que llevan a cabo la

descomposición de la materia orgánica. En este proceso, se metabolizan moléculas simples como glucosa y moléculas complejas como el material lignocelulósico del bagazo de caña, produciendo CO_2 como subproducto. Así mismo, en este proceso se usan enzimas especializadas como por ejemplo la celulasa para el catabolismo de la celulosa (Zhang et al., 2022).

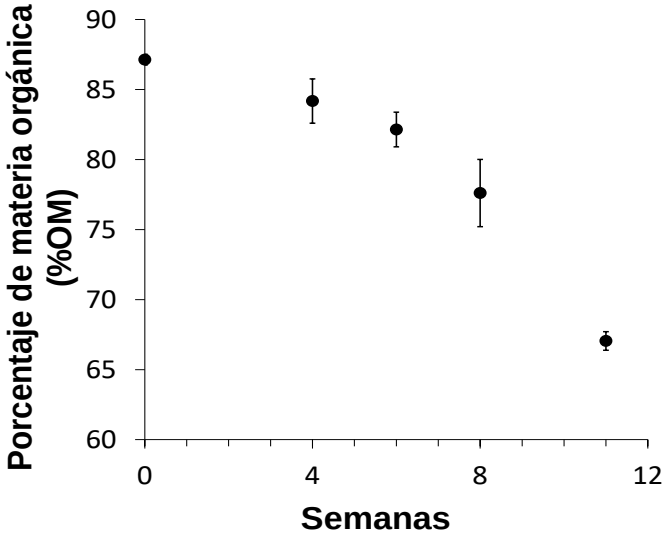

Figura 3-3 Porcentaje de materia orgánica (%OM) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje.

- **Coeficiente de biodegradabilidad**

Según la **Figura 3-4**, el coeficiente de biodegradabilidad (Km) crece en el tiempo, debido a la descomposición o disminución del porcentaje de la materia orgánica indicando la degradabilidad alcanzada durante el proceso de compostaje y la estabilidad del material en presencia de la población microbiana (Haug, 1993). En consecuencia, valores cercanos a 1,00 demuestran mayor grado de degradación de MO y por tanto estabilidad. En este caso, para la semana 11, el coeficiente de biodegradabilidad alcanzó el valor de 0,70, el cual es menor al reportado por (Vela-Aparicio et al., 2020) de 0,9, también para una mezcla de pollinaza y bagazo de caña. Esto se debe a que, en el presente estudio, se usó un porcentaje de bagazo de 60%, es decir, un 10% mayor respecto a Vela-Aparicio cuyo porcentaje fue 50% bagazo de caña – 50% pollinaza. Por lo tanto, el compost posee mayor carbono recalcitrante proveniente de la lignina, que constituye el 25-32% del bagazo, la cual disminuye su descomposición (Cabeza et al., 2013).

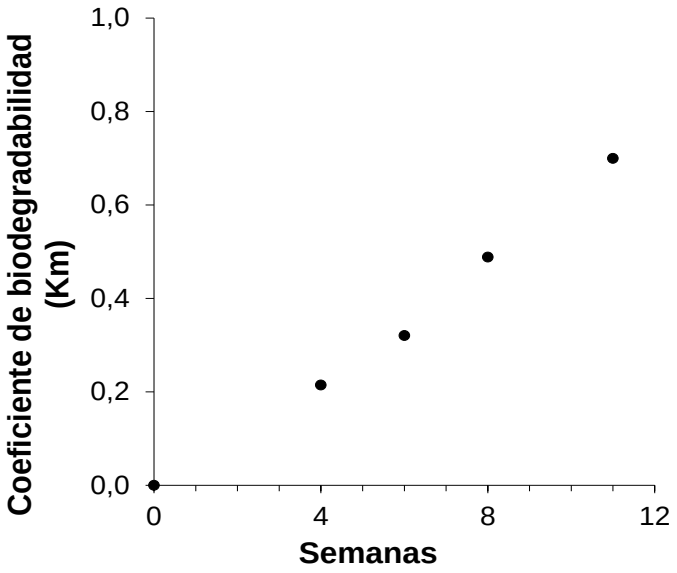

Figura 3-4 Coeficiente de biodegradabilidad (Km) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje

- **pH**

Como se muestra en la **Figura 3-5**, el pH al inicio del compostaje es ligeramente básico (8,48) debido a la formación de amonio (NH_4^+) como producto de la hidrólisis de proteínas. Posteriormente, entre la semana 4 y 6, el pH decrece debido a que, en este tiempo de compostaje, la degradación de la materia orgánica se acelera formando sales inorgánicas, ácidos grasos y iones nitrato a partir del nitrógeno orgánico o ion amonio (NH_4^+) (Zhang et al. 2022; Azim et al., 2018).

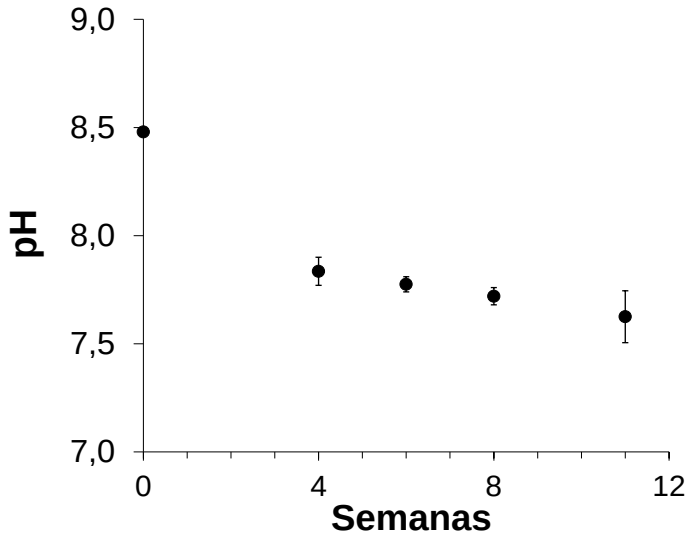

Figura 3-5 pH del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje.

Por ejemplo, en el proceso de nitrificación que ocurre en el compost, como primera etapa, el amonio se oxida a iones nitrito (NO_2^-). (**Ecuación 3.5**), teniendo como intermediarios la hidroxilamina, óxido nítrico y finalmente nitrito (NO_2^-). Posteriormente, el nitrito se oxida a ion nitrato (NO_3^-) (**Ecuación 3.6**) (Kuypers et al., 2018). Como se evidencia en estas reacciones, en ambas etapas se produce iones hidronios (H^+) lo cual explica la disminución del pH hasta alcanzar valores casi neutros (7,63).

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O \quad (3.5)$$

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3{}^+ \quad (3.6)$$

El consumo de amonio se evidenció con la disminución de la concentración inicial a la concentración final (**Figura 3-6a**) de 13,9 a 4,1 mmol/Kg, mientras que la concentración de iones nitrato aumentó de 80,6 mmol/Kg a 241,1 mmol/Kg (**Figura 3-6b**), lo que inferir que el compostaje logró estabilizar los compuestos presentes en el residuo original. Este incremento ya se ha reportado previamente para compost de pollinaza por parte de Bueno et al. (2008), Wongkiew et al. (2021) y, en el caso de Vela-Aparicio et al. (2020), también para mezcla pollinaza y bagazo de caña, pero en proporción 50:50.

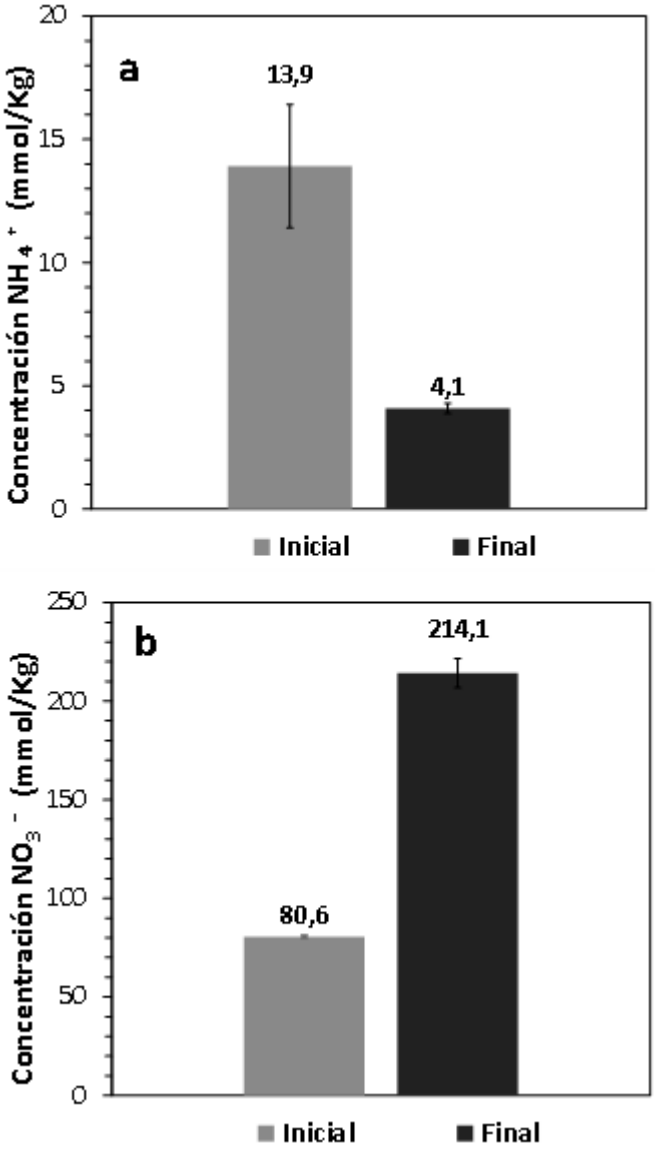

Figura 3-6 Concentración (mmol/Kg) de **a)** amonio (NH_4^+) **b)** nitrato (NO_3^-) al inicio y final del compostaje de pollinaza y bagazo de caña.

- **Conductividad**

La conductividad del compost se incrementó de 1082 µs/cm a 1758 µs/cm (**Figura 3-7**) en las 11 semanas de compostaje, y a medida que aumentó la degradación y disminuyó la materia orgánica. Esto es debido a la formación de sales de nitrato producto de la

degradación del nitrógeno y se evidencia con el aumento de la concentración de nitrato de 80,6 mmol/Kg a 241,1 mmol/Kg (**Figura 3-6b**). Así mismo, se ha reportado durante el proceso de maduración del compost, el aumento de concentración de macronutrientes en forma de iones como fósforo en forma de fosfato (PO_4^{3-}), potasio (K^+), sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}) y calcio (Ca^{2+}), y micronutrientes como hierro (Fe^{2+}), zinc (Zn^{2+}) y cobre (Cu^{2+}), lo cual aumenta la conductividad (Sharma et al., 2017).

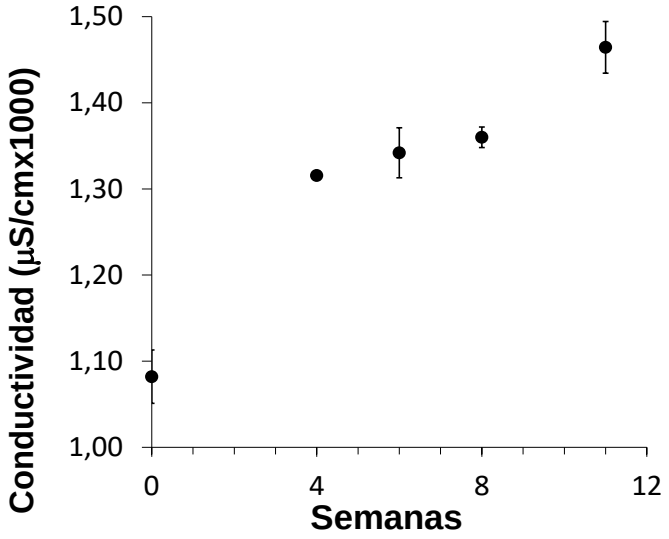

Figura 3-7 Conductividad del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje.

- **Relación C/N carbono-nitrógeno**

Después de 11 semanas de compostaje, la relación C/N disminuyó de 24 a 16 (**Figura 3-8**), debido a la pérdida de carbono orgánico en forma de CO_2 durante la degradación de la materia orgánica. En consecuencia, el volumen del compost disminuye y, por tanto, el nitrógeno orgánico inicial se concentra. A su vez, la concentración final de nitrógeno orgánico se incrementa gracias al aumento de la actividad de las bacterias fijadoras de nitrógeno durante el compostaje (Wong et al., 2001; Zhang et al. 2022). Finalmente, se puede deducir que el compost se encuentra en etapa de estabilización, si se considera, según estudios previos, que una relación C/N entre 10 a 15 es de un compost estable (Azim et al., 2018).

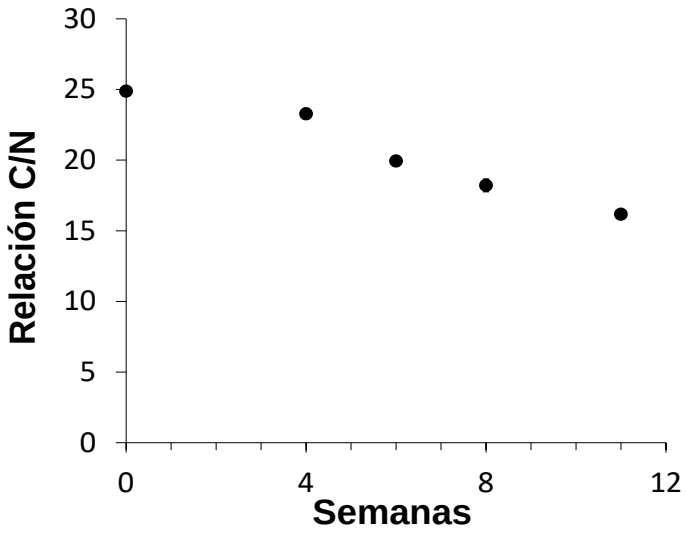

Figura 3-8 Relación carbono-nitrógeno (C/N) del compost de pollinaza y bagazo de caña en función de semanas de compostaje.

3.3.2 Características del compost como lecho de biofiltración

El lecho de biofiltración debe poseer características específicas que permitan el buen funcionamiento del proceso de biofiltración. A continuación, se presentan las características evaluadas (**Tabla 3-2**).

Tabla 3-2 Características fisicoquímicas y microbiológicas del compost de bagazo de caña y pollinaza 60 :40 v/v

Característica	Valor
Densidad (g/L)	538 ± 4
pH	8,05 ± 0,01
Conductividad (μS/cm)	1758 ± 70
Distribución de tamaño de partícula (%)	
> 4,76 mm	14
4,76 mm-2,38 mm	46
2,38 mm-1,19 mm	31
1,19mm - 0,59 mm	5
< 0,59 mm	4

Tabla 3-2 Continuación

Característica	Valor
Capacidad de retención de agua (gH_2O/ g compost)	1,53 ± 0,08
Capacidad buffer (mol H^+/Kg compost)	0,51 ± 0,04
% Materia orgánica (%OM)	76,91 ± 0,76
Porosidad	40% ± 1%
UFC* AOB /g	$1,50 \times 10^9 \pm 8,46 \times 10^8$
UFC NOB /g	$1,66 \times 10^9 \pm 9,13 \times 10^8$
UFC SOB /g	$1,46 \times 10^7 \pm 6,57 \times 10^6$
UFC heterótrofas /g	$1,47 \times 10^9 \pm 8,18 \times 10^8$

*UFC, Unidades Formadoras de Colonia.

- **Densidad**

Aunque no existe un rango de valor de densidad óptima de compost para usarse en biofiltración y esta puede variar según la matriz, una baja densidad asegura una mejor resistencia mecánica, lo cual evita la compactación del lecho (Gaudin et al., 2008) y por consiguiente la caída de presión. En este trabajo, la densidad aparente de 538 g/L fue mayor comparada con el valor reportado para otros compost. Por ejemplo, para un compost de corteza de madera blanda, residuos de jardín mezclado y fertilizantes orgánicos, la densidad fue 170 g/L y se usó en la biofiltración de H_2S, el cual obtuvo una eficiencia de remoción del 99% (Das et al. 2019). Para compost maduro comercial mezclado con perlitas y astillas de madera (proporción 2:7:1), la densidad fue de 280 g/L y se usó como lecho de biofiltración de furfural, el cual obtuvo una eficiencia de remoción del 72% ± 12% (Parseh et al. 2021). También, para la mezcla de compost con perlita, la densidad fue de 222 g/L, y se usó en la biofiltración de H_2S, butanona, y tolueno con una eficiencia de remoción del 100% (Lebrero et al., 2010). Sin embargo, la densidad aparente fue menor a la reportada por Vela-Aparicio et al. (2020), de 753 g/L también para el compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 1:1) que se usó para la biofiltración de H_2S y NH_3, lo que se atribuye al aumento de la proporción del bagazo de caña como agente estructurante al 60% respecto al 50% de Vela-Aparicio et al. (2020). Por consiguiente, el valor obtenido de densidad aparente es aceptable para usar como lecho de biofiltro,

considerando que Vela-Aparicio et al. (2020) obtuvieron eficiencias de remoción mayores al 99% para H_2S y 95% para NH_3.

- **pH**

En este trabajo, el pH de 8,05 es comparable con el de compost de mantillo de 8,62, que se usó como lecho de biofiltro cuya eficiencia de remoción fue superior al 90% para reducción de unidades de olor (Anet et al., 2013). Así mismo, es comparable con el pH de compost maduro comercial con mezcla de perlitas y astillas de madera (proporción 2:7:1) de 7,6, reportado por Parseh et al. (2021), usado en el biofiltro para tratar furfural, cuyas eficiencias de remoción fueron entre 57% y 81%. También, se compara al pH de compost de lodos residuales y astillas de madera (proporción 1:1) de 7,15, que se usó para biofiltración de ácido butírico obteniendo porcentajes de remoción de hasta el 100% (Márquez et al., 2021). Por consiguiente, el pH del compost obtenido de 8,05 es óptimo para la biofiltración, considerando que este debe ser entre 6 y 8, con el fin de asegurar una buena actividad biológica (Barbusinski et al., 2017) y es cercano a otros compost usados previamente en biofiltración.

- **Conductividad**

La conductividad del compost de pollinaza y bagazo de caña de 1758 μs/cm es mayor a la reportada para compost de lodos residuales y astillas de madera (proporción 1:1) de 1109 μs/cm, que se usó para la biofiltración de ácido butírico el cual obtuvo porcentajes de remoción de hasta el 100% (Márquez et al., 2021). También para compost de corteza de madera blanda, residuos de jardín mezclado y fertilizantes orgánicos que se usó para la biofiltración de H_2S, obteniendo una eficiencia de remoción del 99% (Das et al. 2019). Por tanto, de este resultado se infiere que el compost obtenido posee una fuente de nutrientes importante proveniente de iones fosfato (PO_4^{3-}), potasio (K^+), sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}), calcio (Ca^{2+}), hierro (Fe^{2+}), zinc (Zn^{2+}) y cobre (Cu^{2+}) que permite mantener la actividad microbiológica durante el proceso de biofiltración.

- **Porcentaje de materia orgánica**

El porcentaje de materia orgánica del compost pollinaza y bagazo de caña 40:60 de 76% es ligeramente menor al compost de lodos residuales y astillas de madera (proporción 1:1)

de 85,33 %, que se usó para la biofiltración de ácido butírico, cuya eficiencia de remoción fue del 100% (Márquez et al., 2021). Asimismo, fue menor en comparación al compost de corteza de madera blanda, residuos de jardín mezclado y fertilizantes orgánicos de 87,7% que se usó para la biofiltración de H_2S, cuya eficiencia de remoción fue del 99% (Das et al. 2019). Sin embargo, este porcentaje es mayor al reportado por Yang et al., (2011) de 28,5%, para compost de estiércol de caballo. Por lo tanto, el porcentaje de materia orgánica de este trabajo indica que es una fuente de nutrientes para permitir el mantenimiento del biofilm y de la actividad microbiológica (Ren et al., 2019) y es comparable con los resultados citados.

- **Distribución de tamaño de partícula**

De acuerdo con Delhoménie & Heitz (2005), el tamaño de partícula del lecho de biofiltración debe ser mayor a 4 mm, pues evita alta área específica y crecimiento microbiano que genere resistencia al flujo de los gases y por tanto caídas de presión. Sin embargo, en este estudio el 14% de las partículas es mayor a 4,76 mm mientras que para el caso del compost obtenido por Vela-Aparicio et al. (2020) (también de bagazo de caña y pollinaza) el porcentaje es mayor del 46 %. Pese a ello, en ambos casos el porcentaje de tamaño de partícula mayor a 2,38 mm fue del 60%, lo cual también es favorable para la biofiltración pues Vela-Aparicio et al. (2020) reportó porcentajes de remoción del 99% para H_2S y del 95% para NH_3. Así mismo, Das et al. (2019) obtuvieron rendimientos mayores al 99% para H_2S usando un lecho de compost de corteza de madera blanda, residuos de jardín mezclado y fertilizantes orgánicos, con tamaño de partícula entre 2,8 y 5,6 mm. Adicionalmente, López et al. (2011), estudiaron compost de desechos de cocina y poda (proporción 1,42:1), con tamaño de partícula entre 2 y 7 mm para la remoción de COVs, obteniendo eficiencias de remoción entre 45% y 90%. Lo anterior indica que un tamaño de partícula entre 2 a 4 mm, también es favorable para que exista suficiente área superficial en el lecho donde se adsorban y degraden los contaminantes. A su vez, según otros autores (Barbusinski et al., 2017; Dorado et al., 2010), la caída de presión se genera con los tamaños de partícula menores a 1 mm. Por ende, usando el compost obtenido como lecho de biofiltración, se puede evitar las caídas de presión dado que el 91% de las partículas son mayores a 1,19 mm.

- **Capacidad de retención de agua**

La capacidad de retención de agua (WHC) de este estudio, con un valor de 1,53 (g agua/g material), fue 23% mayor al obtenido por el de Vela-Aparicio et al. 2020 de 1,2, también para mezcla de bagazo y pollinaza (proporción 1:1). Esto se debe a que en este estudio el porcentaje de bagazo es mayor (60%) comparado con Vela-Aparicio et al. 2020 (50%) y se ha reportado que el bagazo de caña aumenta la capacidad de retención de agua (WHC) de suelos (Chacha et al., 2019). Adicionalmente, es 37% mayor al reportado por Parseh et al. (2021) de 0,95 para compost maduro comercial que en mezcla con perlitas y astillas de madera (proporción 2:7:1) se usó como lecho de biofiltración y obtuvo eficiencias de remoción de furfural entre 57% y 81%. Por otra parte, es 13% menor al reportado por Das et al., (2019) de 1,74 el cual obtuvo eficiencia de remoción de más de 99% para H_2S. Sin embargo, en el rango de WHC estos resultados son comparables y las diferencias dependen a su vez del material del cual está hecho el compost. En consecuencia, la WHC obtenido en este trabajo es adecuada y está dentro del rango obtenido por otros autores, cuyos procesos de biofiltración tuvieron alta eficiencia de remoción. Por consiguiente, un valor óptimo de capacidad de retención de agua indica que el biofilm es más uniforme y facilita la toma de nutrientes por parte de los microorganismos, pues la humedad del lecho se mantiene por más tiempo de funcionamiento (Das et al., 2019).

- **Capacidad buffer**

Respecto a la capacidad buffer, el valor obtenido en este estudio (0,51 mol H^+/Kg) es mayor al reportado por Vela-Aparicio et al., (2020), el cuál fue de 0,37 mol H^+/Kg para compost de pollinaza-bagazo de caña (proporción 1:1). También es superior a otros tipos de compost de estiércol reportados por Costello & Sullivan (2014), cuya capacidad se encuentra entre 0,45 a 0,29 mol H^+/Kg. En general, esto se debe a que los compost de estiércol contienen alto porcentaje de Ca^{2+}, Mg^{2+} y K^+ en forma de óxidos, y también alto grado de grupos carboxílicos que sirven de intercambiadores y aceptores de iones hidronio (H^+), respectivamente (Costello & Sullivan, 2014; Bloom, 2000). Considerando lo anterior, este resultado indica que el compost puede evitar la acidificación del lecho durante la oxidación biológica de H_2S, que produce iones hidronio (H^+) (**Ecuación 3.7**) (Leborgne et al. 2019). En consecuencia, durante el funcionamiento del biofiltro, no se evidenciaron cambios abruptos de pH que puedan afectar la actividad microbiana.

$$H_2S + 2O_2 \rightarrow 2H^+ + 2SO_4^{2-} \quad (3.7)$$

- **Porosidad**

La porosidad del compost obtenido en este trabajo fue del 40% ± 1%. Este valor es cercano al reportado por otros autores como Anet et al. (2013) de 45,5% para mantillo de madera compostado, el cual se usó como lecho de biofiltración de1,16 x 10^6 ou_E/m^3 obteniendo una eficiencia de remoción de 82%. Adicionalmente, al 43% reportado por Maestre et al. (2007) para compost de lodos activados, el cual se usó en la biofiltración de tolueno y alcanzando eficiencias de hasta el 90%. Por lo tanto, este resultado indica que el compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 4:6) tiene una buena porosidad que permite el crecimiento de la comunidad microbiana y evita caídas de presión por que no obstruye el flujo de aire en el biofiltro (Anet et al., 2013).

- **Caracterización microbiológica**

Los resultados de la cuantificación de las poblaciones microbianas de las AOB, NOB, SOB y heterótrofas fueron mayores a 10^6 UFC/g, el cual es el valor esperado al inicio de la biofiltración según Delhoménie & Heitz (2005). Así mismo, al comparar con los resultados obtenidos en el grupo de investigación por parte de Vela-Aparicio et al. (2020), se obtuvieron poblaciones de orden cercano y se confirmó la presencia de bacterias heterótrofas.

La presencia de las AOB y NOB ha sido previamente reportada en compost, debido a su acción para oxidar amonio en el proceso de nitrificación (Cáceres et al., 2018; Maeda et al., 2011). Varios autores identificaron las bacterias *Nitrosomonas ssp.* como las AOB más abundantes en compostaje de estiércol de ganado (Yamamoto et al. 2010), compost de lodo municipal (Yan et al., 2015) y compost de recortes de césped y hojas de plantas (Mowa et al., 2018). Adicionalmente, en este compost, Mowa et al., (2018), identificó especies de *Nitrobacter, Nitrospira* y *Nitrococcus* en la comunidad microbiana de NOB.

Por otra parte, en el compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 4:6) del presente trabajo, se determinó una población de AOB de 1,50 x 10^9 (UFC/g). Esta abundancia es comparable con la obtenida por Vela-Aparicio et al. (2020) de 1,37 x 10^9 (UFC/g) también

para compost de pollinaza y bagazo de caña, y es mayor al reportado por Shimaya & Hashimoto (2011) de 4,79 x 10^6 (UFC/g) en compost de estiércol vacuno. Así mismo, la población de las NOB fue de 1,66 x 10^9 (UFC/g), la cual es comparable con el valor obtenido por Vela-Aparicio et al. (2020) de 1,92 x 10^9 (UFC/g) para compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 1:1), cuya eficiencia de remoción de NH_3 fue de hasta 95%. Por ende, la abundancia de las NOB y AOB, indica la capacidad del compost de pollinaza y bagazo de caña, para usarse como lecho de biofiltración en la oxidación de NH_3.

Respecto a las SOB, se determinó una abundancia de 1,50 x 10^9 (UFC/g), la cual es mayor en comparación con las reportadas por otros autores para compost. Por ejemplo, Asano et al. (2007) identificó en compost de estiércol vacuno la especie *Halothiobacillus neapolitanus* con abundancia de 5,75 x 10^7 (UFC/g); Chen et al. (2022) determinó una abundancia de 3,13 x 10^7 (UFC/g) para compost de lodos residuales; García-de-la-Fuente et al. (2011) determinó 3,20 x 10^7 (UFC/g) para compost de "alperujo" o residuo lignocelulósico húmedo obtenido de la extracción de aceite de oliva; y finalmente, Vela-Aparicio et al. (2020) determinó 8,46 x 10^8 (UFC/g) compost de pollinaza y bagazo de caña (proporción 1:1) que se usó en la biofiltración de H_2S con eficiencia de remoción del 99%. En consecuencia, la abundancia de las SOB en este trabajo, indica la capacidad del compost de pollinaza y bagazo de caña, para usarse como lecho de biofiltración en la oxidación de H_2S.

En la determinación de la abundancia de las bacterias heterótrofas, se determinó un valor de 1,47 X 10^9 (UFC/g) que es mayor en comparación con los resultados de García-de-la-Fuente et al. (2011), de 3,20 x 10^7 (UFC/g) para compost de "alperujo", y Márquez et al. (2021), de 8,4 x 10^7 (UFC/g) para compost de lodos residuales y astillas de madera que se usó para biofiltración de ácido butírico obteniendo porcentajes de remoción de hasta el 100%. Así mismo, la abundancia fue ligeramente menor a la reportada por Parseh et al. (2021), de 5,56 x 10^{10} (UFC/g) para compost maduro comercial que, en mezcla con perlitas y astillas de madera (proporción 2:7:1), se usó como lecho de biofiltración y obtuvo eficiencias de remoción de furfural entre 57% y 81%. Por consiguiente, con base en estos resultados, la abundancia de las bacterias heterótrofas de este trabajo se aproxima a las de Márquez et al. (2021) y Parseh et al. (2021) que usaron compost para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles, indicando su viabilidad de compost de pollinaza y bagazo

de caña para llevar a cabo la oxidación del tolueno como COV seleccionado para estudiar la biofiltración, según lo descrito en el **Capítulo 2**.

3.4 Conclusiones

A pesar de no observarse incremento de la temperatura, los parámetros de porcentaje de materia orgánica, pH, conductividad, concentración de amonio y nitrato, coeficiente de biodegradabilidad y relación C/N, permitieron evaluar la evolución del compostaje hasta obtener un material estable. Para este caso en particular, incrementar la humedad a 45% aceleró el proceso de estabilización.

Se demostró que el compost de pollinaza y bagazo de caña en relación de volumen 4:6 y obtenido en este trabajo, es un material con características adecuadas de pH, conductividad, capacidad buffer, capacidad de retención de agua, densidad y distribución de tamaño de partícula, para ser usado como lecho de biofiltración. Adicionalmente, es un material con población microbiana intrínseca abundante en las bacterias que permiten la degradación de los contaminantes que causan los olores ofensivos (H_2S, NH_3 y COVs). Esta característica permite disminuir costos y tiempo de fijación y adaptación de las bacterias al lecho.

Usando desechos agropecuarios de alta producción en Colombia, como la pollinaza y el bagazo de caña, fue posible obtener un compost adecuado para realizar la biofiltración de gases contaminantes, el cual le da valor agregado a estos materiales. Además, constituye una alternativa para su reciclaje en mayor escala, considerando la ampliación del uso de la tecnología de biofiltración para tratamiento de olores ofensivos no solo en plantas de tratamiento de aguas residuales sino en otras actividades como curtido de cueros, fabricación de productos de refinación de petróleo, el tostado de café, producción de aceite, procesamiento de carne y pescado, y fabricación de papel y cartón.

4. Evaluación de la biofiltración simultánea de COVs y CIVs en condiciones próximas a una PTAR

En este capítulo se evaluó la biofiltración simultánea de compuestos inorgánicos volátiles (CIVs), NH_3 y H_2S, y de compuestos orgánicos volátiles (COVs), tolueno, simulando las concentraciones de la PTAR – El Salitre y usando como lecho un compost de pollinaza y bagazo de caña. Para ello se creó un prototipo de biofiltración con flujo de aire de 0,089 m^3/h, EBRT (xxx, del inglés *Empty Bed Residence Time*) de 60 s y volumen de 0,007 m^3 (6,6 L). Se obtuvo una eficiencia de remoción del H_2S de 96,9 ± 1,2%, para una tasa de carga de 4,7 g/m^3h, del NH_3 68 ± 2%, para una tasa de carga de 1,2 g/m^3h, y del tolueno de 71,5 ± 4,0%, para una tasa de carga de 1,32 g/m^3h. Así mismo, se evaluaron los mecanismos de remoción de los compuestos a través del análisis de los iones amonio, sulfato, nitrato y nitrito, y de tolueno en el lecho. La eficiencia de remoción de los tres compuestos disminuye al incrementar la concentración de tolueno más de 40 mg/m^3. Sin embargo, se observó la recuperación del sistema. Estos resultados demuestran el potencial uso de los biofiltros evaluados en el tratamiento de olores en una PTAR.

Por otro lado, los resultados de este capítulo se expusieron en el III Simposio de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y área afines, realizado por la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá y Medellín (**Anexo C**).

4.1 Introducción

A pesar de que la biofiltración es la tecnología más usada para el tratamiento de olores ofensivos en las PTAR, la mayoría de los estudios que usan lecho de compost, se centra en el tratamiento de H_2S debido a que es el contaminante en mayor concentración (Jiang et al. 2017). En consecuencia, no existe una amplia evaluación de la biofiltración simultánea del

H_2S con otros compuestos que se emiten en las PTAR, como NH_3 y COVs, ni de los efectos que estos puedan tener sobre la remoción de H_2S o efectos interactivos entre contaminantes. Existen más reportes de evaluación de H_2S y NH_3. Por ejemplo, Hou et al. (2016), usó un lecho de compost, paja y astillas de madera (proporción 70:15:15) y evaluó la biofiltración de H_2S en los rangos de concentración 50 - 100 mg/m^3 y de NH_3 de 0 - 50 mg/m^3, obteniendo eficiencias de remoción (ER) mayores al 82% y 87%, respectivamente. Alinezhad et al. (2019) instalaron un biofiltro de lecho de trozos de PVC con compost inoculado con lodo activado en la PTAR de Yazd, Irán, para tratar H_2S y NH_3, obteniendo ER de 99% en la concentración de 24,02 ppm (24,98 mg/m^3) de H_2S y ER de 97% en la concentración de 2,71 ppm (1,40 mg/m^3) de NH_3. Finalmente, Vela-Aparicio et al. (2020), simulando las concentraciones de la PTAR El Salitre, usó un lecho de pollinaza y bagazo de caña (proporción 5:5), obteniendo una ER de 100% para H_2S hasta la concentración de 120 ppm (124 mg/m^3) y de NH_3 en el rango de concentración entre 1-2 ppm (0,5- 1,0 mg/m^3).

Sin embargo, considerando que el tolueno es el COVs más abundante que se emite en varias PTARs municipales, como se expuso en el **Capítulo 2**, sólo se encontró el reporte de Galera et al. (2008) usando lecho de compost, donde se evalúa la biofiltración de H_2S, NH_3 y tolueno en simultáneo. Para ello, se usó un lecho de lana de roca y compost (proporción 7:3 en peso) y, como resultado, se obtuvo una ER del 100% para concentraciones entre 50 a 55 ppm de cada compuesto. No obstante, estos autores reportaron que a 220 ppm de H_2S, la remoción de tolueno disminuyó. Por lo tanto, lo anterior demuestra la necesidad de evaluar interferencias entre contaminantes y el comportamiento de los productos de degradación y comunidad microbiana en los estudios a escala laboratorio o piloto. Esto podría explicar los mecanismos de remoción en la biofiltración de tres compuestos de diferente naturaleza, indispensable para un escalamiento industrial.

Por otra parte, la humedad es uno de los parámetros más críticos para el funcionamiento del biofiltro. Un lecho puede secarse debido a la actividad microbiana exotérmica y al paso de aire de entrada poco húmedo. Por tal razón, una disminución drástica de la humedad es la principal causa de la disminución del desempeño del biofiltro (Ren et al., 2019) y por tanto, la humedad del lecho debe ser entre el 40%-60% (Delhoménie & Heitz, 2005). No

obstante, es importante conocer el valor más adecuado dependiendo de los gases a tratar y el material de empaque a usar (Rene et al., 2013).

Considerando lo anterior, en la evaluación de un sistema de biofiltración en las concentraciones emitidas en la PTAR El Salitre, Vela-Aparicio et al. (2020), evaluaron dos gases H_2S y NH_3 en simultáneo con un lecho de pollinaza y bagazo de caña (5:5). Sin embargo, en este estudio se mostró que la emisión de COVs, siendo el tolueno el compuesto más abundante, es incluso mayor a la emisión de NH_3. Por lo tanto, este trabajo plantea la biofiltración de H_2S, NH_3 y tolueno en las concentraciones de la PTAR El Salitre, usando una variación en el lecho, al incrementar el porcentaje de bagazo de caña del 50% al 60%. Así mismo, se evaluaron 2 valores de humedad y la aplicación de condiciones transitorias en la concentración de gases que simulan la operación de una PTAR. Finalmente, se realizó el monitoreo de los productos de degradación y población microbiana, con el fin de entender el funcionamiento del biofiltro.

4.2 Metodología

La metodología de este capítulo se resume en cuatro pasos (**Figura 4-1**). En primer lugar, se lleva a cabo la implementación del sistema de generación de gases a nivel laboratorio, el cual permite simular las concentraciones de H_2S, NH_3 y tolueno planteadas en el **Capítulo 2** de acuerdo con el monitoreo realizado en la PTAR El Salitre. Posteriormente, se construyó el biofiltro con tubos de PVC y se empacaron con el compost (ver **Capítulo 3**) que constituye el lecho. Finalmente, se evaluó la remoción de H_2S, NH_3 y tolueno en simultáneo. El sistema de biofiltración se estableció y operó en el laboratorio de Energías Alternativas de la Universidad Santo Tomás, Bogotá.

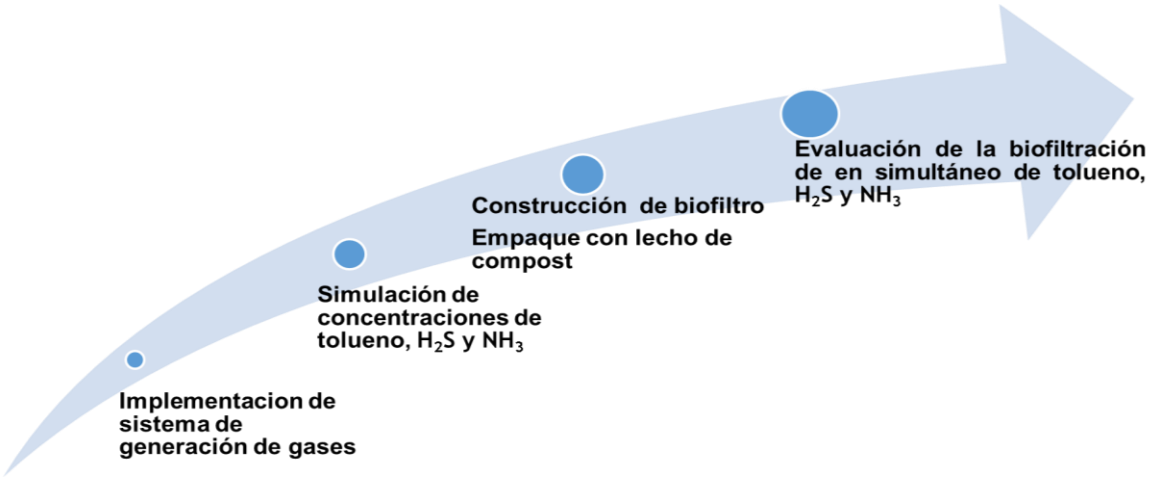

Figura 4-1 Metodología general para la evaluación del sistema de biofiltración.

4.2.1 Implementación de sistema de generación de gases y prototipo de biofiltro

El sistema de generación de gases (**Figura 4-2**) consistió en recipientes donde se introducen los contaminantes NH_3 o tolueno y para el caso del H_2S en un recipiente donde se genera el contaminante. Estos recipientes se conectan individualmente a bombas de vacío inversas (marca Rocker 300) que introducen aire para volatilizar los compuestos. El H_2S se produjo previamente por la reacción entre HCl (1M) y Na_2S (0,002 – 0,025 M) (**Ecuación 4.1**), al adicionar el Na_2S por medio de una bomba peristáltica (MasterFlex model 7519-15) en un recipiente con HCl en exceso (Rueda Saa., 2001). El NH_3 se volatilizó a partir del paso de aire sobre una solución acuosa de NH_4OH de concentración de 0,6% v/v. Así mismo, el tolueno se volatilizó por el paso de aire sobre una solución de tolueno en aceite mineral en vez de agua. Otro recipiente con agua conectado a un paso de aire funcionó como humidificador. Las corrientes gaseosas de los contaminantes y el humidificador se condujeron a la cámara de mezcla y luego a los biofiltros. El flujo de entrada a los biofiltros se ajustó a 6,5 L/min y fue verificado con flujómetros (rango: 0-12 L/ min, precisión de ± 4%, Flowtron).

$$Na_2S + 2HCl \rightarrow H_2S + NaCl \qquad (4.1)$$

Para el prototipo, se construyeron dos réplicas de biofiltros con tubos de PVC de 10,16 cm de diámetro, los cuales se dividieron en tres secciones según la altura: sección baja (27

cm), sección media (54 cm) y sección superior (81 cm), como se muestra en la **Figura 4-2**. Así mismo, se instalaron puntos de muestreo a la entrada y salida de cada biofiltro y entre cada una de las secciones. Posteriormente, se empacó cada sección con 2,2 L del compost de bagazo de caña y pollinaza (proporción 6:4 v/v, ver **Capítulo 3**) obteniendo para las tres secciones un volumen total de 0,007 m^3 (6,6 L). Con este volumen y flujo de la corriente de aire de 6,6 L/min (0,39 m^3/h) se ajustó el EBRT a 60 s. En el **Anexo D** se muestra el montaje de los biofiltros y del sistema de generación de gases.

Finalmente se simularon las concentraciones aproximadas de la **Tabla 2-4** de H_2S, NH_3 y de COVs como tolueno (ver **Capítulo 2)**.

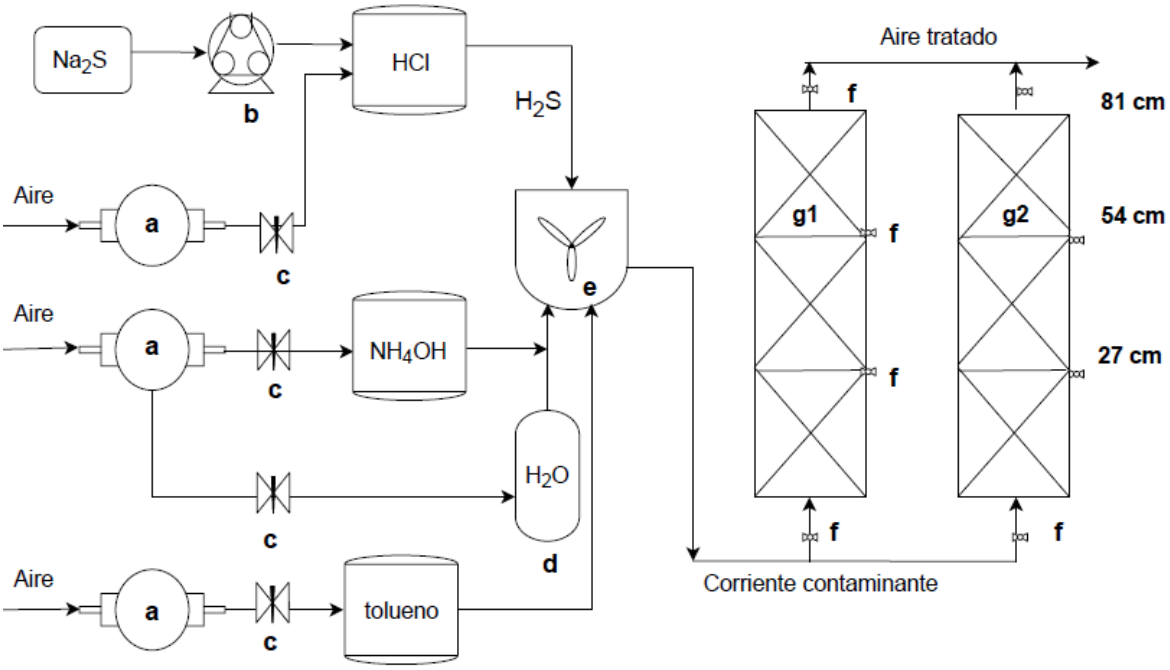

Figura 4-2 Esquema del sistema de biofiltración. a. Bomba de vacío; b. Bomba peristáltica; c. Válvula; d. Humidificador; e. Recipiente de mezcla de gases; f. Punto de muestreo de gases; g1. biofiltro réplica 1; g2. biofiltro réplica 2.

4.2.2 Evaluación de la biofiltración simultánea de H_2S, NH_3 y tolueno

Los biofiltros se expusieron a las concentraciones de experimentales H_2S, NH_3 y tolueno en simultáneo (**Tabla 4-1**), que se simularon de acuerdo con el monitoreo de gases realizado en la zona de pre-tratamiento de la PTAR- El Salitre de Bogotá (**Tabla 2-4** ver **Capítulo 2**). La evaluación de la biofiltración se dividió en siete etapas (**I** a **VII**) que variaron

de acuerdo con el aumento de la concentración de H_2S y tolueno, mientras el NH_3 se mantuvo constante desde la etapa **II**. Finalmente, se realizó parada del biofiltro por 7 días y se evaluó una etapa de recuperación del sistema (**VII**) en la cual disminuyó la concentración de H_2S y tolueno.

Durante la etapa **I**, **II** y **III**, la humedad inicial (base seca) del lecho se ajustó a 45±3%, mientras en las etapas **IV**, **V**, **VI** y **VII**, la humedad se ajustó a 50±3% puesto que se evidenciaron zonas secas y compactas en el lecho. Para medir esta propiedad, se pesaron mínimo 2 g de muestra en una termobalanza termogravimétrica (marca PCE-MB 120C). Posteriormente, la cámara de calentamiento aumentó la temperatura a 110 °C hasta el secado total de la muestra.
La humedad inicial del compost, antes de empacar el biofiltro de PVC, era menor al 45%. Por tal razón, fue necesario agregar agua al compost. Su cantidad en gramos se determinó con la **Ecuación 4.2**. En este caso se asume la densidad del agua como 1 g/mL para medir el volumen de agua que se adiciona al compost.

$$H_2O = \frac{(hi \cdot w - hf \cdot w)}{1 - hf} \quad (4.2)$$

donde, *hi*: humedad inicial; *hf* : humedad final (45% o 50%); y *w*: peso de compost a humedecer.

Luego, cada sección del biofiltro se empacó con 2,2 L de compost y se registraron los pesos iniciales del PVC + compost denominados W_i.

A medida que transcurre la biofiltración, el lecho disminuye la humedad. Por tal razón, es necesario ajustar la humedad cada tres días. Para ello, se pesó cada sección y se determinó la pérdida de agua mediante la **Ecuación 4-3**.

$$H_2O_{loss} = W_i - W_t \quad (4.3)$$

donde, H_2O_{loss}: pérdida de agua; W_i: peso inicial de cada sección; y W_t: peso en el tiempo *t* de biofiltración.

Esta diferencia de peso H_2O_{loss} corresponde al volumen de agua a agregar para mantener la humedad (Cabeza et al. 2013). Este volumen de agua se agregó en la parte superior de cada sección y, si el lecho se compactaba, se homogenizó.

Tabla 4-1 Concentraciones de H_2S, NH_3 y tolueno usadas en la evaluación del biofiltro con compost como material de empaque.

Etapa	Día	H_2S (mg/m^3)	NH_3 (mg/m^3)	Tolueno (mg/m^3)	Humedad (%)
I	0-25	4,2 ± 0,2	0,9 ± 0,1	5,8 ± 0,8	45 ± 3
II	26-43	15,3 ± 0,8	2,0 ± 0,1	10,9 ± 2,2	45 ± 3
III	44-60	34,7 ± 0,9	2,4 ± 0,1	14,8 ± 1,4	45 ± 3
IV	60-72	48,2 ± 0,5	2,4 ± 0,1	16,4 ± 2,7	50 ± 3
V	73-83	79,1 ± 3,5	2,4 ± 0,1	22,3 ± 1,9	50 ± 3
VI	84-89	84,1 ± 3,4	2,4 ± 0,1	40,9 ± 10,0	50 ± 3
VII	96-109	42,9 ± 1,7	2,2 ± 0,1	15,1 ± 2,8	50 ± 3

Durante el funcionamiento del biofiltro, la concentración de los gases se determinó en los puntos de muestreo de la entrada de gases, a 27 cm de altura (sección baja), a 54 cm de altura (sección media) y a 81 cm de altura (sección alta o salida), con el monitor de gases portátil MultiRAE- PGM-6228 RAE System (Honeywell, 2015) (**Figura 2-3 b**). Las concentraciones que reporta este equipo se encuentran en ppm. Sin embargo, se realizó la conversión correspondiente a mg/m^{3}h con la **Ecuación 4.4**.

$$C_{gas}(\frac{mg}{m^3}) = \frac{C_{gas}(ppm)*PM*P_{atm}}{T_{atm}*0{,}082} \quad (4.4)$$

donde, C_{gas}: concentración del gas; PM: peso molecular del gas; P_{atm}: presión atmosférica (0,74 atm); T_{atm}: temperatura ambiente (293,2 K); y 0,082: constante de los gases.

Diariamente, para cada biofiltro, se determinó la eficiencia de remoción (ER) usando la **Ecuación 4.5** y la capacidad de eliminación (*CE*) usando la **Ecuación 4.6**. Cabe resaltar que la ER de cada sección se determinó en función de la concentración de entrada al biofiltro.

$$ER = \frac{(C_i - C_o)*100}{C_i} \quad (4.5)$$

donde, C_i: concentración de entrada al biofiltro (mg/m^3); y C_o: concentración de salida de cada sección (mg/m^3).

$$CE(\frac{g}{m^3 h}) = \frac{(C_{entrada} - C_{salida}) * Q_{gas}}{Volumen_{lecho} * 1000} \quad (4.6)$$

donde, Q_{gas}: caudal del aire contaminado (m^3/h); $C_{entrada}$: concentración de entrada del gas (mg/m^3); C_{salida}: concentración de salida del gas (g/m^3); y Volumen $_{lecho}$: Volumen ocupado por el lecho (m^3).

Así mismo, es posible conocer la masa de contaminantes que entra en el biofiltro por unidad de tiempo y de volumen, al calcular la tasa de carga TC usando la **Ecuación 4.7**.

$$TC = \frac{C_{entrada} * Q_{gas}}{Volumen_{lecho}} \quad (4.7)$$

4.2.3 Monitoreo de productos de oxidación, tolueno y pH

Al final de la etapa **I**, **III**, **VI** y **VII,** se determinaron los metabolitos de degradación de H_2S (ion sulfato: SO_4^{2-}) y NH_3 (iones nitrito: NO_2^-, y nitrato: NO_3^-). Estas etapas se seleccionaron para el monitoreo de productos de oxidación debido a que representan mayor incremento de la concentración de los gases H_2S y NH_3. Particularmente en la etapa **III** y **VI** la ER disminuyó, mientras que la etapa **VII** fue la fase de recuperación. Para el análisis de iones, se preparó un extracto acuoso con agua desionizada del lecho de una dilución 1:10 y luego 1:25 y, posteriormente, se analizó por cromatografía iónica en un equipo Waters IC, con columna Pack A HC- 4,6 x 150 mm, 10 µm y detector de conductividad DSS Dionex. La fase móvil fue un buffer HCO_3^-/CO_3^{2-} a 1,2 mL/min. Este análisis se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, de la Universidad Nacional de Colombia por el método 4110 B de cromatografía iónica con supresión química de la conductividad del eluyente (APHA, 2017).

Por otra parte, para determinar el pH del lecho según la NTC 5167 (ICONTEC, 2011), se pesó 1 g de compost al cual se le agregó 10 mL de agua desionizada y se agitó por 1 h.

Posteriormente, se filtró y se midió el pH del extracto acuoso con un pH-metro marca Hanna *Instruments HI 11310*.

Adicionalmente, se cuantificó amonio a partir de una extracción acuosa del compost siguiendo el método espectrofotométrico de Berthelot (Mulvaney, 1996). El procedimiento realizado fue idéntico al descrito en la sección **3.2.2. Caracterización Fisicoquímica** del **Capítulo 3**.

En la etapa **VI**, se analizó la presencia de tolueno adsorbido en el lecho en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, de la Universidad Nacional de Colombia basado en el método EPA 5021A (US.EPA. 2014). Para ello, se preparó un extracto del lecho en etanol 96% en relación 1:10 que se analizó por la técnica de cromatografía de gases *head-space* en el cromatógrafo Varían GC CP-3800 con detector FID frente a un estándar de tolueno y según las condiciones cromatográficas mencionadas en la **Tabla 4-2**.

Tabla 4-2 Condiciones cromatográficas para análisis de tolueno head-space con detector FID.

Temperatura de Inyección	280 °C
Columna	TRS 30 m x 0,25 mm x 0,25 mm
Flujo gas N_2	1,0 mL/min
Temperatura inicial	40 °C por 1 min
Programa de temperatura	17,5 °C/min
Temperatura final	280 °C por 14,7 min
Temperatura detector FID	280 °C

Adicionalmente, en la etapa **VI** se cuantificó el sulfuro S^{2-} adsorbido en el lecho. Para esto, se pesó 1 g de compost al cual se le agregó 25 mL de agua desionizada, se agitó por 1 h y se filtró por gravedad con un filtro cualitativo grado 1288 de 12 a 15 μm de poro.

Posteriormente, del extracto se tomó una alícuota de 0,5 mL para analizar sulfuro S^{2-} por el método adaptado del IDEAM (2007): “Sulfuro en agua por volumetría”.

Por otro lado, en esta misma etapa, se muestreó gas de la corriente de salida del biofiltro en una bolsa Tedlar, para cuantificar óxido nitroso (N_2O). Esta muestra se analizó por cromatografía de gases en el Laboratorio de gases de efecto invernadero del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) por el método Shimadzu en el cromatógrafo GC-2014 con una serie de columnas empaquetadas de 1/8” en acero inoxidable (1.0m HayeSep T 80/100 mesh, 4m HayeSep D 80/100, 1.5 P-N, 0.7m Shimalite Q 100/180), temperatura de 80 °C, flujo de gas de N_2 30,83 mL/min y detector ECD (Detector de Captura de Electrones) a 325 °C.

4.2.4 Caracterización microbiológica

En las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**, se cuantificaron las bacterias encargadas de la remoción de los contaminantes [bacterias oxidadoras de azufre (SOB), bacterias oxidadoras de amonio (AOB), bacterias oxidadoras nitrito (NOB) y bacterias heterótrofas], como unidades formadoras de colonia por gramo (UFC/g) mediante conteo en placa, utilizando la metodología descrita en la sección **3.2.3 Caracterización microbiológica** del **Capítulo 3**.

4.2.5 Análisis estadístico

La comparación de la eficiencia de remoción, la capacidad de eliminación, pH, concentración de iones y población microbiana entre las etapas de biofiltración y entre secciones, se realizaron mediante pruebas de comparación múltiple ANOVA para datos paramétricos y test de Kruskal-Wallis y de Wilcoxon para datos no paramétricos.

4.3 Resultados y Análisis

En esta sección, se dividió el estudio de la biofiltración por compuestos para describir y mostrar de forma más clara el análisis de resultados. Así mismo, el estudio de cada gas se divide según el desempeño del prototipo de biofiltración como unidad y según su altura.

4.3.1 Biofiltración de H_2S

En esta sección, se muestra el estudio de la biofiltración de H_2S con carga simultánea de NH_3 y tolueno.

- **Desempeño general del prototipo de biofiltración**

A continuación, se exponen los resultados de la eficiencia de remoción (ER) y capacidad de eliminación (CE) (**Figura 4-3**) de H_2S en las etapas descritas previamente en la **Tabla 4-1**. Al explicar cada etapa se hará referencia a las concentraciones de carga de H_2S. Sin embargo, se debe tener en cuenta que cada etapa tiene a su vez asociada una carga de NH_3 y tolueno en simultáneo.

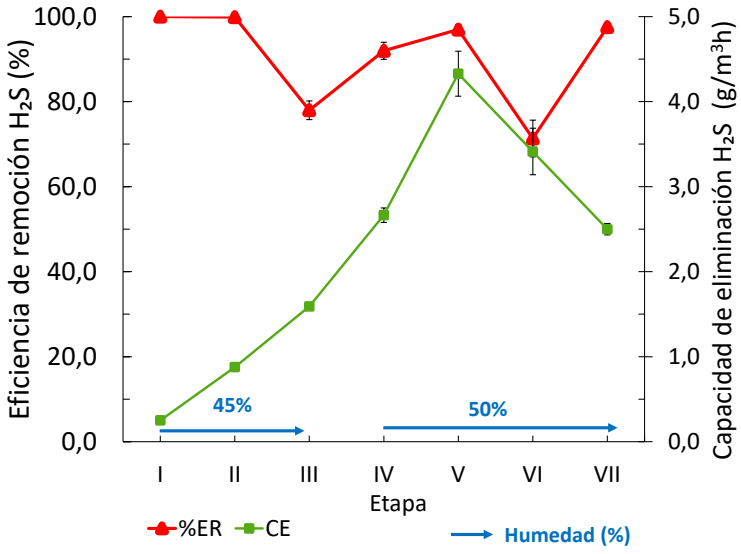

Figura 4-3 Eficiencia de remoción (%ER) y capacidad de eliminación (CE g/m^{3}h) del H_2S en las etapas de biofiltración **I** a **VII**, a humedad de 45% o 50%.

Durante la etapa **I**, se expuso el prototipo a una concentración de H_2S de 4,2 mg/m^3 y tasa de carga de 0,25 ± 0,01 g/m^{3}h, mientras la concentración de NH_3 fue de 0,9 mg/m^3 y la de tolueno fue de 5,8 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, se obtuvo que la ER del H_2S desde el inicio de la biofiltración fue 100% ± 1% y la CE de 0,25 ± 0,01 g/m^{3}h (**Figura 4-3**). Esto permite inferir que en los primeros días de la etapa **I**, la remoción de H_2S está dada por adsorción física sobre el material y la difusión hacia la fase acuosa y el biofilm (Park et al., 2009). Posteriormente, se debió también a la oxidación de H_2S a sulfato (SO_4^{2-}) por parte de las SOB, como se reporta en la evaluación de productos de oxidación del lecho. Este comportamiento también ha sido reportado previamente en la biofiltración simultánea de H_2S, NH_3 y tolueno en un lecho de lana de roca y compost (Galera et al., 2008), y en la biofiltración simultánea de H_2S y NH_3 con lecho de compost, paja y astillas de madera (Hou et al., 2016). Estos autores evidenciaron que en los primeros 5 y 20 días de biofiltración, respectivamente, la concentración de sulfato fue despreciable. No obstante, en los siguientes días y a medida que continuó la biofiltración, la concentración de SO_4^{2-} aumentó debido a la oxidación microbiológica.

En el presente estudio se puede deducir un comportamiento similar, en el cual la remoción en días iniciales fue por adsorción, pero después de que las SOB se aclimataron al material del lecho, la remoción seguramente se debió también a la oxidación de sulfuro. Esto se afirma al considerar que al final de la etapa **I**, correspondiente al día 25, la concentración de sulfato aumentó 100 veces hasta alcanzar una concentración de 143 mmol/kg, en comparación con los 3 mmol/kg inicialmente presentes en el compost (**Figura 4-4**). Adicionalmente, en la etapa **II** se incrementó la concentración de H_2S a 15,3 mg/m^3 y carga de 0,90 ± 0,05 g/m^{3}h, y aumentó la concentración de NH_3 a 2,0 mg/m^3 y de tolueno a 10,9 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, la ER se mantuvo en 100% ± 1% y la capacidad de carga aumentó a 0,88 ± 0,05 g/m^{3}h (**Figura 4-3**). Esto indica que después de la aclimatación, las SOB generaron resistencia a cargas mayores de H_2S mientras también aumenta la carga de NH_3 y tolueno (**Figura 4-3**).

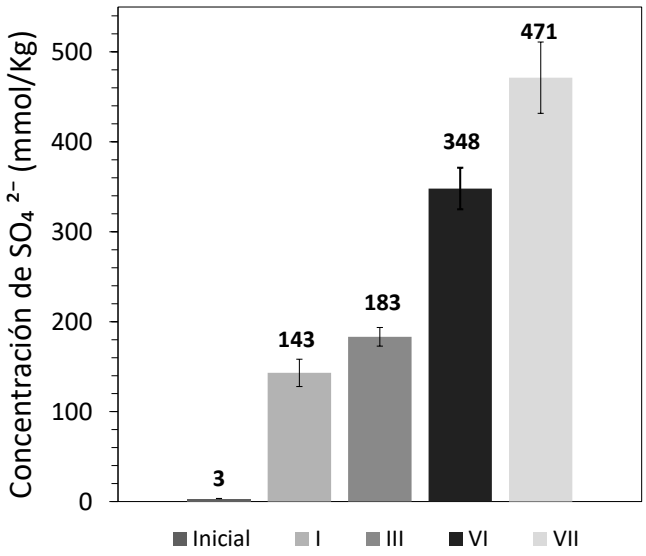

Figura 4-4 Concentración de sulfato (mmol/Kg) en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**.

En la etapa **III**, en el que se expuso el prototipo de biofiltro a una concentración de H_2S de 34,7 mg/m^3 (**Tabla 4-1**) y tasa de carga de 2,05 ± 0,06 g/m^{3}h, la ER promedio disminuyó a 78,0 ± 2,2 %. Sin embargo, la CE aumentó a 1,59 ± 0,04 g/m^{3}h con el incremento de la carga de H_2S, indicando la capacidad del biofiltro para resistir cargas más altas (**Figura 4-3**). Este comportamiento también lo reportó Tian et al. (2020) en la eliminación de H_2S usando vermicompost, el cual al aumentar la carga a más de 5 g/m^{3}h observaron una disminución de la ER, pero un aumento de la CE. La disminución de la ER se debió a que, con la humedad de 45%, se observaron zonas secas con grietas que afectaron la estructura del lecho, lo cual pudo generar flujo diferencial y baja difusión de oxígeno (Maia et al., 2012) que implica una pérdida de biofilm. Esto conlleva a que con una carga de H_2S mayor, no aumenta la transferencia del compuesto al lecho para ser adsorbido. Por lo tanto, los microorganismos tampoco incrementan su actividad para oxidar mayor concentración de H_2S. Prueba de ello, es que la concentración de sulfato (SO_4^{2-}) aumentó en menor proporción entre la etapa **I** y **III,** desde 143 mmol/Kg a 183 mmol/Kg, es decir, un incremento de 40 mmol/Kg. Por otro lado, el aumento de la concentración de sulfato entre el inicio de la biofiltración y la etapa **I,** desde 3 mmol/Kg a 143 mmol/Kg, fue mucho mayor, es decir, de 140 mmol/Kg (**Figura 4-4**). Por tanto, en la etapa **III,** de mayor concentración de H_2S, el aumento de la concentración de sulfato es menor y, por lo tanto, menor la oxidación de H_2S.

Dado que se observó que la humedad de 45% es insuficiente para el funcionamiento del biofiltro, en la etapa **IV** se incrementó la humedad del lecho a 50%, y se expuso el prototipo de biofiltración a una concentración de H_2S de 48,2 mg/m^3 y tasa de carga 2,85 ± 0,03 g/m^{3}h, mientras que la concentración de NH_3 fue de 2,4 mg/m^3 y la de tolueno de 16,4 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como se puede observar en la **Figura 4-3**, al aumentar la humedad, la ER incrementó a un porcentaje promedio de 91,9 ± 2,0%, alcanzando un comportamiento constante en términos de remoción, y la CE aumentó a 2,66 ± 0,09 g/m^{3}h. Por consiguiente, este resultado evidencia la capacidad del biofiltro para recuperarse frente a condiciones de estrés o condiciones transitorias, como la disminución de humedad que se puedan presentar durante el tratamiento de olores ofensivos en una PTAR. Adicionalmente, evidencia la importancia del monitoreo de las propiedades fisicoquímicas del lecho en este tipo de sistemas.

Así mismo, en la etapa **V**, el prototipo de biofiltro se expuso a una concentración alta de H_2S de 79,1 mg/m^3 (**Tabla 4-1**), la cual es menos frecuente en la PTAR-El Salitre, y una tasa de carga de 4,67 ± 0,23 g/m^{3}h. Así mismo, la concentración de NH_3 fue 2,4 mg/m^3 y la de tolueno 22,3 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, la ER continuó aumentando hasta 96,9 ±1,2 % y la CE a 4,33 ± 0,26 g/m^{3}h (**Figura 4-3**). Esto demuestra la resistencia del biofiltro a otra condición transitoria, que es la exposición a una concentración de choque de H_2S. Un resultado similar fue reportado previamente por Vela-Aparicio et al. (2020) con lecho de pollinaza y bagazo de caña (proporción 5:5), ya que para la misma concentración de H_2S (79,1 mg/m^3) obtuvo una ER del 100%.

Posteriormente en la etapa **VI**, el prototipo de biofiltro se sometió a picos de concentración tanto de H_2S como de tolueno, que se emiten con menor frecuencia en la PTAR El Salitre. La concentración de H_2S fue de 84,1 mg/m^3. Por otro lado, la concentración de tolueno fue 40,9 mg/m^3 y la concentración de NH_3 permaneció constante a 2,4 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, se obtuvo que la ER de H_2S disminuyó a 71,4 ± 4,3 % y la CE a 3,41 ± 0,27 g/m^{3}h (**Figura 4-3**). Por lo tanto, esto indica que esta concentración de tolueno generó un efecto tóxico en las SOB, ya que la concentración de H_2S apenas aumentó 5 mg/m^3 respecto a la etapa anterior (etapa **V**), de 79,1 mg/m^3 a 84,1 mg/m^3. Un comportamiento similar se encontró en la biofiltración de H_2S y tolueno, usando como lecho una mezcla de compost

(75%) y perlita (25%), pues al aumentar la concentración de tolueno de 0,1 mg/m^3 a 0,9 mg/m^3 y de H_2S de 0,5 mg/m^3 a 3,0 mg/m^3, la eficiencia de remoción de H_2S disminuyó de 98,0% a 91,9% (Lebrero et al., 2010). En este caso particular, la disminución de la ER fue del 10%, mientras que en este trabajo fue de 20%, principalmente porque la concentración a la que se expone el biofiltro de Lebrero et al. (2010) es tres veces menor respecto a este estudio.

Por otro lado, al final de esta etapa (**VI**), se comprobó que el fenómeno de adsorción también contribuye a la eliminación del H_2S, ya que se cuantificó sulfuro (S^{2-}) total en el lecho, el cual se encuentra en concentración de 300 mmol/Kg, mientras la concentración de SO_4^{2-} es de 348 mmol/Kg (**Figura 4-5**). Esta capacidad de adsorción fue previamente evaluada por Das et al. (2019) y demuestra los mecanismos complementarios de eliminación de H_2S. Este método analítico puede cuantificar interferencias de tiosulfato y sulfito. Para el caso del tiosulfato, este también se puede producir por la oxidación química del sulfuro (Pokorna & Zabranska, 2015). Así mismo, si la oxidación del H_2S es parcial, produce azufre elemental en vez del sulfato, la cual se favorece por la disminución de la concentración de oxígeno (Tsang et al., 2015).

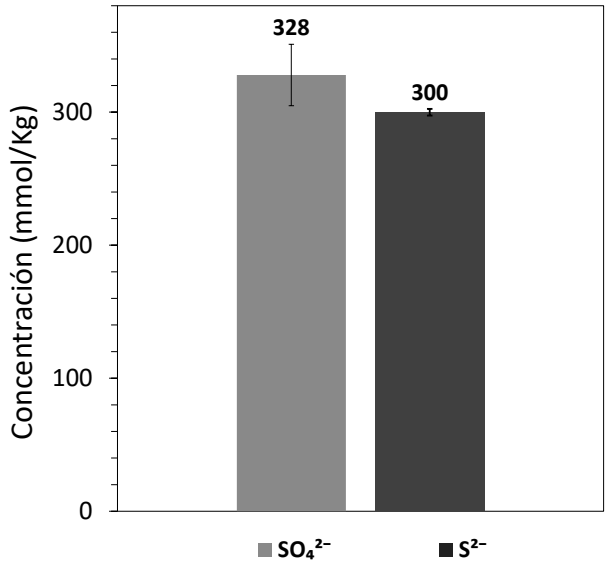

Figura 4-5 Concentración (mmol/Kg) de S^{2-} total y SO_4^{2-} durante de etapa **VI**.

Finalmente, en la etapa **VII**, la concentración de H_2S se disminuyó a 42,9 mg/m^3 (**Tabla 4-1**) y la tasa de carga a 0,25 g/m^{3}h. Por otro lado, la concentración de tolueno también se disminuyó a 15,1 mg/m^3 y la de NH_3 a 2,2 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, el biofiltro recuperó la ER a 97,0 ± 0,9% y la CE a 2,50 ± 0,07 g/m^{3}h, mientras la concentración de sulfato (SO_4^{2-}) aumentó a 471 mmol/Kg. La recuperación de biofiltros después de someterse a altas cargas también fue reportada por Das et al. (2019) para compost de corteza de madera blanda, residuos de jardín mezclado y fertilizantes orgánicos. Según este autor, la ER disminuyó al 64% en un incremento de tasa de carga de 130 g/m^{3}h, pero posteriormente aumentó nuevamente al 100% al disminuir la carga a 7 g/m^{3}h. Por tanto, se puede afirmar que las SOB del compost recuperan su actividad después de la aplicación de tasa de carga choque al sistema de biofiltración y tienen alta capacidad de adaptación en condiciones transitorias. Esto indica la importancia de los tiempos de parada de los lechos para recuperarse de condiciones transitorias que pueden llegar a ser tóxicas para los microorganismos, como lo reportó previamente Vela-Aparicio et al. (2021) para biofiltración en lecho de pollinaza y bagazo de caña (proporción 5:5). A su vez, se evidencia la alta durabilidad del biofiltro ante situaciones de estrés que se pueden presentar en una PTAR.

- **Funcionamiento por secciones**

A continuación, se exponen los resultados de eficiencia de remoción (ER) de H_2S en función de la altura del biofiltro (**Figura 4-6**).

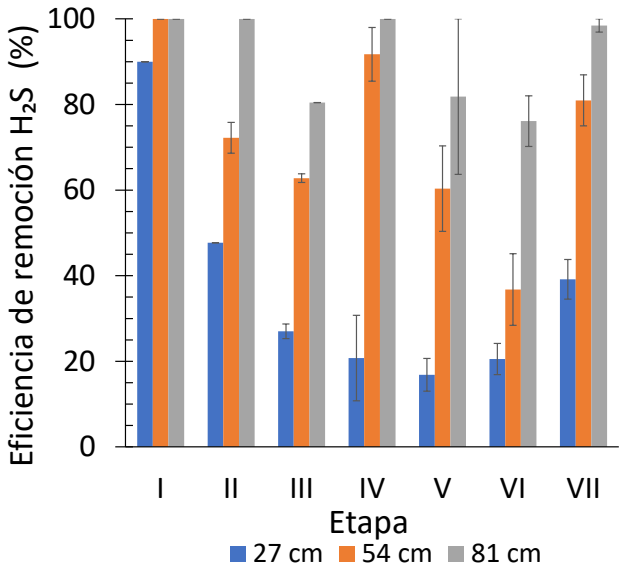

Figura 4-6 Eficiencia de remoción (%) de H_2S según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), y sección alta (81 cm), en función de la etapa de biofiltración (I a VII).

Según la **Figura 4-6**, durante la etapa **I**, el 90% de la remoción se realizó en la sección baja, 100% en la sección media y por tanto 100% en la sección alta. Esto concuerda, según la **Figura 4-7**, con el hecho de que la concentración de sulfato SO_4^{2-} (mmol/Kg) fue 22% mayor en la sección baja (202 mmol/Kg) respecto a la sección media (158 mmol/Kg) y 65% mayor respecto a la sección alta (70 mmol/Kg). Sin embargo, en la etapa **II** y **III**, se evidenció que el aumento de la carga y la baja humedad del lecho (**Tabla 4-1**) disminuyó la ER en la sección baja (27 cm) al 47% para la etapa **II**, cuando la carga fue 0,90 g/m^{3}h, y al 27% en la etapa **III**, cuando la carga fue 2,05 g/m^{3}h, mientras que en la sección media la ER fue del 60-70% (**Figura 4-6**). Como la mayoría de la remoción se dio en la sección media, la concentración de SO_4^{2-} fue mayor (191 mmol/Kg) en la sección media respecto a la sección alta (149 mmol/Kg) (**Figura 4-7**).

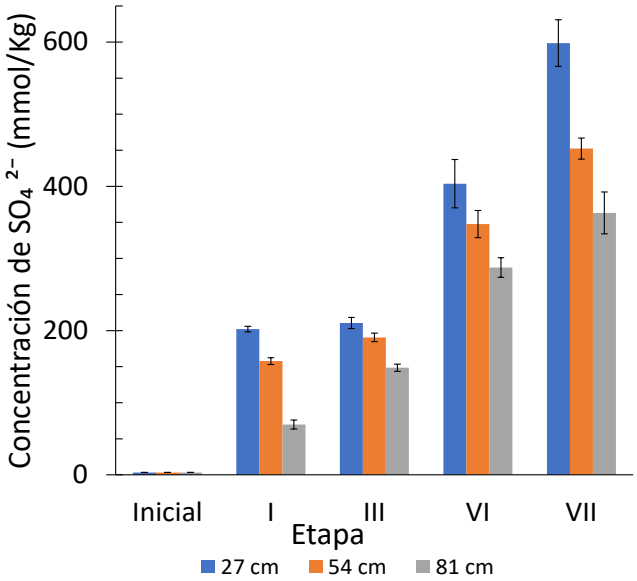

Figura 4-7 Concentración (mmol/Kg) de sulfato SO_4^{2-} según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm),y sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración (I a VII).

Luego, en las siguientes etapas **IV** y **V**, con humedad del 50% (**Tabla 4-1**), la ER fue mayor (60% - 90%) en la sección media (54 cm) (**Figura 4-6**) debido al aumento de la tasa de carga de H_2S a más de 2,85 g/m^{3}h. Posteriormente, en la etapa **VI** en donde se expuso el sistema a altas cargas de H_2S (4,97 g/m^{3}h) y tolueno (2,42 g/m^{3}h), la ER fue mayor en la sección superior (81 cm), con un valor de 76% (**Figura 4-6)**. Pese a ello, la concentración de sulfato (SO_4^2) es menor en la sección media (348 mmol/Kg) y alta (287 mmol/Kg) respecto a la sección baja (404 mmol/Kg) (**Figura 4-7**). Esto indica que la sección alta debe contribuir a la remoción mediada principalmente por la adsorción de sulfuro (S^{2-}) en el lecho. Finalmente, en la etapa **VII** de recuperación, la mayoría de la remoción volvió a darse en la sección media (80%) (**Figura 4-6**), por lo cual la concentración de sulfato (SO_4^2) fue mayor en la sección baja y media (**Figura 4-7**).

Con base en lo anterior, se puede deducir que cuando se aumenta la carga de contaminante, la ER es más prevalente en las secciones superiores. Un comportamiento similar fue reportado por Das et al. (2019), en donde entre el 50 y 90% del H_2S fue removido en la parte baja de un biofiltro de compost, pero al aumentar la carga de 18 a 33 g/m^{3}h la

ER en la sección baja disminuyó al 20%. Sin embargo, bajo las concentraciones evaluadas en este trabajo y encontradas en la PTAR El Salitre, la mayoría de la remoción del H_2S se da entre la sección baja y media mientras la humedad sea del 50%. Esto también lo evidenció Vela-Aparicio et al. (2020) para lecho de pollinaza y bagazo de caña (5:5) y humedad del 40%. Lo anterior favorece la ER final del biofiltro cuando se somete a altas cargas contaminantes, que se pueden dar en la operación de una PTAR, ya que permite que ocurra una remoción en la sección alta. Por tal razón, en este estudio el biofiltro puede ser apto para operar a nivel industrial y las dimensiones y el EBRT seleccionado son adecuados para las concentraciones y el caudal de entrada de los gases contaminantes.

4.3.2 Biofiltración de NH_3

En esta sección, se muestra el estudio de la biofiltración de NH_3 con carga simultánea de H_2S y tolueno.

- **Desempeño general del biofiltro**

A continuación, se exponen los resultados de la eficiencia remoción (ER) y capacidad de eliminación (CE) (**Figura 4-8**) de NH_3 en las etapas descritas previamente. Al explicar cada etapa se hará referencia a las concentraciones de carga de NH_3. Sin embargo, se debe tener en cuenta que en cada etapa se tiene a su vez carga de H_2S y tolueno en simultáneo.

Durante los primeros 10 días de funcionamiento del biofiltro, al someterse a una concentración promedio de NH_3 de 0,9 mg/m^3 y tasa de carga de 0,056 g/m^{3}h, así como a una concentración de H_2S de 4,2 mg/m^3 y tolueno de 5,8 mg/m^3 (**Tabla 4-1**), el prototipo de biofiltro no removió NH_3. En los 15 días posteriores, la ER aumentó con alta variabilidad y alcanzó un valor promedio de 30 ± 5% (**Figura 4-8**). Este comportamiento se atribuye a que las comunidades microbianas de las bacterias AOB y NOB, se encontraban en la etapa de aclimatación en la cual desarrollan metabolitos para degradar los compuestos contaminantes (Knapp & Bromley-Challoner 2003). Este tiempo de aclimatación depende del lecho, bacterias y carga de gases, pero también ha sido reportado un tiempo cercano de 10 días en biofiltro con lecho de compost con plástico duro triturado inoculado con lodo activado (Taghipour & Attar, 2006).

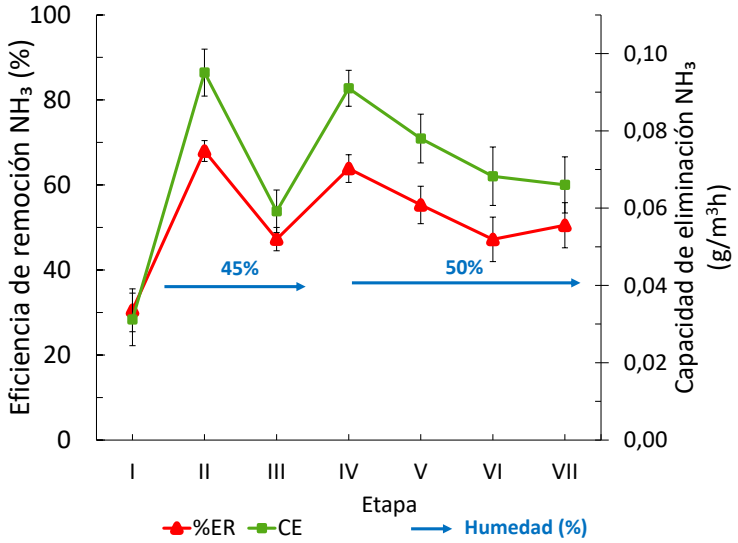

Figura 4-8 Eficiencia de remoción (ER%) y capacidad de eliminación (CE g/m^{3}h) del NH_3 en las etapas de biofiltración **I** a **VII**, a humedad de 45% o 50%.

Luego de la aclimatación al final de la etapa **I**, parte del NH_3 se oxida hasta nitrito (NO_2^-) gracias a la acción de bacterias AOB pues, según la **Figura 4-9a**, la concentración de este ion aumentó a 12,7 mmol/kg desde la concentración inicial de 2,7 mmol/kg. Por otra parte, en esta etapa no se observó una oxidación significativa de nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-) por parte de las bacterias NOB, lo cual se evidencia en que la concentración de nitrato inicial fue estadísticamente igual a la concentración de la etapa **I** (**Figura 4-9b**). Esto se debe a la baja actividad de las NOB durante la aclimatación y posible efeto inhibitorio del H_2S sobre estas bacterias (Galera et al., 2008).

Sin embargo, al analizar la concentración de ion amonio (NH_4^+) respecto a la concentración antes de la biofiltración, esta aumentó 45 mmol/kg, de 8 mmol/kg a 53 mmol/kg según la (**Figura 4-9c**), y en mayor proporción respecto al aumento del ion nitrito (NO_2^-) que sólo aumentó 10 mmol/kg, de 2,7 mmol/kg a 12,7 mmol/kg (**Figura 4-9a**). Por consiguiente, esto sugiere que la mayor parte del NH_3 que se remueve en la biofiltración es debida a la adsorción del gas sobre el lecho húmedo, el cual con el agua se encuentra en forma de ion amonio (NH_4^+). Posterior a la aclimatación, en la etapa **II**, el biofiltro se sometió a una concentración mayor de NH_3 de 2,0 mg/m^3 y tasa de carga de 0,12 g/m^{3}h, la concentración de H_2S fue 15,3 mg/m^3 y de tolueno 10,9 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado se obtuvo

que la ER aumentó a 68 ± 2% y la CE a 0,095 ± 0,006 g/m^3 (**Figura 4-8**), indicando el aumento de la capacidad de las AOB y NOB para metabolizar el NH_3.

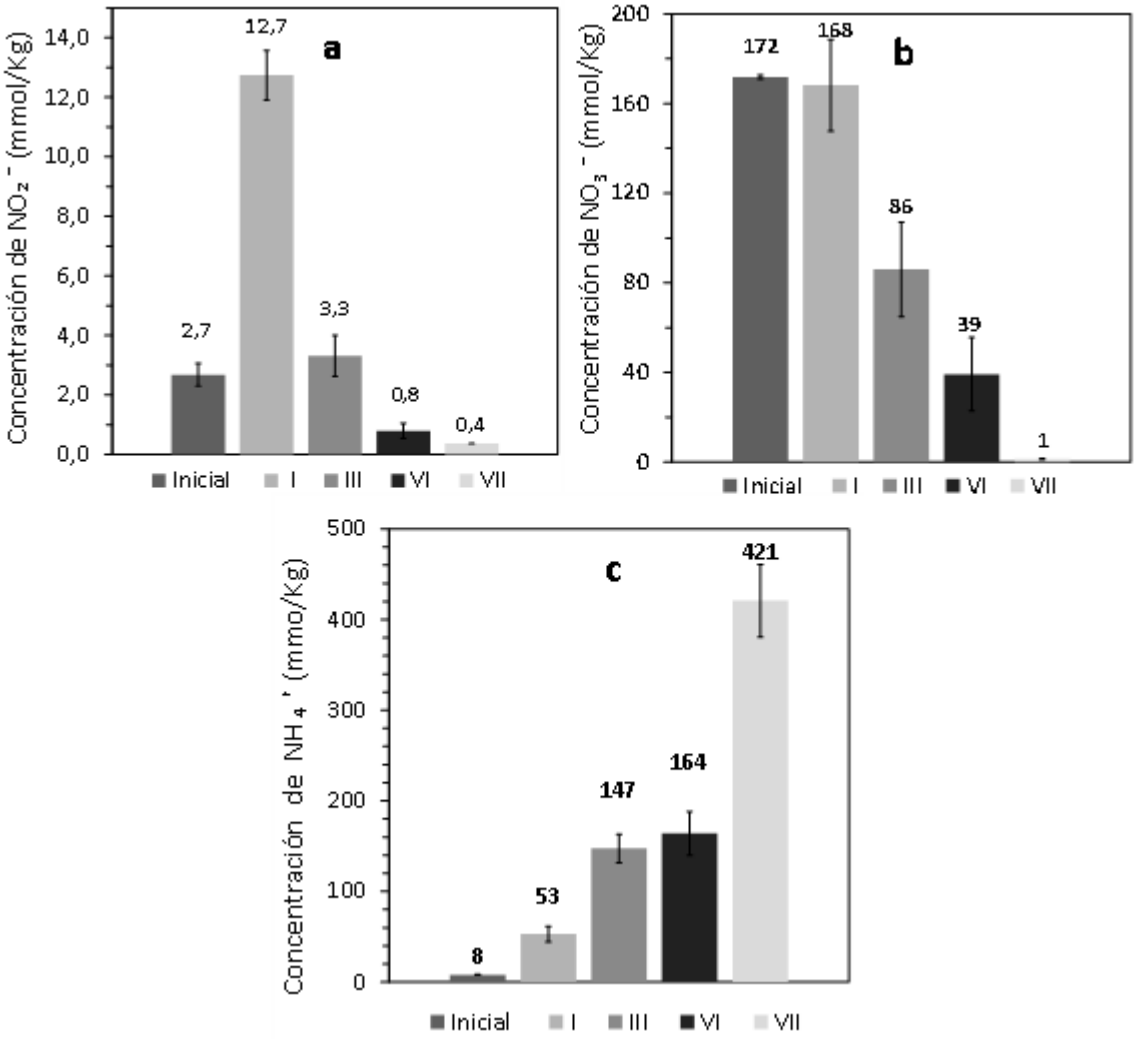

Figura 4-9 Concentración (mmol/Kg) de **a)** nitrito NO_2^-, **b)** nitrato NO_3^-, y **c)** amonio NH_4^+ en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**.

En la etapa **III**, el prototipo del biofiltro se expuso a una concentración de NH_3 de 2,4 mg/m^3 de H_2S de 34,7 mg/m^3 y de tolueno de 14,8 mg/m^3 (**Tabla 4-1**), y se evidenciaron secciones secas en el biofiltro. Como resultado, la ER y la CE disminuyeron, respectivamente, a 47% ± 3% y 0,059 ± 0,005 g/m^{3}h (**Figura 4-8**). Pese a ello, la concentración de amonio (NH_4^+) aumentó de 53 a 147 mmol/Kg (**Figura 4-9c**), por lo cual la remoción en esta etapa también se debió a la adsorción en el lecho. Así mismo, la concentración tanto de nitrito (NO_2^-)

como de nitrato (NO_3^-) se redujeron frente a la concentración de la etapa **I** de 168 a 86 mmol/Kg y de 12,7 a 3,3 mmol/Kg, respectivamente (**Figura 4-9 a, b**), indicando desnitrificación. La desnitrificación se define como reducción del nitrato o nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gaseoso (Kuypers et al., 2018). Por tal razón, estos resultados demuestran que la actividad oxidativa de las bacterias AOB y NOB decreció debido a la baja humedad del lecho, y la disminución del contenido de oxígeno debido a la formación de zonas compactas (Kuypers et al., 2018) mientras aumentaba la carga de NH_3. Sin embargo, en la etapa **IV**, cuando la humedad se incrementó a 50% ± 3% y la concentración de NH_3 fue igual que en la etapa **III** (2,4 mg/m^3) pero se incrementó la concentración de H_2S a 48,2 mg/m^3 y de tolueno a 16,4 mg/m^3 (**Tabla 4-1**), la ER del NH_3 se recuperó nuevamente y aumentó a 64% ± 3% y la CE a 0,091 ± 0,005 g/m^{3}h (**Figura 4-8**). Esto evidencia que la humedad mejora la adsorción del NH_3 en el lecho dado que este es altamente soluble en agua, como también fue reportado por Liu et al. (2017) para lecho de mezcla de astillas de madera y compost en proporción en peso 12:1. Así mismo se demuestra que las concentraciones de H_2S y tolueno en esta etapa no afectan la remoción del NH_3.

En la etapa **V** y **VI** en las cuales la concentración de H_2S se incrementó a más de 79,1 mg/m^3 y la concentración de tolueno a más de 22,3 mg/m^3 mientras la concentración de NH_3 fue constante (2,4 mg/m^3) (**Tabla 4-1**), la ER fue más variable y disminuyó a 55% ± 4% y 47% ± 5%, respectivamente (**Figura 4-8**). Igualmente, se evidenció el mismo comportamiento que en la etapa **III**, en el cual tanto la concentración de nitrito (NO_2^-) como de nitrato (NO_3^-) se redujo, lo que indica un proceso de desnitrificación. Así mismo, el incremento de la adsorción de 17 mmol/kg en el lecho en forma de amonio (NH_4^+) fue menor desde la etapa **III** (147 mmol/kg) a la etapa **VI** (164 mmol/kg) respecto a la diferencia desde la etapa **I** y la etapa **III** de 94 mmol/kg (**Figura 4-9c**), indicando el efecto de la desorción del propio amonio (NH_4^+) del lecho en forma de amoniaco NH_3 en el continuo flujo ascendente. Esto indica que el lecho se satura y, por ello, hay alta variabilidad de la ER.

Finalmente, en la etapa **VII**, la concentración de NH_3 fue 2,2 mg/m^3 mientras que la concentración de tolueno y H_2S disminuyó para recuperar la eficiencia del sistema a 42,9 mg/m^3 y 15,1 mg/m^3, respectivamente (**Tabla 4-1**). Como resultados se obtuvo que la ER

es similar a la etapa **V** y **VI** de 50% ± 5% gracias a la adsorción de NH_3 en forma de amonio (NH_4^+), que pasó de 164 mmol/kg en la etapa **VI** a 421 mmol/kg en la etapa **VII**, es decir, aumentó 257 mmol/kg. Esta ER también fue variable debido a los efectos de desorción del NH_3. Adicionalmente, las bacterias AOB pueden consumir nitrógeno orgánico para producir amonio (NH_4^+) lo cual puede aumentar su concentración (Kuypers et al., 2018). Por tal razón se explica la disminución de la concentración de nitrógeno orgánico desde 1351 mmol/Kg en la etapa **I** hasta 750 mmol/Kg en la etapa **VII** (**Figura 4-10)**. Por otro lado, en esta etapa (**VII**), la concentración de iones nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) es despreciable ya que se han consumido en su totalidad en la desnitrificación (**Figura 4-9 a, b**).

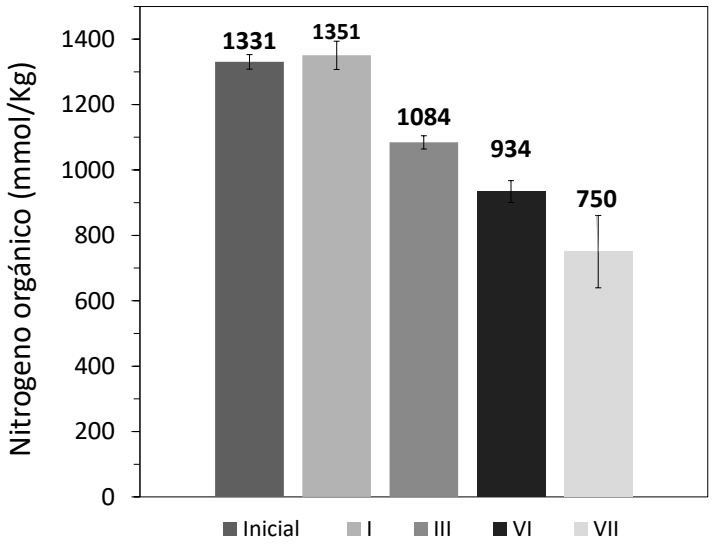

Figura 4-10 Concentración (mmol/Kg) de nitrógeno orgánico en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**.

Los resultados anteriores sugieren que el principal mecanismo de remoción de NH_3 fue por la adsorción en el lecho húmedo en forma de amonio (NH_4^+). Este mecanismo ya ha sido reportado por otros autores, como Vela-Aparicio et al. (2020) en la biofiltración en simultáneo de H_2S y NH_3, usando lecho de compost de mezcla de pollinaza y bagazo de caña. Así mismo, por parte de Galera et al. (2008) quienes evaluaron la remoción simultánea de H_2S, NH_3 y tolueno en un lecho de lana de roca, compost y carbón activado (2,5% p/p), y por Rabbani et al. (2016) con lecho de polietileno inoculado en la remoción de H_2S y NH_3. Por otra parte, la oxidación incompleta, la cual se dio solo en la etapa **I** hasta nitrito (NO_2^-), puede deberse a la inhibición de las AOB y NOB por parte del H_2S (Jiang &

Tay 2010; Yoon et al., 2002). Adicionalmente, se ha reportado que a medida que aumenta la concentración de amonio, este también genera un efecto inhibitorio en las bacterias nitrificantes (Tsang et al., 2017).

Como se evidenció en los resultados presentados, en todas las etapas ocurre la desnitrificación. En este proceso, el ion nitrato (NO_3^-) se puede reducir a nitrito (NO_2^-) gracias a la acción de cualquier tipo de microorganismo en condiciones de deficiencia de oxígeno (**Ecuación 4.8**). En este caso, esta se puede atribuir a la compactación del lecho debido a la baja humedad de la etapa **II** y **III**, así como las altas concentraciones de H_2S de la etapa **VI**. Por otro lado, la reducción de nitrito (NO_2^-) a amonio (NH_4^+) (**Ecuación 4.9**), la reducción de nitrito (NO_2^-) a óxido nítrico (NO) (**Ecuación 4.10**) y la reducción de óxido nítrico (NO) a óxido nitroso (N_2O) (**Ecuación 4.11**) o a nitrógeno (N_2) (**Ecuación 4.12**), la realizan principalmente las bacterias AOB presentes en el lecho, en condiciones de deficiencia de oxígeno y en presencia de nitrato (NO_3^-), cuya concentración disminuyó en todas las etapas. Por consiguiente, todos estos mecanismos pueden ocurrir en simultáneo consumiendo tanto nitrito (NO_2^-) como nitrato (NO_3^-) (Kuypers et al., 2018).

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow {NO_2}^+ + H_2O \quad (4.8)$$

$$NO_2^- + 6e^- + 8H^+ \rightarrow NH_4^+ + 2H_2O \quad (4.9)$$

$$NO_2^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow NO + H_2O \quad (4.10)$$

$$NO + 2e^- + 2H^+ \rightarrow N_2O + H_2O \quad (4.11)$$

$$2NO \rightarrow N_2 + O_2 \quad (4.12)$$

Particularmente, el N_2O es un gas de efecto invernadero con una potencia de 310 veces mayor al CO_2 (Kuypers et al., 2018). Por tal razón, se corroboró la producción de óxido nitroso al final de la etapa **VI**, obteniéndose una emisión de 0,30 mg/m^3. Esta concentración es cercana a la concentración ambiente (0,321 ppm, Hu, S.M. 2021), y está por debajo del límite permisible de emisión por fuentes fijas de NO_x de 500 mg/m^3 según la resolución 909 de 2008 de 500 mg/m^3 (Ministerio de Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008). Igualmente, para controlar su producción, se debe evitar la distribución no uniforme de oxígeno por formación de zonas compactas por baja humedad como se evidenció en la etapa **III**, o por uso de alta humedad superior al 55% como lo reportan otros autores para lecho de astillas de madera y compost en proporción en peso 12:1 (Liu et al., 2017) y proporción 1:1 (Yang

et al., 2014). Sin embargo, se espera que su producción sea nula con el tiempo de funcionamiento del biofiltro considerando que para la etapa **VII**, la concentración de nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) fue despreciable.

- **Funcionamiento por secciones**

A continuación, se exponen los resultados de eficiencia de remoción (%) de NH_3 en función de la altura del biofiltro (**Figura 4-11**).

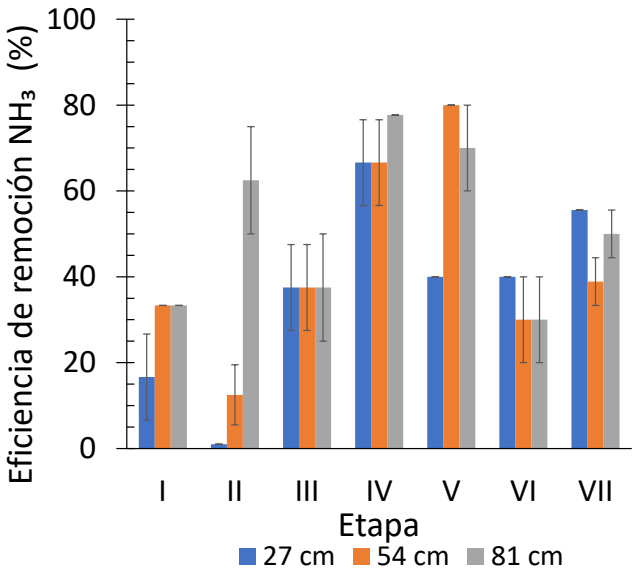

Figura 4-11 Eficiencia de remoción (%) de NH_3 según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración.

Durante la etapa **I**, la ER fue del 16% en la sección baja (**Figura 4-11**) y se evidencia con el aumento de la concentración de amonio (NH_4^+) de 8 mmol/Kg, antes del inicio de la biofiltración, a 11 mmol/Kg (**Figura 4-12c**). Por otro lado, en la sección media y alta, la ER alcanza el 33% (**Figura 4-11**) debido a la oxidación del amonio. Lo anterior se evidenció con el aumento de la concentración de nitrito (NO_2^-) de 2,7 a 11,2 mmol/Kg y nitrato (NO_3^-) de 172 a 236 mmol/Kg (**Figura 4-12 a, b**). Por consiguiente, a pesar de que el promedio global de nitrato (NO_3^-) es menor a la concentración inicial (**Figura 4-9 a**), este disminuye principalmente en la sección baja. Esto se debe posiblemente a que esta es la sección de

mayor concentración de H_2S que inhibe la actividad nitrificante de las NOB. Resultados similares fueron reportados por Liu et al. (2017) para lecho de mezcla de astillas de madera y compost en proporción en peso 12:1, y por Vela-Aparicio et al. (2020) para lecho de pollinaza y bagazo de caña (proporción 5:5), en el cual a medida que aumenta la distancia respecto a la entrada del gas, aumenta la remoción, y la mayor concentración de amonio (NH_4^+) se encuentra en la sección baja.

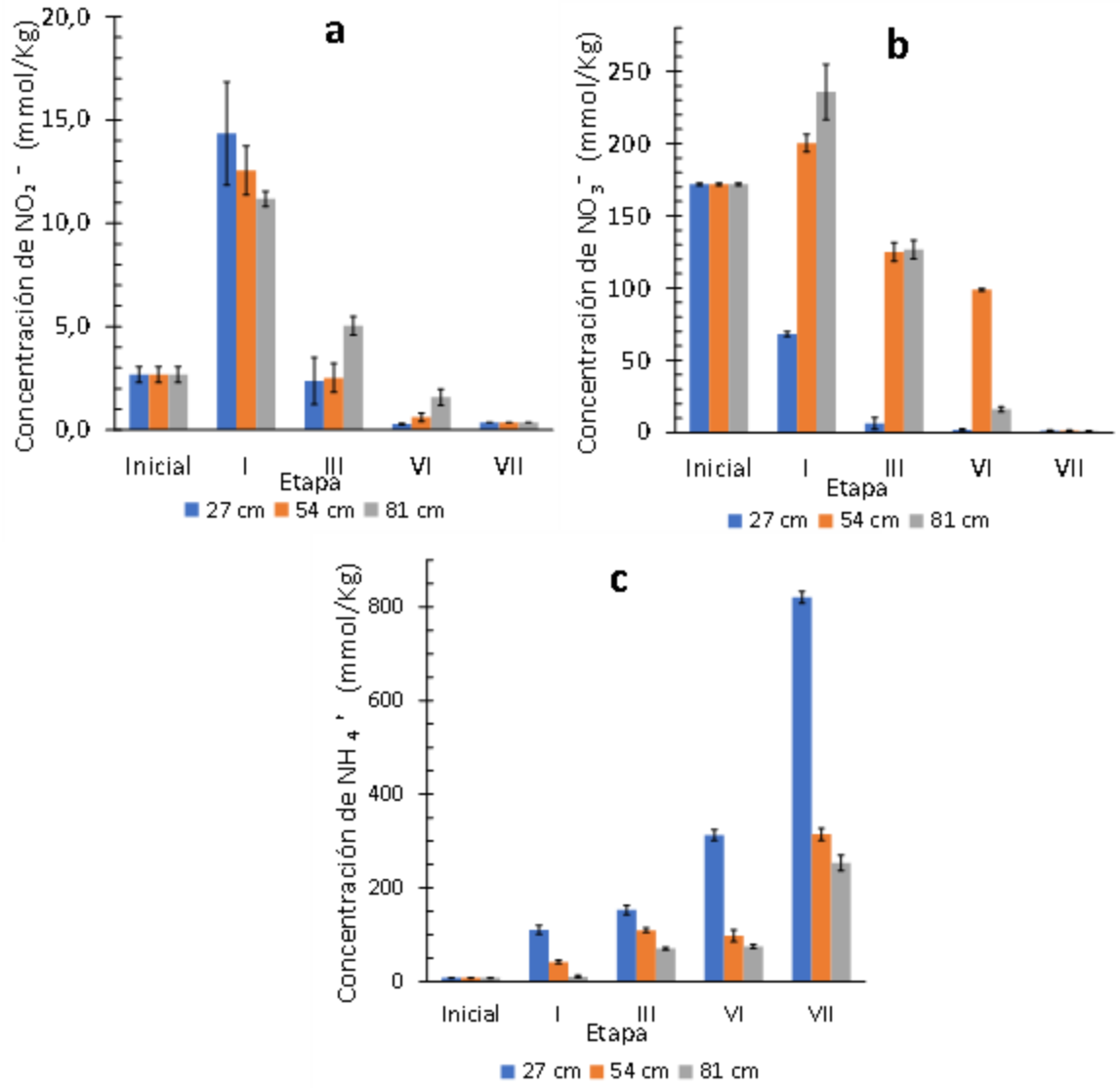

Figura 4-12 Concentración (mmol/Kg), en las etapas **I**, **III**, **VI** y **VII**, de **a)** nitrito NO_2^-, **b)** nitrato NO_3^-, y **c)** amonio NH_4^+, en función de la altura del biofiltro.

Durante la etapa **III**, la ER de 38% es igual en todas las secciones (**Figura 4-11**) posiblemente debido a que, una vez se adsorbe el amoniaco en forma de amonio en el lecho, este se vuelve a desorber con la corriente de aire ascendente. Por tal razón el incremento de amonio (NH_4^+) en cada sección es igual (**Figura 4-12c**). Para el caso de la etapa **IV**, ocurre el mismo fenómeno de desorción porque la ER en las secciones baja y media es igual y del 67%, aunque la ER en la sección superior es mayor (78%) (**Figura 4-11**).

Posteriormente, en la etapa **V**, se observa que la ER en la sección alta disminuye respecto a la sección media, y en las etapas **VI** y **VII**, la ER en la sección media o alta disminuye respecto a la sección inferior (**Figura 4-11**). Esto se debe a que el NH_3 adsorbido se desorbe entre secciones mientras se mantiene el flujo ascendente. Adicionalmente, en estas etapas la concentración de amonio (NH_4^+) aumentó principalmente en la sección baja y media (**Figura 4-12c**), lo cual indica que la alta concentración de amonio en estas secciones inhibe la nitrificación y favorece la desnitrificación (Tsang et al., 2017), que se evidenció en la disminución de la concentración de nitrito (NO_2) nitrato (NO_3^-) en las etapas **III**, **IV**, **V**, **VI**, **VII** y en todas las secciones (**Figura 4-12a, b**). Por lo tanto, una posible estrategia para remover el amonio consiste en el lavado del lecho, agregando agua en la parte superior del biofiltro. Se ha reportado que el lavado permite recuperar la actividad nitrificante de las bacterias (Vela-Aparicio et al. 2022).

Finalmente, el NH_3 no inhibió la remoción de H_2S en ninguna etapa a pesar de observarse desnitrificación, saturación del lecho y una ER máxima de 68% ± 2% (**Figura 4-8**). Esto es beneficioso para la operación industrial, considerando que el H_2S es el compuesto que se emite en mayor concentración en las PTAR, y el NH_3 se emite en baja concentración, incluso menor a la de los COVs, y menor al límite de exposición de 18 mg/m^3 exigido por la Administración de Salud Ocupacional de Estados Unidos (OSHA; Occupational Safety and Health Administration, 2020). Por otro lado, dado que el H_2S favorece la desnitrificación, es importante crear estrategias que permitan que las AOB y NOB sean más resistentes. Para ello, se propone que durante la etapa de aclimatación de estas bacterias se apliquen picos de H_2S de poca duración (de aproximadamente 1 h).

4.3.3 Biofiltración de tolueno

En esta sección, se muestra el estudio de la biofiltración de tolueno con carga simultánea de H_2S y NH_3.

- **Desempeño general del biofiltro**

A continuación, se exponen los resultados de la eficiencia de remoción (ER) y capacidad de eliminación (CE) (**Figura 4-13**) de tolueno en las etapas descritas previamente. Al explicar cada etapa se hará referencia a las concentraciones de carga de tolueno. Sin embargo, se debe tener en cuenta que en cada etapa se tiene a su vez carga de NH_3 y H_2S en simultáneo (**Tabla 4-1**).

En la etapa **I**, el prototipo de biofiltro funcionó a bajas concentraciones de tolueno de 5,8 mg/m^3 y tasa de carga de 0,34 g/m^{3}h, mientras la concentración de H_2S fue 4,2 mg/m^3 y de NH_3 fue 0,9 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Durante los primeros 5 días de biofiltración la ER fue de 0% y aumentó hasta el 33,2 ± 4,7% entre el día 5 a 25, correspondiente a la fase de aclimatación de las bacterias heterótrofas, mientras que la CE aumentó a 0,12 ± 0,02 g/m^{3}h (**Figura 4-13)**. Al inicio de la biofiltración la remoción es nula por tanto la adsorción de tolueno en el lecho es muy baja debido a la naturaleza hidrofóbica de este compuesto. Posteriormente, la ER aumenta indicando que la eliminación de tolueno se debe a la biodegradación microbiológica y por consiguiente este mecanismo predomina sobre la adsorción. Estos resultados se evidenciaron en otros estudios que usaron compost como lecho de biofiltración y tuvieron la misma tendencia, por ejemplo, Kumar et al. (2019) con mezcla de compost y carbón activado, y Ondarts et al. (2012) que usó compost de residuos verdes de jardín. Adicionalmente, se ha demostrado que el compost posee baja capacidad de sorción (Delhoménie et al., 2002) y se satura con tolueno en 14 h en condiciones abióticas (inerte y autoclavado) (Ondarts et al., 2012). Por lo tanto, se deduce que después de que el tolueno se adsorbe en el lecho este es biodegradado. Por otro lado, a pesar de que en este estudio no se cuantificó CO_2, se ha demostrado su producción como subproducto de degradación microbiológica (Kumar et al., 2019; Zhu et al., 2016).

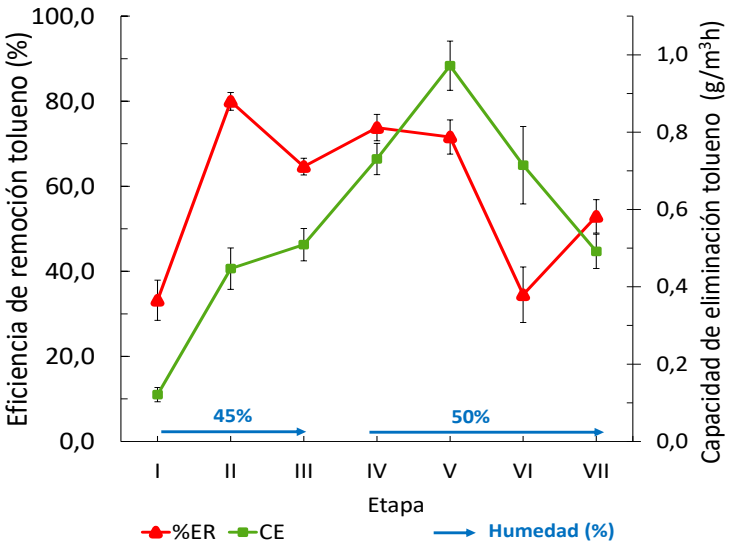

Figura 4-13 Eficiencia de remoción (%) y capacidad de eliminación (CE g/m^{3}h) del tolueno en las etapas de biofiltración a humedad de 45% y 50%.

En la etapa **II**, se expuso el prototipo de biofiltro a una concentración de 10,9 mg/m^3 y tasa de carga de 0,64 g/m^{3}h de tolueno, así mismo a una concentración de H_2S 15,3 mg/m^3 y de NH_3 2,0 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, la ER promedio incrementó al 80,0 ± 2,1% y la CE a 0,45 ± 0,05 g/m^{3}h indicando que la aclimatación permitió a las bacterias aumentar la actividad oxidante (**Figura 4-13**). Sin embargo, durante la etapa **III**, con la evidencia de zonas compactas y secas en el lecho, junto con el incremento de la concentración de tolueno a 14,8 mg/m^3 y tasa de carga de 0,87 g/m^{3}h, con concentración constante de H_2S en 34,7 mg/m^3 y de NH_3 en 2,4 mg/m^3, la ER disminuyó hasta el 65,6% ± 2,0 % y la CE aumentó a 0,50 ± 0,04 g/m^{3}h (**Figura 4-13**). Esto se debe a que la humedad de 45% ± 3% es muy baja para este lecho, lo que generó canalización y compactación del lecho de compost, de manera que el flujo de aire no es homogéneo. Esto afectó la remoción de tolueno, como también lo reportó Ondarts et al. (2010) para compost de residuos vegetales a pesar de que este compuesto es hidrofóbico. Así mismo, disminuyó la actividad microbiológica ya que hay menor cantidad de agua disponible en la superficie celular para que las enzimas realicen la degradación de mayor carga de tolueno (Beuger & Gostomski, 2009).

En la etapa **IV**, como se describió anteriormente, se incrementó la humedad del biofiltro a 50% ± 3 % y se expuso el biofiltro a una concentración de tolueno similar de la etapa **III**

16,4 mg/m^3 y tasa de carga de 0,97 g/m^{3}h pero a una carga mayor de H_2S de 48,2 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Aunque al inicio de la etapa **IV** la ER no aumenta respecto a la etapa **III**, al final de la etapa **IV** se alcanzan valores mayores del 80,0% y en promedio se recupera la ER a 73,8% (**Figura 4-13**). Previamente, se ha reportado también el aumento de la ER en biofiltros de lecho de compost y perlita 7:3 que trata tolueno al incrementarse la humedad (Sun et al., 2002) y en lecho de suelo (Badilla et al., 2011). Por otro lado, estos resultados demostraron que para este compost de bagazo de caña:pollinaza, en proporción 6:4, la humedad de 45% no es óptima para la remoción de tolueno, a pesar de que Vela-Aparicio et al. (2020) hayan usado una humedad del 40%, obteniendo porcentajes de remoción de más de 99% para H_2S y 95% para NH_3. Esto se debe posiblemente a la diferencia de origen de la pollinaza.

En la etapa **V**, se incrementó la concentración de tolueno a 22,3 mg/m^3 (**Tabla 4-1**) y tasa de carga de 1,32 g/m^{3}h. En consecuencia, la ER fluctuó considerablemente, pero fue estadísticamente ($p>0,05$) igual a la remoción en la etapa **IV** con promedio de 71,5% ± 4,0% mientras la CE aumentó a 0,97 ± 0,06 g/m^{3}h (**Figura 4-13**). Esto indica que el prototipo de biofiltro es resistente no solo a esta concentración de tolueno, sino también a la de 79 mg/m^3 de H_2S y de 2,4 mg/m^3 de NH_3 de esta etapa (**Tabla 4-1**). Posteriormente, en la etapa **VI**, cuando se sometió el biofiltro a una concentración de tolueno de 40,9 mg/m^3, mientras la concentración de NH_3 y H_2S fueron similares a la etapa **V** (84,1 mg/m^3 y 2,4 mg/m^3, respectivamente; **Tabla 4-1**), se observó la disminución de la ER a 34,5% ± 6,5% (**Figura 4-13**). Esto indica que, a esta concentración de tolueno, la comunidad microbiana de las bacterias heterótrofas no es capaz de degradar en su totalidad la carga de tolueno. Por lo tanto, la CE disminuyó de 0,97 a 0,71 ± 0,01 g/m^{3}h; sin embargo, es estadísticamente igual ($p>0,05$) a la CE de la etapa **IV**. Estos resultados fueron similares a los reportados en la biofiltración de H_2S y tolueno, usando como lecho una mezcla de compost (75%) y perlita (25%), pues al aumentar la concentración de tolueno de 0,1 mg/m^3 a 0,9 mg/m^3 y de H_2S de 0,5 mg/m^3 a 30 mg/m^3, el porcentaje de remoción de tolueno pasó de 98,4% a 69,5% (Lebrero et al., 2010). En este caso particular, la disminución de la eficiencia de remoción fue del 30% mientras que en el presente trabajo fue de 40%, principalmente porque la concentración a la que exponen el biofiltro Lebrero et al. (2010), es 25 veces menor respecto a la de este estudio.

Finalmente, en la etapa **VII**, se realiza parada del biofiltro y disminuye la concentración de tolueno a 15,3 mg/m^3 y de H_2S a 41,2 mg/m^3, mientras que la concentración de NH_3 permaneció en 4,32 mg/m^3 (**Tabla 4-1**). Como resultado, la ER aumentó a 52,9% ± 3,9% y la CE disminuyó a 0,49 ± 0,04 g/m^{3}h (**Figura 4-13**). Esto significa que la población de bacterias heterótrofas recuperó su actividad, siendo beneficioso para el tratamiento del H_2S, NH_3 y tolueno en simultáneo, así como para el uso del biofiltro a largo plazo después de someterse a una concentración de choque que se puede dar en una operación industrial. La recuperación de un sistema que tratara tolueno fue reportada por Kumar et al. (2019) con un lecho de mezcla de compost y carbón activado, luego de un incremento de concentración y posterior apagado del biofiltro.

En general, como el tolueno es un compuesto hidrofóbico y poco soluble en agua se esperaba dificultad en la difusión del compuesto desde la fase gaseosa a la líquida del biofilm y, por tanto, bajas ER (Han et al., 2022). Pese a ello, en este trabajo, las ER alcanzaron valores de hasta el 100%, en promedio de 71,5% ± 4,0% y capacidad de 0,97 ± 0,06 g/m^{3}h. Estos resultados se deben a que el biofilm no se comporta únicamente como agua y tiene carácter heterogéneo, ya que está compuesto también por sustancias poliméricas extracelulares de las paredes celulares de las bacterias que realizan la biodegradación (Malhautier et al., 2005). Así mismo, como se demostró en este estudio, la degradación de tolueno se debe principalmente a la actividad microbiológica la cual es afectada por la humedad.

- **Funcionamiento por secciones**

A continuación, se exponen los resultados de eficiencia de remoción (%) de tolueno en función de la altura del biofiltro.

Según la **Figura 4-14**, en la etapa **I**, la ER en la parte baja del biofiltro (27 cm) es la mayor (85%-100%). No obstante, la concentración de tolueno aumenta en la salida en la sección media (54 cm) y alta (81 cm), demostrando que el porcentaje de remoción disminuye en estas secciones. Esto podría explicarse debido a la desorción del tolueno que no se degrada en la sección baja y que, por tanto, no es posible degradar en las secciones superiores mientras se mantiene el flujo de contaminante. Como se mencionó

anteriormente, el compost tiene baja capacidad de sorción (Ondarts et al., 2012), por lo cual el tolueno no biodegradado, y que no se adsorbe en el lecho en la sección baja, sale en la corriente final de aire en la parte superior del biofiltro. Por lo tanto, la actividad de las bacterias heterótrofas en las secciones media (54 cm) y alta (81 cm) es baja durante la aclimatación por lo que tiene menor capacidad para continuar degradando más tolueno que provenga de la sección baja (27 cm).

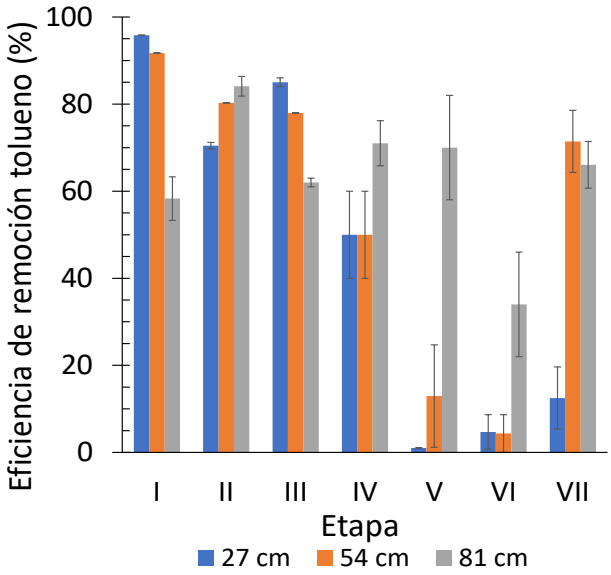

Figura 4-14 Eficiencia de remoción (%) de tolueno según la altura de biofiltro: sección baja (27 cm), sección media (54 cm), sección alta (81 cm) en función de la etapa de biofiltración.

En la etapa **II**, la mayoría del tolueno (60%-70%) se remueve en la sección baja del biofiltro de 27 cm, luego en la sección media de 54 cm se remueve un 10 % adicional y en menor proporción (5-10%) en la sección alta de 81 cm (**Figura 4-14**). Este resultado es similar al reportado por Zhu et al. (2016), quienes observaron una mayor remoción en la parte baja del biofiltro usando lecho de material inerte mezclado con compost, cemento y perlita, y por Ondarts et al. (2012) usando lecho de compost de residuos verdes de jardín. Pese a observar mayor remoción en la sección baja, no se observó diferencia significativa ($p>0,05$) de la población de bacterias heterótrofas entre secciones, contrario a lo que reportó Zhu et al. (2016). Sin embargo, esto indica que las bacterias tienen buena actividad y resistencia a las diferentes concentraciones del contaminante.

En la etapa **III**, ocurre el mismo comportamiento de la etapa **I**. Sin embargo, la baja actividad microbiana de las secciones superiores para remover una mayor carga de tolueno se debió a la baja humedad del lecho. Por otra parte, fue posible comprobar que el tolueno que no se metaboliza sale en la corriente de aire al final del biofiltro, y que este se adsorbe muy poco sobre el lecho de compost, gracias al análisis por cromatografía de gases de un extracto en etanol del lecho de compost. Como se observa en la **Figura 4-15 a** y **b**, en el extracto de la muestra no se evidencia la señal de tolueno en el tiempo de retención de 5,48 min que se observa en el estándar. Por lo tanto, en el extracto etanólico no hay tolueno que provenga del lecho.

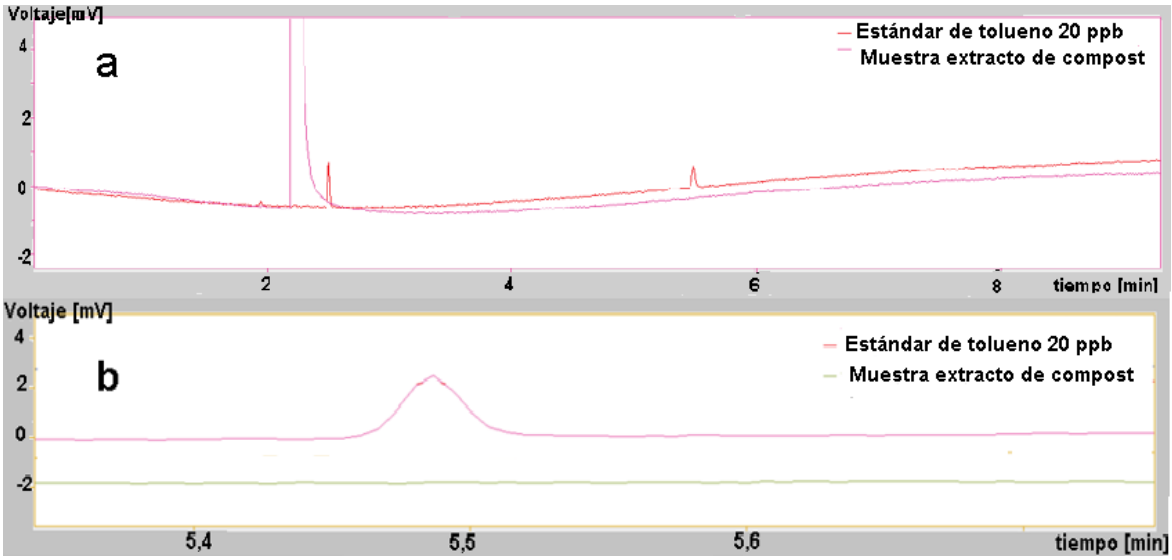

Figura 4-15 Cromatograma de identificación de tolueno en **a)** muestra de extracto de compost y estándar de tolueno (20 ppb). **b)** Ampliación de la zona del tiempo de retención del pico del estándar en 5,45 min

En la etapa **IV** la actividad microbiológica se está recuperando al incrementar la humedad del 45% al 50% (**Tabla 4-1**). Sin embargo, con el aumento de la concentración, la ER entre biofiltros presenta gran dispersión posiblemente por fenómenos de desorción. Por esta razón, la ER de la sección baja y media son estadísticamente iguales ($p>0,05$) y correspondientes al 50%, mientras que en la sección alta la ER alcanza el 73% (**Figura 4-14**). Luego, en las etapas **V** y **VI**, donde hay un mayor incremento de la concentración

de tolueno (22,3 y 40,9 mg/m^3, respectivamente; **Tabla 4-1**) así como estrés por parte del H_2S, en la sección inferior (27 cm) la ER es muy baja (0-10%) por tanto la biodegradación en ambas etapas ocurre principalmente en la sección alta (81 cm), con valores de ER del 71% y 34%, respectivamente (**Figura 4-14**). Finalmente, en la etapa **VII**, al disminuir la carga, se observa que en la sección media se incrementa la ER al 71% debido a la recuperación de la actividad microbiana (**Figura 4-14**). Este comportamiento también se reportó en la biofiltración de tolueno por Zhu et al. (2016) quienes, usando bajas tasas de carga, evidenciaron que las mayores eficiencias de remoción ocurren en su mayoría en la parte baja y que con altas cargas la mayoría de la remoción se da en la sección alta. Por lo tanto, con la altura de 81 cm, el biofiltro tiene la capacidad de adaptarse a condiciones transitorias de picos de concentración aumentando la ER en la sección de mayor altura.

4.3.4 Análisis de la población microbiana y pH

La población de las bacterias SOB, NOB, AOB y heterótrofas disminuyeron en la etapa **I** debido al efecto tóxico del H_2S que se evidenció en la biofiltración. Sin embargo, en las etapas posteriores, las concentraciones de trabajo no causaron alta toxicidad ya que la población de las bacterias fue estadísticamente igual ($p>0,05$) en todas las etapas y entre secciones (**Tabla 4-3** Conteo de la población microbiana (log CFU/g) en el lecho de compost de bagazo de caña:pollinaza (proporción 6:4), en las diferentes etapas de la biofiltración.. Esto indica que al final de la etapa **I** las bacterias están aclimatadas para llevar a cabo la degradación, por lo cual en la etapa **II** la remoción de todos los contaminantes aumentó, y por tanto su población no disminuye en las siguientes etapas.

Por ejemplo, en la etapa **III** no se presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre las poblaciones respecto a la etapa **I**, a pesar de observarse una disminución de la ER. Lo anterior evidencia que la producción y actividad de las enzimas encargadas de oxidar el H_2S, NH_3 y tolueno está determinada por la cantidad de sustrato, es decir, de contaminantes (Engelking, 2013). Por consiguiente, la actividad microbiológica disminuyó porque se afectó la transferencia de los gases al biofilm debido a la baja humedad. Finalmente, en la etapa **VI**, la alta concentración de tolueno y H_2S pudo inhibir estas enzimas sin afectar la población de las bacterias, por lo cual en la etapa **VII** de recuperación la población fue la misma. En consecuencia, la pérdida de actividad microbiológica

posiblemente se debió a la disminución de expresión genética de las enzimas de degradación (Guieysse et al., 2008).

Tabla 4-3 Conteo de la población microbiana (log CFU/g) en el lecho de compost de bagazo de caña:pollinaza (proporción 6:4), en las diferentes etapas de la biofiltración.

Bacteria	Inicial	Etapa I	Etapa III	Etapa VI	Etapa VII
Heterótrofas	9,2	8,0	7,6	7,9	7,6
NOB	9,2	7,5	7,8	7,6	7,1
AOB	9,2	7,2	7,2	8,1	7,7
SOB	7,2	6,6	7,8	7,4	6,8

Un comportamiento similar también fue reportado por Lebrero et al. (2010) para lecho de mezcla de compost (75%) y perlita (25%). Este biofiltro no presentó cambio en la comunidad microbiana cuando el ER disminuyó en 10% al aumentar la concentración de tolueno de 0,1 mg/m^3 a 0,9 mg/m^3 y de H_2S de 0,5 mg/m^3 a 30 mg/m^3. Así mismo, Park et al. (2009), en la biofiltración de H_2S, NH_3 y tolueno con lecho de corcho inoculado, tampoco evidenciaron un cambio en la población, aún con la disminución de la ER del NH_3 de 95% a 50% y del tolueno del 99% al 10% Por otra parte, las diferencias entre el cambio de poblaciones frente a otros autores, como Vela-Aparicio et al. (2022), quienes evidenciaron el aumento de la población de AOB, puede deberse al tipo de comunidad microbiana instalada en el lecho al inicio de la biofiltración, así como el efecto del tolueno que pudo generar toxicidad en estas bacterias. Sin embargo, en este trabajo, la baja fluctuación de la comunidad microbiana indica la larga viabilidad que puede tener el biofiltro para su uso en una operación industrial.

Por otro lado, el pH del sistema fue estadísticamente igual en las etapas **I**, **III** y **VI**, y entre secciones, con un valor promedio de 7,8, evidenciando la buena capacidad buffer del sistema, la cual fue de 0,51 mol H^+/Kg de compost. La baja fluctuación del pH se debe también a la producción y consumo de iones hidronio H^+ en tres reacciones en simultáneo. Por un lado, en la oxidación del H_2S se produce sulfato (SO_4^{2-}) e iones hidronio H^+ que disminuyen el pH, mientras que en la desnitrificación del nitrato (NO_3^-) se consumen iones hidronio H^+ **(Ecuaciones 4.8, 4.9 y 4.10),** y en la adsorción del NH_3 se producen iones hidroxilo OH^- que incrementan el pH (**Ecuación 4.13**). Por otra parte, en la etapa **VII** el pH

decrece a 6,5, posiblemente porque la concentración de nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) es despreciable y, por tal razón, prevalece la producción de iones hidronio H^+ en la oxidación de H_2S. La tendencia a disminuir el pH también fue reportada por Galera et al. (2008), que evaluaron la remoción simultánea de H_2S, NH_3 y tolueno en un lecho de lana de roca y compost, así como por Hou et al. (2016) con disminución de 8,0 a 6,8 en la remoción de H_2S y NH_3, debido a la alta producción de sulfato (SO_4^{2-}) en un lecho de compost, paja y astillas de madera (proporción 70:15:15). Finalmente, también por Vela-Aparicio et al. (2022) con disminución del pH de 7,5 a 6,5. Sin embargo, según estos resultados el pH se mantuvo en el rango de 6-8, el cual es óptimo para el funcionamiento de las SOB, AOB, NOB y bacterias heterótrofas.

$$NH_3 + H_2O \rightarrow OH^- + NH_4^+ \quad (4.13)$$

4.3.5 Comparación de eficiencia del biofiltro con reportes de literatura

Las ER de H_2S y NH_3 fueron comparables a las reportadas por los siguientes autores en cargas y concentraciones similares y que usaron lechos de compost. Por ejemplo, Alinezhad et al. (2019) instalaron un biofiltro de 12,03 L con lecho de trozos de PVC con compost inoculado con lodo activado en la PTAR de Yazd, Irán, obteniendo una ER de 99% para concentración de H_2S del 24,02 ppm (24,98 mg/m^3) y CE de 1,09 g/m^{3}h. Este valor es próximo a los obtenidos en este trabajo para la concentración de H_2S del 14,7 ppm (15,3 mg/m^3) para el cual la ER fue del 99,9% y el CE de 0,87 g/m^{3}h. Respecto al NH_3, para 2,71 ppm (1,40 mg/m^3), los autores reportaron una ER de 97% y una CE de 0,06 g/m^{3}h. En el presente estudio la ER fue menor, del 30% para 1,8 ppm (0,9 mg/m^3) y 68% para 3,9 ppm (2,1 mg/m^3). Sin embargo, la CE fue mayor para 3,9 ppm (0,10 g/m^{3}h), evidenciando la capacidad de este biofiltro para resistir cargas similares, e incluso mayores, a las encontradas en una PTAR.

Así mismo, únicamente para el tratamiento de H_2S, Tian et al. (2020) usando lecho de vermicompost, obtuvieron una ER de 92,4% para una tasa de carga entre 5,6 y 15,1 g/m^{3}h con flujo de 0,35 m^3/h y EBRT de 106 s. Este resultado es mayor un 14% respecto al presente estudio, en el cual se obtuvo una ER de 71,4% para la tasa de carga de 5,0 g/m^{3}h. No obstante, esta diferencia puede deberse al tipo de lecho y su comunidad microbiana.

Esto considerando que el vermicompost es más rico en nutrientes y vitaminas (Syarifinnur et al., 2020), lo cual puede permitir que las bacterias generen resistencia a concentraciones mayores de H_2S. Así mismo, el tolueno tiene efecto tóxico sobre las bacterias SOB.

Adicionalmente, los resultados de este trabajo se pueden comparar con Vela-Aparicio et al. (2020) quienes evaluaron la biofiltración de H_2S y NH_3 para lecho de pollinaza y bagazo de caña (propoción 5:5) y las mismas condiciones de este experimento de EBRT de 60 s y flujo de 0,39 m^3/h. Este biofiltro tuvo una ER de 100% para H_2S hasta 120 ppm (124,8 mg/m^3), mientras que en el presente trabajo fue del 100% pero con una disminución en la concentración de 80,4 ppm (84,1 mg/m^3) debido al efecto de la toxicidad del tolueno, sobre las SOB. Por otra parte, la ER del NH_3 por parte de Vela-Aparicio et al. (2020) fue del 100% para concentraciones entre 1 a 2 ppm. Sin embargo, la ER disminuyó hasta el 50% cuando la concentración de H_2S se incrementó a 30-55 ppm (31-57 mg/m^3) y en las concentraciones entre 2 a 5 ppm (1,0-2,6 mg/m^3) de NH_3. Estos resultados son similares a los reportados en el presente trabajo debido a que la ER del NH_3 fue del rango de 47% a 64% para concentraciones de 4 ppm de NH_3 (4,1 mg/m^3), mientras la concentración de H_2S varió de 34,7 a 48,2 mg/m^3 y la concentración de tolueno varío de14,8 a 16,3 mg/m^3 Así mismo, se evidenció en ambos trabajos que las concentraciones de H_2S evaluadas generan toxicidad sobre las AOB y NOB, disminuyendo su actividad nitrificante.

Sin embargo, en este trabajo la remoción de NH_3 no superó el 64% a diferencia del de Vela-Aparicio et al. (2020), a pesar de también usar lecho de pollinaza y bagazo de caña. Esto ocurre debido al efecto de desorción del NH_3 a través del flujo ascendente indicando que el lecho se satura del amonio NH_4^+ y hay pocos centros de adsorción. Por consiguiente, la porosidad de 40% es baja en comparación con la porosidad reportada del 60% por Liu et al. (2017) para lecho de mezcla de astillas de madera y compost. Particularmente con esta porosidad, Liu et al. (2017), obtuvo ER mayores al 77% y el mecanismo principal de remoción de NH_3 también es la adsorción. Por lo tanto, se puede deducir que el compost obtenido por Vela-Aparicio et al. (2020) tiene mayor porosidad por lo que es recomendable usar una mayor proporción de pollinaza con menor proporción de viruta y asegurar la estabilización completa del compost

Por otra parte, se determinó la CE máxima que resiste el biofiltro (**Tabla 4-4**). Para el tolueno y H_2S corresponde a la etapa **V**, mientras que para el NH_3 corresponde a la etapa **IV**. Sin

embargo, la concentración de NH_3 es igual en ambas etapas. Esto indica que la concentración de H_2S mayor a 79,1 mg/m^3 y de tolueno mayor a 22,3 mg/m^3 afectaron la remoción de NH_3.

Tabla 4-4 Capacidad máxima de eliminación (CE) y eficiencia de remoción (ER) de H_2S, NH_3 y tolueno. Se especifica la tasa de carga (TC).

H_2S		**NH_3**		**tolueno**	
TC: 4,7 g/m^{3}h		**TC:** 1,2 g/m^{3}h		**TC:** 1,32 g/m^{3}h	
% ER	**CE_{max} (g/m^{3}h)**	**% ER**	**CE_{max} (g/m^{3}h)**	**% ER**	**CE_{max} (g/m^{3}h)**
96,9 ± 1,2	4,3 ± 0,3	68 ± 2	0,095 ± 0,006	71,5 ± 4,0	0,97 ± 0,06

Como se muestra en la **Tabla 4-4** estos resultados fueron mayores y comparables con otros reportes con tasa de carga similar y que usaron compost como lecho (**Tabla 4-5**). Lo anterior indica el uso potencial de materiales de fácil obtención en Colombia como pollinaza y bagazo de caña para usarse en el tratamiento simultáneo de CIVs, como H_2S y NH_3, y de COV, como el tolueno. Esto es importante en la operación de una PTAR, considerando que este último compuesto volátil tiene diferente naturaleza química, es hidrofóbico y generalmente no es reportado (**Tabla 4-5**). Así mismo, como la mayoría del H_2S es removido en la sección media y baja, este prototipo de biofiltro puede soportar cargas mayores y no conlleva al uso de grandes volúmenes a nivel industrial (Li et al., 2015).

Tabla 4-5 Capacidad de eliminación (CE) de biofiltros de compost para la eliminación de H_2S y/o NH_3 con tasa de carga (TC) similares a las de este estudio.

Compuesto/s	Lecho	Parámetros	CE % ER	Referencia
H_2S NH_3	Compost con trozos de PVC inoculado con lodo activado	EBRT: 15 s Q: 2,16 m^3/h TC H_2S: 3,9 g/m^3h TC NH_3: 0,5-1,8 g/m^3h V:0,012 m^3	H_2S: 3,6g/m^3h ER 92% NH_3: 1.7g/m^3h ER 99,5%	Alinezhad et al., (2019)
H_2S	Compost y arena proporción (1:4)	EBRT: 10 min Q: 6 m^3/h TC: 0,212 g/m^3 V:0,0085 m^3	0,108 g/m^3h ER 50,9%	Yuan et al., (2019)
Compuestos reducidos de azufre (RSC): CH_3SH, $(CH_3)_2S$ y H_2S)	Compost maduro con residuos de jardinería	EBRT: 58,4 s Q: 509 m^3/h TC:10-900mg/m^3 V:0,0085 m^3	0,935 $gRSC/m^3h$ ER 100%	Hort et al., (2013)

4.3.6 Análisis de la humedad

Cómo se evidenció, la humedad es uno de los factores más importantes que determinan el desempeño de un biofiltro. En este caso, el aumento de la humedad del 45% al 50% mejoró la ER de los tres compuestos de estudio, a pesar de que el tolueno es hidrofóbico. Esto se debió a que el agua es importante para la formación del biofilm y actividad microbiológica de las bacterias. Sin embargo, para reducir la desnitrificación (Liu et al., 2017) y caídas de presión (Rolewicz-kali et al., 2020) se recomienda que la humedad sea menor al 55%. Por lo tanto, en este trabajo se usó un humidificador en el cual el agua presurizada se libera como vapor, y se acopla con la corriente de aire contaminante para luego ajustar el flujo de entrada al biofiltro. Esta tecnología es la más usada porque consume menos energía (Allen, 2003) y es reportada, por ejemplo, por Vela-Aparicio et al. (2020) para remoción de H_2S y NH_3 usando lecho de pollinaza y bagazo de caña (proporción en volumen 5:5), Kumar et al. (2019) para la remoción de tolueno usando lecho de mezcla de compost y carbón activado, y Ghasemi et al. (2020) para remoción de tolueno

usando lecho de mezcla vermicompost y carbón vegetal (proporción en volumen 2:1). También es posible ajustar humedad por irrigación directa en la parte superior del biofiltro o combinar ambas tecnologías, como se reportó en el uso industrial por Omri et al. (2013) para el tratamiento de H_2S en la PTAR de Charguia, Tunis, Tunisia, y por Hort et al. (2013) para compuestos reducidos de azufre (RSC) CH_3SH, $(CH_3)_2S$ y H_2S, en una planta de compostaje de lodos y residuos de jardinería en Tarbes, Francia. Así mismo, es recomendable tener un sistema automático de medición de la humedad como por ejemplo un sensor. De esta manera la humedad se puede monitorear constantemente y ajustar cuando sea necesario.

4.3.7 Consideraciones para escalamiento

En la implementación del prototipo de biofiltración en la zona de pre-tratamiento de la PTAR El Salitre, en primer lugar, es necesario cerrar la zona y determinar el volumen de aire contaminado con las dimensiones de la estructura. Posteriormente, se debe considerar la tasa de ventilación (Tv), es decir las veces por hora que se extrae el volumen de aire contaminado contenido dentro del espacio confinado. En espacios sin presencia de trabajadores se aconseja 4 (h^{-1}) y para espacios para trabajo de operadores 12 (h^{-1}) (Hanzen et al., 2018). Con esta tasa es posible calcular el flujo de aire mediante la **Ecuación 4.14**.

$$Q_{gas} = V_{Aire\ contaminado} \times Tv \qquad \textbf{Ecuación 4.14}$$

donde, Q_{gas}: caudal del aire contaminado (m^3/h); $V_{aire\ contamindado}$: volumen de aire contaminado (m^3); y T_V: tasa de ventilación (h^{-1}).

Después de cerrar la zona, es necesario captar la corriente de aire con tubería que se dirige al biofiltro. Esta tubería debe ser de plástico reforzado con fibra de vidrio para evitar su corrosión con el H_2S. Por otra parte, para mantener las condiciones operacionales de EBRT, se escala el volumen industrial dependiendo del flujo calculado. Así mismo, se puede usar un ventilador que extraiga el aire y una válvula que regule el flujo y este sea constante (Hort et al., 2013). Posteriormente, la corriente de aire se dirige al biofiltro para ser tratada. Adicionalmente, es importante medir el flujo de entrada de gas, la humedad y

pH del lecho y realizar muestreos periódicos del lecho para análisis de metabolitos y población microbiana.

Después de que el biofiltro haya perdido su vida útil, para evaluar si el lecho de compost se puede usar como fertilizante o acondicionador de suelo, se propone seguir el "Reglamento para la producción primaria, procesamiento, empacado, etiquetado, almacenamiento, certificación, importación y comercialización de Productos Agropecuarios Ecológicos" del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR, 2006). Según este documento un acondicionador orgánico debe cumplir los requisitos establecidos en la NTC-5167 que se resumen en la **Tabla 4-6**. Así mismo, se debe reportar pérdidas por volatilización, descripción física, contenido de Na y materia prima de origen (ICONTEC, 2022).

Tabla 4-6 Requisitos fisicoquímicos para abonos o fertilizantes orgánicos.

Parámetro	**Contenido límite**
Carbono orgánico oxidable total (%)	Mínimo 15%
Nitrógeno total (%) Fósforo total (P_2O_5) Potasio total (K_2O)	Mínimo 1% Mínimo 1% Mínimo 1%
Silicio total (SiO_2)	Máximo 50%
Relación C/N	Máximo 25
Humedad	Máximo 25%
Densidad real g/mL	0,6 g/mL
Retención de humedad	Mínimo 100%
Capacidad de intercambio cationico	30 cmol/Kg Meq/100
Contenido de cenizas	Max 60%
Contenido de metales pesados	As 41mg/Kg Cd 39 mg/Kg Cr 1200 mg/Kg Hg 17 mg/Kg Pb 20 mg/Kg
Samonella spp.	Ausente en 25 g
E. coli	Ausente
Huevos de helminto viables	<1 en 4g de muestra (base seca)

Por otro lado, es posible tratar el compost del lecho de biofiltración como biosólido de la PTAR, aunque este nombre se atribuya al producto proveniente de la estabilización de

lodos residuales. Según el Decreto 1287 de 2014, un biosólido se clasifica en la categoría A o B de acuerdo con el contenido de metales pesados y el análisis microbiológico (**Tabla 4-7**). Si el material es de categoría B, es posible usarlo en agricultura, plantaciones forestales, recuperación de suelos, insumo de abonos, remediación de suelos contaminados, insumo para fabricación de materiales de construcción, estabilización de taludes de red vial, operaciones en rellenos sanitarios, revegetalización, paisajismo o valorización energética. Por otro lado, si el material es de categoría A, tiene estos mismos usos de la categoría B y en adecuación de zonas verdes y áreas privadas como jardines o patios. En el caso de usarse en agricultura, los usuarios deberán tener en cuenta el tipo de suelo y de cultivo para definir la tasa agronómica de conformidad con lo que determine el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) y no exceder la tasa anual de aplicación de metales introducidos al suelo (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, 2014).

Tabla 4-7 Valores máximos permisibles de categorización de biosólidos para su uso.

Parámetro	Unidad de medida	Categoría A	Categoría B
Arsénico As	mg/Kg	20,0	40,0
Cadmio Cd		8,0	40,0
Cobre Cu		1000,0	1750,0
Cromo Cr		1000,0	1500,0
Mercurio Hg		10,0	20,0
Molibdeno Mb		18,0	75,0
Níquel Ni		80,0	420,0
Plomo Pb		300,0	400,0
Selenio Se		36,0	100,0
Zinc Zn		2000,0	2800,0
Coliformes Fecales	UFC/g base seca	$< 1{,}00 \times 10^3$	$< 2{,}00 \times 10^6$
Huevos de Helmintos viables	Huevos/4g base seca	<1,0	<10,0
Salmonella spp.	UFC/ en 25 g base seca	Ausencia	$< 1{,}00 \times 10^3$
Virus Entéricos	UFP/ 4 g base seca	<1,0	-

UFC: Unidades formadoras de colonias; UFP: Unidades formadoras de placas.

Los biosólidos que no clasifiquen en las categorías A y B pueden usarse en rellenos sanitarios como cobertura diaria, en procesos de valorización energéticas o finalmente disponerse en rellenos (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, 2014). Sin embargo, en base a las características fisicoquímicas y microbiológicas, existen varias opciones para la

re-utilización del compost lo cual le da más valor a los residuos lignocelulósicos de bagazo de caña y residuos de estiércol que se producen en Colombia.

4.4 Conclusiones

La biofiltración es una tecnología económica y eficiente para el tratamiento de olores ofensivos que aprovecha residuos agropecuarios de fácil obtención en Colombia como el bagazo de caña y pollinaza. Por lo tanto, a partir del compostaje de estos residuos, fue posible obtener un prototipo de biofiltro que tuvo una máxima eficiencia de remoción de 96,9% para H_2S en la concentración de 79,1 mg/m^3, 68% para NH_3 en la concentración de 2,0 mg/m^3 y 71,5% para tolueno en la concentración de 22,3 mg/m^3, a EBRT de 60s en la eliminación en simultáneo de los tres compuestos y simulando las concentraciones de la PTAR El Salitre. Además, el prototipo de biofiltración alcanzó una capacidad máxima de eliminación $CE_{máx}$ de 4,3 ± 0,3 g/m^{3}h para el H_2S, 0,095 ± 0,006 g/m^{3}h para el NH_3 y 0,97 ± 0,06 g/m^{3}h para el tolueno. Estos resultados fueron comparables con otros reportes con tasas de carga similares de H_2S y NH_3 y aportaron al estudio del tratamiento de estos compuestos en conjunto con COVs como el tolueno.

El prototipo de biofiltro recuperó la eficiencia de remoción después de someterse a condiciones transitorias de alta concentración y baja humedad que se presentan en una PTAR. El NH_3 no tuvo un efecto negativo sobre la degradación del H_2S que es el compuesto que se emite en mayor concentración y que contribuye más al olor ofensivo. Mientras tanto, el H_2S inhibió la degradación microbiológica del NH_3, pero este compuesto se emite en baja concentración y aporta poco al olor. Por otra parte, el tolueno si tuvo un efecto negativo sobre la remoción del H_2S cuando la concentración fue mayor a 40,9 mg/m^3, correspondiente a una concentración de choque de la PTAR. Esto evidenció la importancia de estudiar la biofiltración de los compuestos orgánicos en conjunto con H_2S y NH_3 a nivel laboratorio y simulando condiciones locales de concentración para que funcione como base a un futuro escalamiento en un industria o actividad particular, en este caso una PTAR.

La eliminación del H_2S y tolueno se debió a la adsorción en el lecho y la oxidación microbiológica. La eliminación de NH_3 se debió principalmente por la adsorción en el lecho en forma de amonio y la desnitrificación. Sin embargo, en este proceso no se emitieron gases NH_3 y N_2O en concentraciones contaminantes. Así mismo, con base en estos mecanismos, el pH y población microbiana no fluctuaron significativamente durante el funcionamiento del prototipo de biofiltro.

Se demostró que la humedad del lecho es uno de los factores que más influye en la eficiencia de remoción del biofiltro. Por lo tanto, se recomienda usar una humedad mayor a 45% y menor a 55% para el mantenimiento del biofilm, que evite un flujo diferencial de oxígeno y disminuya la desnitrificación.

Con el fin de controlar la desnitrificación y mejorar la oxidación del NH_3 se sugiere lavar el lecho para eliminar el exceso de amonio (NH_4^+) acumulado. A su vez, es recomendable que, durante la etapa de aclimatación, se exponga el biofiltro a picos de corta duración de H_2S que mejore la resistencia de las bacterias oxidadoras de nitrito (NOB) y l bacterias oxidadoras de amonio (AOB) a este compuesto.

Adicionalmente, con altas cargas de H_2S y tolueno, la eficiencia de la remoción aumenta en la sección alta de 81 cm del biofiltro, indicando que es una altura adecuada para cuando se dan picos de carga en una actividad industrial. Así mismo, para la recuperación de la actividad no fue necesario la adición de nutrientes al lecho de compost. Por lo tanto, usando este prototipo a gran escala, es posible obtener beneficios económicos en la implementación de esta tecnología en una PTAR.

5. Conclusiones y Recomendaciones Generales

5.1 Conclusiones

En Colombia hay una creciente normativa relacionada al control de los olores ofensivos de diferentes actividades, como por ejemplo las PTAR. Por ello es importante monitorear los compuestos generadores de olores e implementar tecnologías económicas para su tratamiento como la biofiltración. En este trabajo, usando la PTAR El Salitre como modelo de estudio, se determinó que el H_2S es el compuesto que se emite en mayor concentración, seguido de los COVs y finalmente el NH_3. Así mismo, las emisiones tienen un régimen climático ya que la emisión es mayor en días secos en comparación con los lluviosos, por lo que en Colombia el comportamiento de emisión diario se puede escalar a un comportamiento de temporadas climáticas seca y lluviosa.

La contribución de la emisión de los COVs es importante en la generación de olores ofensivos. Por tal razón, los COVs se deben incluir en los estudios de biofiltración junto con los CIVs, como H_2S y NH_3. Como el tolueno es el compuesto orgánico más abundante, en este trabajo fue elegido para simular la corriente de aire contaminante en un prototipo de biofiltración. Esta corriente incluye los compuestos H_2S, NH_3 y tolueno en simultáneo y en las concentraciones de la PTAR-El Salitre.

El prototipo de biofiltración constó de un lecho de compost de bagazo de caña y pollinaza (proporción 60:40) que son materiales de fácil obtención en Colombia. Este compost tiene las características adecuadas para usarse en la biofiltración como pH (8,05), conductividad (1758 μS /cm), capacidad buffer (0,51 mol H^+/Kg compost), capacidad de retención de agua (1,53 gH_2O/ g compost), densidad (538 g/L), porosidad (40%), y distribución de

tamaño de partícula (60% >2,38 mm). Además, posee una población microbiana intrínseca lo cual tiene beneficios económicos porque no es necesario inocular el lecho.

El prototipo de biofiltración removió concentraciones similares a las encontradas en la PTAR El Salitre con eficiencias de hasta de 96,9% para H_2S, 68% para NH_3 y 71,5% para tolueno, a un EBRT de 60s y altura de 81 cm. Adicionalmente, las capacidades máximas de eliminación fueron comparables con otros reportes encontrados en la literatura científica.

En este estudio se demostró la importancia de evaluar la remoción de CIVs y COVs en un sistema de biofiltración. Esto porque a una alta concentración de tolueno de 40,9 mg/m^3, correspondiente a una condición transitoria, el compuesto puede inhibir la remoción de H_2S. Sin embargo, el biofiltro aumentó la eficiencia de remoción al disminuir la concentración de tolueno y H_2S.

El biofiltro mostró su capacidad de recuperación a condiciones transitorias de baja humedad y altas cargas de gases que ocurren en una operación industrial. Para ello, no fue necesario la adición de nutrientes o soluciones, lo cual tiene beneficios económicos en una operación industrial.

La humedad es uno de los factores más influyentes en el desempeño del biofiltro. Usando un lecho de bagazo de caña:pollinaza (60:40) se recomienda ajustar la humedad al 50%. Un valor inferior disminuye la transferencia del gas y actividad microbiana mientras un valor superior puede crear flujo diferencial de O_2.

No se observó un cambio significativo en la población microbiana por el método de conteo en placa. Sin embargo, para obtener una evaluación más precisa en las diferentes cargas de contaminante, la comunidad microbiana se puede analizar por técnicas moleculares.

Finalmente, este prototipo de biofiltración demostró ser apto para el tratamiento de olores ofensivos en una PTAR debido a su adaptación a diferentes concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos en simultáneo, y por su recuperación en

condiciones transitorias de alta carga y baja humedad. Por tanto, este estudio sirve de base para un futuro escalamiento.

5.2 Recomendaciones

Es recomendable usar una mayor proporción de pollinaza para preparar el compost, con el fin de aumenta la porosidad del lecho. Si se emite NH_3, se debe extender el tiempo del compostaje y asegurarse que el compost esté totalmente estabilizado.

Es importante medir otros productos de eliminación de H_2S, NH_3 y tolueno, como por ejemplo el azufre elemental y el CO_2. Además, complementar en todas las etapas de la biofiltración, el monitoreo de sulfuro adsorbido, óxido nitroso y tolueno adsorbido. Además de materia orgánica y iones como fosfato, potasio y calcio. Esto permite aumentar su vida útil al implementar estrategias de control en la operación del biofiltro, como el lavado de lecho por acumulación de iones.

Así mismo, se recomienda cuantificar carbono orgánico, iones fosfato, potasio, sodio y calcio para determinar sus fluctuaciones de nutrientes durante el funcionamiento del biofiltro.

Por otro lado, con el fin de controlar la humedad, es importante instalar humidificadores antes de la entrada del gas del biofiltro y, si es necesario, realizar irrigación de agua sobre el lecho. Por ello, se recomienda monitorear la humedad continuamente con sensores instalados en el lecho.

Se aconseja instalar el sistema de biofiltración con dos réplicas de biofiltro, particularmente durante la temporada climática lluviosa la cual se caracteriza por emisiones de bajas concentraciones. Por consiguiente, el funcionamiento del biofiltro en esta temporada servirá de tiempo de aclimatación para las bacterias del lecho. De esta manera, cuando las emisiones sean mayores durante la temporada seca, el sistema estará aclimatado y la remoción de olores será efectiva.

Durante este tiempo de aclimatación en la temporada lluviosa se pueden aplicar picos de concentración, haciendo pasar por corto tiempo todo el flujo de aire a un solo biofiltro. De

esta manera, se espera que las NOB y AOB sean más resistentes al H_2S y tolueno cuando se exponga el biofiltro a altas concentraciones durante la temporada seca.

Después de acabar la vida útil del lecho es posible reutilizar el compost como biosólido según sus características fisicoquímicas y microbiológicas, y de acuerdo con la normativa Colombiana. Esto muestra el bajo impacto ambiental y ahorros económicos de la biofiltración al usar materiales como el bagazo de caña y la pollinaza.

A. Anexo A: Participación en el IV Congreso Internacional de Tecnologías Limpias

En este anexo se muestra el certificado de participación como ponencia oral en el trabajo titulado “Evaluación de la emisión de H_2S, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR- El Salitre” en el IV Congreso Internacional en tecnologías limpias realizado por la Universidad Santo Tomás el 4 de noviembre del 2021.

- **Identificación de los autores y su respectiva afiliación institucional**

Tabla 1. Identificación de autores

Ana María Guzmán-Beltrán	Departamento de Química, Universidad Nacional de Colombia – sede Bogotá, Bogotá[1]
Diana G. Vela-Aparicio	Departamento de Química, Universidad Nacional de Colombia – sede Bogotá, Bogotá[1]
Iván Cabeza Rojas*	Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás
Pedro F. B. Brandão	Departamento de Química, Universidad Nacional de Colombia – sede Bogotá, Bogotá[1]

*****Actualmente en la Universidad de la Sabana.

- **Resumen**

El propósito de este trabajo fue medir las concentraciones de H_2S, NH_3 y COVs (generadores de olores ofensivos) e identificar los COVs más abundantes, emitidas en la zona de pretratamiento de la PTAR El Salitre. Para cuantificar, se usó un detector de gases portátil y para la identificación del COVs se muestreo aire con fibra SPME - CAR/PDMS 75 μm la cual se desorbió en cromatógrafo de gases acoplado a detector masas.

En consecuencia, se puede concluir que las concentraciones de H_2S, NH_3 y COVs son más altas a menores precipitaciones. Los rangos de concentración emitidos en la PTAR-El Salitre, son de 5 a 86 ppm para H_2S, 1,5 a 10 ppm para NH_3, y 2 a 20 ppm COVs. Por otro lado, de acuerdo con el análisis cromatográfico, se identificó que los compuestos orgánicos volátiles más abundantes son el xileno, tolueno, decano y limoneno al igual que otras PTAR.

Palabras clave : PTAR, olores ofensivos, sulfuro de hidrógeno, amoniaco, compuestos orgánicos volátiles

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS

La Facultad de Ingeniería Ambiental

Certifica que

ANA MARÍA GUZMÁN-BELTRÁN

Participó en el **IV congreso internacional en tecnologías limpias y V encuentro de investigación en Ingeniería Ambiental**

Realizado en Bogotá D.C., el El día 4 de noviembre de 2021

EN CALIDAD DE PONENTE CON EL TRABAJO TITULADO:

Evaluación de la emisión de H2S, NH3 y compuestos orgánicos volátiles en la zona de pretratamiento de una PTAR

Ana Paola Becerra Quiroz
Decana de la Facultad de Ingenieria Ambiental

William Peñaranda Zárate
Decano de la Facultad de Ing Ambiental Sede Villavicencio

Figura 1. Certificado de participación como ponente en el IV Congreso Internacional en tecnologías limpias (Universidad Santo Tomás), 2021.

B. Anexo B. Participación en el Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental de la CAR Cundinamarca

En este anexo se presenta el certificado de participación de la ponencia oral titulada “Evaluación de la emisión de H_2S, NH_3 y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR- El Salitre” en el Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental realizado en los días 24, 25 y 26 de noviembre por la Corporacion Autónoma Regional (CAR) de Cundinamarca.

Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR
Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental
República de Colombia

CAR 26/11/2021 13:51
Al Contestar cite este No.: 20212109953
Origen: Direcoión de Laboratorio e Innov
Destino:ANA MARIA BELTRAN
Anexos: Fol: 1

Mosquera,

Señora
ANA MARIA BELTRAN
anmguzmanbe@unal.edu.co
Bogotá

ASUNTO: CERTIFICACION CNIIA 2021

Cordial saludo,

La Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca CAR con el apoyo del Centro de Educación Militar CEMIL adscrito al Ejercito Nacional de Colombia, certifica que la ponencia **"Evaluación de la emisión de H2S, NH3 y compuestos orgánicos volátiles en la zona de pretratamiento de una PTAR",** presentada bajo la autoría de **Ana María Guzmán-Beltrán, Diana G. Vela-Aparicio, Iván Cabeza Rojas y Pedro F. B. Brandão**, fue socializada en el marco del Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental y 3er Encuentro Nacional de Autoridades Ambientales, el cual se realizó los días 24, 25 y 26 de Noviembre del año 2021 en modalidad virtual. En constancia de lo anterior se expide la presente certificación.

Atentamente

EDWIN GIOVANI GARCIA MASMELA
Director de Laboratorio e Innovación Ambiental

Figura 1. Certificado de participación como ponente en el Congreso Internacional de Investigación e Innovación Ambiental CAR- Cundinamarca 2021.

C. Anexo C.III Simposio virtual de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y áreas afines

En este anexo se presenta el certificado de autoría del poster titulado “Biofiltración simultánea de compuestos orgánicos e inorgánicos generadores de olores ofensivos a través de un lecho de compost” en el III Simposio de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y área afines, realizado por la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá y Medellín, realizado del 20 al 22 de septiembre de 2022.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA · 1867 ·

Las Facultades de Ciencias de las Sedes Bogotá y Medellín

Certifican que

Diana Gisset Vela Aparicio

C.C. 1012333559

¡Participó como ponente en modalidad de póster
en la sesión de Biotecnología Ambiental en el Evento

III Simposio Virtual de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y áreas afines

Con el trabajo titulado

"Biofiltración simultánea de compuestos orgánicos e inorgánicos generadores de olores ofensivos a través de un lecho de compost"

Cuyos autores son: Ana María Guzmán, Diana Vela Aparicio, Iván Cabeza y Pedro F. B. iBrandão

Realizado del 20 al 22 de septiembre de 2022
Con una intensidad de 24 horas

Dado en Bogotá D.C., el 22 de septiembre de 2022

Daniel Uribe Vélez
Coordinador
Posgrados en Biotecnología y Microbiología
Facultad de Ciencias
Sede Bogotá

Arley David Zapata Zapata
Director
Área Curricular en Biotecnología
Facultad de Ciencias
Sede Medellín

AmPB-2022

Figura 1. Certificado de autoría de poster presentado en el III Simposio de Estudiantes y Egresados en Biotecnología y área afines, en septiembre de 2022.

D. Anexo D. Montaje experimental de los biofiltros y sistema de generación de gases.

En este anexo se muestra el montaje experimental del sistema de generación de gases y de los biofiltros

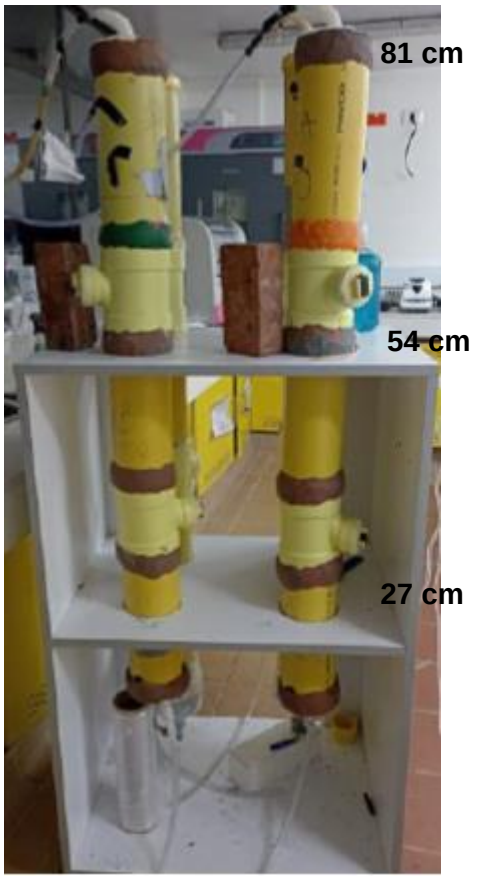

Figura 1. Biofiltros con lecho de compost de bagazo de caña y pollinaza 6:4.

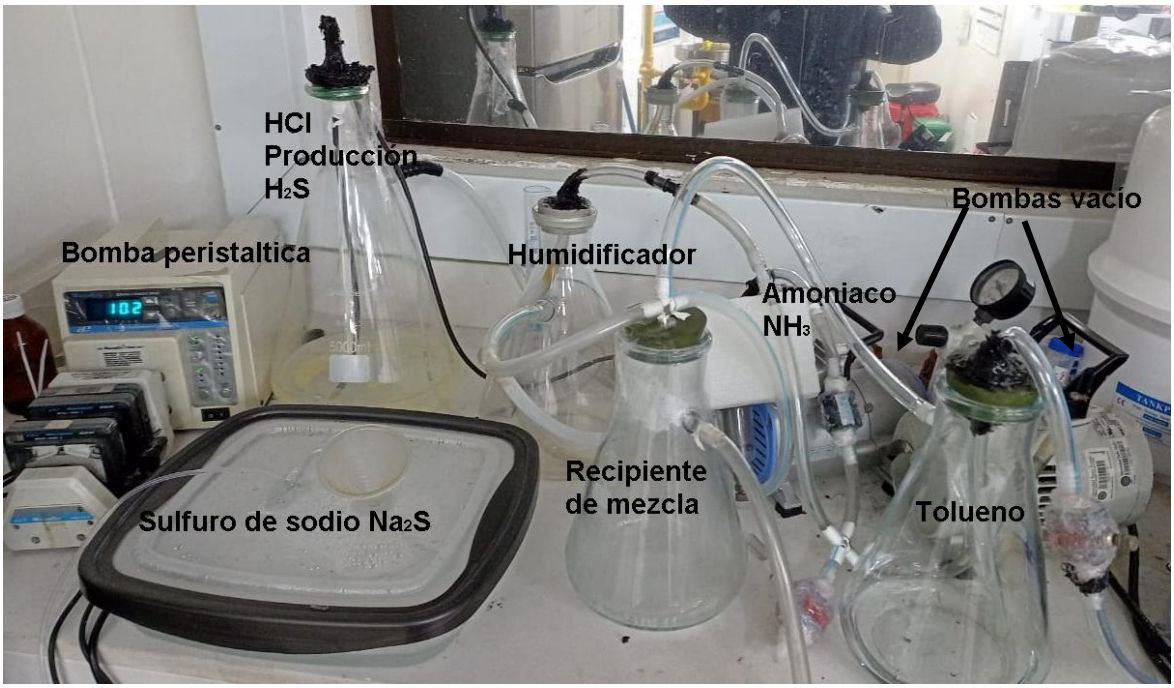

Figura 2. Sistema de generación de gases.

Bibliografía

ACS IOL 108- Informe de Resultados y Análisis del Monitoreo de Olores en la PTAR El Salitre- Air Clean System Bogotá D. C November 2010

Acueducto de Bogotá. (2019). *Informe Mensual De Actividades Septiembre*. https://www.acueducto.com.co/wps/html/resources/2019/INFORME_FINAL_SEPTIEMBRE_2019.pdf

Al-Batanony, M. A., & El-Shafie, M. K. (2011). Work-related health effects among wastewater treatment plants workers. *International Journal of Occupational and Environmental Medicine*, *2*(4), 237–244. https://www.theijoem.com/ijoem/index.php/ijoem/article/download/104/211.

Allen, J. (2003). Modular biofilter unit and method of use. U.S. Patent No. 6,534,306. Shoreline, WA (US). CH2M Hill, Inc.

Alinezhad, E., Haghighi, M., Rahmani, F., Keshizadeh, H., Abdi, M., & Naddafi, K. (2019). Technical and economic investigation of chemical scrubber and bio-filtration in removal of H 2 S and NH 3 from wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*, *241*(February), 32–43. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.003

Anet, B., Couriol, C., Lendormi, T., Amrane, A., Le Cloirec, P., Cogny, G., & Fillières, R. (2013). Characterization and selection of packing materials for biofiltration of rendering odourous emissions. *Water, Air, and Soil Pollution*, *224*(7). https://doi.org/10.1007/s11270-013-1622-1

Álvarez, A., Jiménez, J., & Camargo, Y. (2011). Biofiltración para la remoción de sulfuro de hidrógeno en la estación de bombeo norte de aguas residuales. Inge-Cuc, 7(1), 113–126. Recuperado a partir de https://revistascientificas.cuc.edu.co/ingecuc/article/view/281

Álvarez-Hernández, F., & Ramírez O. (2019). Identificación de impactos ambientales reportados durante la operación de rellenos sanitarios en Colombia Estudiante: Universidad Nacional Abierta y a Distancia – UNAD. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente – Último acceso 20 de octubre de 2022 https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/25366/falvarezh.pdf?sequence=2&isAllowed=y

APHA. (2005). Standard methods for the examination of water & wastewater. (21) Washington, DC: American Public Health Association.

APHA. (2017). SM 4110 B. Standard methods for the examination of water & wastewater. (23) Washington, DC: American Public Health Association

Anet, B., Couriol, C., Lendormi, T., Amrane, A., Le Cloirec, P., Cogny, G., & Fillières, R. (2013). Characterization and selection of packing materials for biofiltration of rendering odourous emissions. Water, Air, and Soil Pollution, 224(7). https://doi.org/10.1007/s11270-013-1622-1

Asano, R., Sasaki, T., & Nakai, Y. (2007). Isolation and characterization of sulfur oxidizing bacteria from cattle manure compost. *Animal Science Journal*, *78*(3), 330–333. https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2007.00443.x

Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. Organic Agriculture, 8(2), 141–158. https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z

Badilla, D. B., Gostomski, P. A., & Dalida, M. L. P. (2011). Influence of Water Content on Biofiltration Performance. *ASEAN Journal of Chemical Engineering*, *10*(2), 31. https://doi.org/10.22146/ajche.50087

Barbusinski, K., Kalemba, K., Kasperczyk, D., Urbaniec, K., & Kozik, V. (2017). Biological methods for odor treatment – A review. Journal of Cleaner Production, 152, 223–241. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.093

Beuger, A. L., & Gostomski, P. A. (2009). Development of a biofilter with water content control for research purposes. *Chemical Engineering Journal*, *151*(1–3), 89–96. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.01.045

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. (2009). Bioresource technology composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. a review. Bioresour Technol 100:5444–5453. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027

Bloom PR (2000) Soil pH and pH buffering. In 'Handbook of soil science'. (Eds ME Sumner, et al.) pp. B333–B352. (CRC Press: Boca Raton, FL). Soil pH buffering capacity

Brancher, M., Schauberger, G., Franco, D., & de Melo Lisboa, H. (2016). Odour impact criteria in south American regulations. Chemical Engineering Transactions, 54, 169–174. https://doi.org/10.3303/CET1654029

Brancher, M., Griffiths, K. D., Franco, D., & de Melo Lisboa, H. (2017). A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere*, *168*, 1531–1570. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160

Bueno, P., Tapias, R., López, F., & Díaz, M. J. (2008). Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. *Bioresource Technology*, *99*(11), 5069–5077. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.087

Cabeza, I. O., López, R., Giraldez, I., Stuetz, R.M., Díaz, M.J., 2013. Biofiltration of α-pinene vapours using municipal solid waste (MSW) - Pruning residues (P) composts as packing materials. Chem. Eng. J. 233, 149–158. https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.08.032

Cabrol, L., Poly, F., Malhautier, L., Pommier, T., Lerondelle, C., Verstraete, W., Lepeuple, A. S., Fanlo J. L., & Roux, X. Le. (2016). Management of Microbial Communities through Transient Disturbances Enhances the Functional Resilience of Nitrifying Gas-Biofilters to Future Disturbances. *Environmental Science and Technology*, *50*(1), 338–348. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02740

Cáceres, R., Malińska, K., & Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Management*, *72*, 119–137. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049

Cámara de comercio de Bogotá (2007). Perfil económico y empresarial. Localidad Suba. Último acceso 20 de octubre de 2022 https://bibliotecadigital.ccb.org.co/bitstream/handle/11520/2888/6231_perfil_economico_suba.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cha L. M., J., Cha, W. S., & Lee, J. H. (1999). Removal of organo-sulphur odour compounds by Thiobacillus novellus SRM, sulphur-oxidizing microorganisms. Process Biochemistry, 34(6–7), 659–665. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00139-3

Chacha, M. S., Andrew, B., & Vegi, M. R. A. O. (2019). *Amendment of Soil Water Retention and Nutrients Holding Capacity by using Sugar Cane Bagasse*. *7*(2).

Chen, L., & Hoff, S. J. (2009). Mitigating Odors from Agricultural Facilities: A Review of Literature Concerning Biofilters. *Applied Engineering in Agriculture*, *25*(5), 751–766. https://doi.org/10.13031/2013.28854

Chen, L., Li, W., Zhao, Y., Zhou, Y., Zhang, S., & Meng, L. (2022). Isolation and application of a mixotrophic sulfide-oxidizing Cohnella thermotolerans LYH-2 strain to sewage sludge composting for hydrogen sulfide odor control. *Bioresource Technology*, *345*(November 2021), 126557. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126557

Corola Ambiental S.A.S., (2018). Monitoreo de sustancias generadoras de olores ofensivos TRS – H_2S – NH_3.Área Metropolitana de Bucaramanga. https://drive.google.com/drive/u/0/folders/1VtI1Vn6QOso92hhpDvjOePA1Mfhos6DT

Costello, R. C., & Sullivan, D. M. (2014). Determining the pH buffering capacity of compost via titration with dilute sulfuric acid. *Waste and Biomass Valorization*, *5*(3), 505–513. https://doi.org/10.1007/s12649-013-9279-y

Danila, V., & Zagorskis, A. (2022). *Effects of Water Content and Irrigation of Packing Materials on the Performance of Biofilters and Biotrickling Filters : A Review*.

Das, J., Rene, E. R., Dupont, C., Dufourny, A., Blin, J., & van Hullebusch, E. D. (2019). Performance of a compost and biochar packed biofilter for gas-phase hydrogen sulfide removal. *Bioresource Technology*, *273*(September 2018), 581–591. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.052

Datta, I., Allen, D.G., 2005. Biofilter technology, in: Shareefdeen, Z., Singh, A. (Eds.), Biotechnology for Odor and Air Pollution Control. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 125–145. https://doi.org/10.1007/3-540-27007-8_6

Dincer, F., & Muezzinoglu, A. (2008). Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas. Journal of

Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 43(13 SPEC. ISS.), 1569–1574. https://doi.org/10.1080/10934520802293776

Delhomã, M., & Bibeau, L. (2002). *A study of the impact of particle size and adsorption phenomena in a compost-based biological ÿlter*. *57*, 4999–5010.

Delhoménie, M. C., & Heitz, M. (2005). Biofiltration of air: A review. *Critical Reviews in Biotechnology*, *25*(1–2), 53–72. https://doi.org/10.1080/07388550590935814

Dincer, F., & Muezzinoglu, A. (2008). Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 43(13 SPEC. ISS.), 1569–1574. https://doi.org/10.1080/10934520802293776

Dorado, A.D., Lafuente, F.J., Gabriel, D., Gamisans, X., 2010. A comparative study based on physical characteristics of suitable packing materials in biofiltration. Environ.Technol. 31, 193–204. https://doi.org/10.1080/09593330903426687

EAAB- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2021) Informes de actividades PTAR El Salitre https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/saneamiento/rio-bogota/ptarsalitre/!ut/p/z0/04_Sj9CPykssy0xPLMnMz0vMAfIjo8zizQKdDQwtDIz83F09zQwCHY1C3F39Qo18vY31C7IdFQEf7jxa/ (última consulta 5 de agosto de 2021)

El Bellanita. (12 de abril 2020). 1.237 reportes por la PTAR Aguas Claras entre agosto y noviembre. Último acceso 06 de agosto 2022 https://elbellanita.com/noticias/1237-reportes-por-la-ptar-aguas-claras-entre-agosto-y-noviembre/

Engelking L.R. (2013). Textbook of Veterinary Physiological Chemistry (Third Edition). Chapter 5 - Properties of Enzymes. Academic Press. pp. 26-31,ISBN 9780123919090. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-391909-0.50005-0

Englande, A. J., Krenkel, P., & Shamas, J. (2015). Wastewater Treatment & Water Reclamation. In Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.09508-7

Earthgreen. 2023. «Ficha Técnica SAC-100». [En línea]. Disponible en: https://www.earthgreen.com.co/sistemas-de-compostaje/

Escalas, A., Guadayol, J. M., Cortina, M., Rivera, J., & Caixach, J. (2003). Time and space patterns of volatile organic compounds in a sewage treatment plant. *Water Research*, *37*(16), 3913–3920. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00336-1

Estrada, J.M., Kraakman, N.J.R.B., Muñoz, R., Lebrero, R., 2011. A comparative analysis of odour treatment technologies in wastewater treatment plants. Environ. Sci. Technol. 45, 1100–1106. https://doi.org/10.1021/es103478j

EPA, U.S.E.P.A., 2014. Method 5021A: Volatile Organic Compounds in Various Sample Matrices using Equilibrium Headspace Analysis | US EPA ARCHIVE DOCUMENT | Enhanced Reader [WWW Document].

EPA, U.S.E.P.A., 1996. Method 8260B: Volatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS), part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods | US EPA ARCHIVE DOCUMENT | Enhanced Reader [WWW Document].

EPA, U.S.E.P.A., 1999. Method TO-17 :Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air. Second Edition. | US EPA ARCHIVE DOCUMENT | Enhanced Reader [WWW Document].

European Committee for Standardization (2007) CEN - EN 13040 Soil improvers and growing media - Sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density

Fischer-Romero, C., Tindall, B. J., & Jüttner, F. (1996). Tolumonas auensis gen. nov., sp. nov., a toluene-producing bacterium from anoxic sediments of a freshwater

lake. *International journal of systematic bacteriology*, *46*(1), 183–188. https://doi.org/10.1099/00207713-46-1-183

Forero, D. F., Peña, C. E., Acevedo, P., Hernández, M. A., & Cabeza, I. O. (2018). Biofiltration of acetic acid vapours using filtering bed compost from poultry manure - pruning residues - rice husks. *Chemical Engineering Transactions*, *64*, 511–516. https://doi.org/10.3303/CET1864086

Galera, M. M., Cho, E., Tuuguu, E., Park, S., Lee, C., & Chung, W. (2008). *Effects of pollutant concentration ratio on the simultaneous removal of NH 3 , H 2 S and toluene gases using rock wool-compost biofilter*. *152*, 624–631. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.025

García-de-la-Fuente, R., Cuesta, G., Sanchís-Jiménez, E., Botella, S., Abad, M., & Fornes, F. (2011). Bacteria involved in sulfur amendment oxidation and acidification processes of alkaline “alperujo” compost. *Bioresource Technology*, *102*(2), 1481–1488. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.103

Garcia-Valbuena, L.T. (2022, 7 Marzo). Olores de la Ptar Salitre afectan a habitantes de dos barrios de Engativá. El Tiempo. Ultimo acceso agosto 5, 2022, de https://www.eltiempo.com/bogota/malos-olores-a-causa-de-la-ampliacion-de-la-ptar-salitre-656602

Gaudin, F., Andres, Y., & Le Cloirec, P. (2008). Packing material formulation for odorous emission biofiltration. *Chemosphere*, *70*(6), 958–966. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.014

Ghasemi, R., Golbabaei, F., Rezaei, S., Pourmand, M. R., & Nabizadeh, R. (2020). A comparison of biofiltration performance based on bacteria and fungi for treating toluene vapors from airflow. *AMB Express*. https://doi.org/10.1186/s13568-019-0941-z

Godoi, A. F. L., Grasel, A. M., Polezer, G., Brown, A., Potgieter-Vermaak, S., Scremim, D. C., Yamamoto, C.I., & Godoi, R. H. M. (2018). Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment, 610–611*, 583–590. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.20

González, D., Colón, J., Sánchez, A., & Gabriel, D. (2022). Multipoint characterization of the emission of odour, volatile organic compounds and greenhouse gases from a full-scale membrane based municipal WWTP. Journal of Environmental Management, 313(April). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115002

González- Ramírez L., (2021) Informe final pasantía-Alcaldía Municipal de Zipaquirá. Seguimiento y apoyo al plan de recuperación, restauración y manejo de ocho (8) quebradas ubicadas en la zona urbana del municipio de Zipaquirá. Universidad Nacional Abierta y a Distancia – UNAD. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente – ECAPMA. Último acceso 06 de agosto de 2022 https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/40151/Lagonzalezrami.pdf?sequence=1&isAllowed=y

González-Parra J.D. (2011) Modelación integrada del sistema de drenaje – PTAR – río de la ciudad de Bogotá. Escenarios de control regional. Universidad Nacional de Colombia de Ingeniería Civil y Agrícola. Último acceso 20 de octubre de 2022 https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/7918/juandiegogonzalezparra.2011.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Greff, B., Szigeti, J., Nagy, Á., Lakatos, E., & Varga, L. (2022). Influence of microbial inoculants on co-composting of lignocellulosic crop residues with farm animal manure: A review. Journal of Environmental Management, 302(November 2021). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114088

Guieysse, B., Hort, C., Platel, V., Munoz, R., Ondarts, M., & Revah, S. (2008). *Biological treatment of indoor air for VOC removal : Potential and challenges*. *26*, 398–410. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.03.005

Han, M. F., Hu, X. R., Wang, Y. C., Tong, Z., Wang, C., Cheng, Z. W., … Hsi, H. C. (2022). Comparison of separated and combined photodegradation and biofiltration technology for the treatment of volatile organic compounds: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *52*(8), 1325–1355. https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1854566

Haghdan, S., Renneckar, S., & Smith, G. D. (2016). Sources of Lignin. In *Lignin in Polymer Composites*. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-35565-0.00001-1

Honeywell. (2015). Serie MultiRAE. Guía del usuario. [En línea]. Disponible. https://www.raespain.com/es/documents/multirae2_usersguide_rev_h_a4_es.pdf

Hanzen, Fichtner & Conhydra S.A. (2018). Sección 11. Sistemas de Control de Olores. https://www.aguasyaguas.com.co/images/ptar/Cap%202%3A%20Descripcion%20del%20Proyecto/Anexos/3.MEMORIAS%20DE%20CALCULO/Seccion%2011.%20Control%20de%20Olores.pdf

Haug, R. T. (1993). The Practical Handbook of Compost Engineering. New York: Routledge, https://doi.org/10.1201/9780203736234

Hort, C, Gracy, S., Platel, V., & Moynault, L. (2013). A comparative study of two composts as filter media for the removal of gaseous reduced sulfur compounds (RSCs) by biofiltration : Application at industrial scale. *Waste Management*, *33*(1), 18–25. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.009

Hou, J., Li, M., Xia, T., Hao, Y., & Ding, J. (2016). *Simultaneous removal of ammonia and hydrogen sulfide gases using biofilter media from the biodehydration stage and curing stage of composting*. (8), 20628–20636. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7238-4

Hu, S.M. (2021). Advances in Spectroscopic Monitoring of the Atmosphere. Chen, W., Venables, D.S. & Sigrist, M.W.(Eds) Chapter 8 - Trace gas measurements using cavity ring-down spectroscopy. Elsevier. Pp 412-441. ISBN 9780128150146, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815014-6.00002-6

Huang, C. H., Chen, K. S., & Wang, H. K. (2012). Measurements and PCA/APCS analyses of volatile organic compounds in kaohsiung municipal sewer systems, Southern Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research, 12(6)*, 1315–1326. https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.02.0035

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A.H. (2013). Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks, Second Edition (2nd ed.). CRC Press. https://doi.org/10.1201/b14666

ICONTEC (2011). NTC 5167. Productos para la industria agrícola. productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo

ICONTEC (2022). NTC 5167. Productos para la industria agrícola. productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2007). IDEAM Agua. Metodologías Analíticas. http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Sulfuro+en+agua+por+volumetr%C3%ADa.pdf/769f14b4-55fc-4107-beb6-de229e33ea71

Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2006). Métodos analíticos de laboratorio de Suelos". Sexta Edición. (6ta ed.)

Iranpour, R., Cox, H.H.J., Deshusses, M.A., Schroeder, E.D., 2005. Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. *Environ. Prog. 24*, 254–267. https://doi.org/10.1002/ep.10077

Jiang, G., Melder, D., Keller, J., & Yuan, Z. (2017). Odor emissions from domestic wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *47*(17), 1581–1611. https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1386952

Jiang, X., Tay, J.H., 2010. Microbial community structures in a horizontal biotrickling filter degrading H2S and NH3. Bioresour. Technol. 101, 1635–1641. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.074

Jianwei, L. & Welin, Ma. (2011). *Treatment Plant Using a Full-scale Biofilter*. Proceedings International Conference on Business Management and Electronic Information, 4, art. no. 5914235, pp. 840 - 843, DOI: 10.1109/ICBMEI.2011.5914235

Jiménez, E. & Villegas, A. (Escuela de I. de A. (2006). Diseño de un sistema de biofiltración para la remoción de estireno. *Revista EIA*, *3*(1794–1237), 9–20.

Jones & Henry Engineers. (2019). City of Allegan , MI Wastewater Treatment Plant Odor Study (p. 25).

Kim, I. S., & Ivanov, V. N. (2000). Detection of nitrifying bacteria in activated sludge by fluorescent in situ hybridization and fluorescence spectrometry. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 16(5), 425–430. https://doi.org/10.1023/A:1008949821236

Kim, H., Lee, H., Choi, E., Choi, I., Shin, T., Im, H., & Ahn, S. (2014). Characterization of odor emission from alternating aerobic and anoxic activated sludge systems using real-

time total reduced sulfur analyzer. Chemosphere, 117(1), 394–401. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.008

Kleinheinz, G. T., & Langolf, B. M. (2016). *A Long-term Study of a Lava Rock-based Biofilter for Hydrogen Sulfide , Ammonia and Volatile Organic Compounds (VOCs) Treatment at a Wastewater Treatment Facility*.

Knapp J.S. & Bromley-Challoner K.C.A (2003). Recalcitrant organic compounds (chemical oxygen demand sources) in biologically treated pulp and paper mill effluents: their fate and environmental impact in receiving waters. In *Water Environment Research* (Vol. 70). https://doi.org/10.2175/106143098x123705

Kogan, V., & Torres, E. M. (1997). Ammonia Emissions from Publicly Owned Treatment Works (POTWs). *Air & Waste Management Association's 90th-Annual Meeting and Exhibition*.

Koziel, J. A., Spinhirne, J. P., Lloyd, J. D., Parker, D. B., Wright, D. W., & Kuhrt, F. W. (2005). Evaluation of sample recovery of malodorous livestock gases from air sampling bags, solid-phase microextraction fibers, tenax TA sorbent tubes, and sampling canisters. Journal of the Air and Waste Management Association, 55(8), 1147–1157. https://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464711

Kulig, A., & Szyłak-Szydłowski, M. (2019). Assessment of the effects of wastewater treatment plant modernization by means of the field olfactometry method. Water (Switzerland), 11(11). https://doi.org/10.3390/w11112367

Kumar, M., Shekher, B., Kim, K., Prasad, R., Rene, E. R., López, M. E., … Sharan, R. (2019). Bioresource Technology Performance of a bio fi lter with compost and activated carbon based packing material for gas-phase toluene removal under extremely high loading rates. *Bioresource Technology*, *285*(April), 121317. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121317

Kuypers, M.M.M., Marchant, H.K., Kartal, B., 2018. M I C R O B I A L B I O G E O C H E M I S T RY The microbial nitrogen-cycling network. *Nat. Publ. Gr*. 16, 263–276. https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9

Lasaridi, K., Katsabanis, G., Kyriacou, A., Maggos, T., Manios, T., Fountoulakis, M., Kalogerakis, N., Karageorgos, P., & Stentiford, E. I. (2010). Assessing odour nuisance from wastewater treatment and composting facilities in Greece. *Waste Management and Research*, *28*(11), 977–984. https://doi.org/10.1177/0734242X10372660

Le Borgne, S., Baquerizo, G., 2019. Microbial ecology of biofiltration units used for the desulfurization of biogas. ChemEngineering 3, 1–26. https://doi.org/10.3390/chemengineering3030072

Lebrero, R., Rodríguez, E., Martin, M., García-Encina, P. A., & Muñoz, R. (2010). H2S and VOCs abatement robustness in biofilters and air diffusion bioreactors: A comparative study. *Water Research*, *44*(13), 3905–3914. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.008

Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R., Muñoz, R., Lebrero, R., Bouchy, L., & Stuetz, R. (2011). *Technology Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants : A Review Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants : A Review* (Vol. 3389). https://doi.org/10.1080/10643380903300000

Lee, J. H., Hwang, S. M., Lee, D. W., & Heo, G. S. (2002). Determination of volatile organic compounds (VOCs) using tedlar bag/solid-phase microextraction/gas chromatography/mass spectrometry (SPME/GC/MS) in ambient and workplace air. *Bulletin of the Korean Chemical Society, 23(3*), 488–496. https://doi.org/10.5012/bkcs.2002.23.3.488

Lehtinen, J., & Veijanen, A. (2011). Determination of odorous VOCs and the risk of occupational exposure to airborne compounds at the waste water treatment plants. Water Science and Technology, 63(10), 2183–2192. https://doi.org/10.2166/wst.2011.372

Lewkowska, P., Cieslik, B., Dymerski, T., Konieczka, P., Namiesnik, J., 2016. Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. Environ. Res. 151, 573–586. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.030

Li, L., Zhang, J., Lin, J., Liu, J., 2015. Biological technologies for the removal of sulfur containing compounds from waste streams: bioreactors and microbial characteristics.

World J. Microbiol. Biotechnol. 31, 1501–1515. https://doi.org/10.1007/s11274-015-1915-1

Lin, S., Mackey, H. R., Hao, T., Guo, G., van Loosdrecht, M. C. M., & Chen, G. (2018). Biological sulfur oxidation in wastewater treatment: A review of emerging opportunities. *Water Research*, *143*, 399–415. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.051

Liu, T., Dong, H., Zhu, Z., Shang, B., & Yin, F. (2017). *Effects of biofilter media depth and moisture content on removal of gases from a swine barn*. *2247*. https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1321591

López, R., Cabeza, I. O., Giráldez, I., & Díaz, M. J. (2011). Biofiltration of composting gases using different municipal solid waste-pruning residue composts: Monitoring by using an electronic nose. *Bioresource Technology*, *102*(17), 7984–7993. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.085

Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R., & Osada, T. (2011). Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microbial Biotechnology*, *4*(6), 700–709. https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2010.00236.x

Maestre, J. P., Gamisans, X., Gabriel, D., & Lafuente, J. (2007). Fungal biofilters for toluene biofiltration: Evaluation of the performance with four packing materials under different operating conditions. Chemosphere, 67(4), 684–692. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.004

Maia, G.D.N., Day V, G.B., Gates, R.S., Taraba, J.L., 2012. Ammonia biofiltration and nitrous oxide generation during the start-up of gas-phase compost biofilters. Atmos. Environ. 46, 659–664. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.019

Malhautier, L., Khammar, N., Bayle, S., & Fanlo, J. L. (2005). Biofiltration of volatile organic compounds. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *68*(1), 16–22. https://doi.org/10.1007/s00253-005-1960-z

Márquez, P., Herruzo-Ruiz, A. M., Siles, J. A., Alhama, J., Michán, C., & Martín, M. A. (2021). Influence of packing material on the biofiltration of butyric acid: A comparative study from a physico-chemical, olfactometric and microbiological perspective. *Journal*

of Environmental Management, *294*(March). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113044

Martínez, J.M., Durán, D.M., Quintero, O., Duarte, C.S., Guevara, P.O., & Velásquez, M.E. (2018). Disponibilidad de Biomasa Residual y su Potencial para la Producción de Biogás en Colombia. Revista CIDET, 16–25. Retrieved from http://www.cidet.org.co/sites/default/files/documentos/2-compressed.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013). Resolución 1541 de 12 de noviembre de 2013 Colombia. http://parquearvi.org/wp-content/uploads/2016/11/Resolucion-1541-de-2013.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015). Decreto 1076 de 26 de mayo de 2015 Colombia. https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma_pdf.php?i=78153

Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (2006). Reglamento para la producción primaria, procesamiento, empacado, etiquetado, almacenamiento, certificación, importación y comercialización de Productos Agropecuarios Ecológicos. https://www.ica.gov.co/getattachment/efc964b6-2ad3-4428-aad5-a9f2de5629d3/187.aspx

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2009). Resolución 909. 1287http://www.ideam.gov.co/documents/51310/527650/Resolucion+909+de+2008.pdf/a3bcdf0d-f1ee-4871-91b9-18eac559dbd9

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (2014). Decreto 1287. https://minvivienda.gov.co/normativa/decreto-1287-2014

Mowa, E., Akundabweni, L., Chimwamurombe, P., & Liswaniso, G. (2018). Analysis of nitrifying microbial community for organic hydroponics. *African Journal of Microbiology Research*, *12*(1), 1–8. https://doi.org/10.5897/ajmr2017.8635

Mrowiec, B. (2014). Toluene in sewage and sludge in wastewater treatment plants. *Water Science and Technology, 69(1),* 128–134. https://doi.org/10.2166/wst.2013.563

Mudliar, S., Giri, B., Padoley, K., Satpute, D., Dixit, R., Bhatt, P., Pandey, R., Juwarkar, A., & Vaidya, A. (2010). Bioreactors for treatment of VOCs and odours - A review. *Journal of Environmental Management*, *91*(5), 1039–1054.

https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.01.006

Mulvaney, R. L. (1996) 'Nitrogen—Inorganic Forms', in Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods.

Muñoz, R., Malhautier, L., Fanlo, J. L., & Quijano, G. (2015). Malhautier, L., Khammar, N., Bayle, S., & Fanlo, J. L. (2005). Biofiltration of volatile organic compounds. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *68*(1), 16–22. https://doi.org/10.1007/s00253-005-1960-z

Nagaraj, A., & Sattler, M. L. (2005). Correlating emissions with time and temperature to predict worst-case emissions from open liquid area sources. *Journal of the Air and Waste Management Association, 55(8)*, 1077–1084. https://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464713

National Institute of Standards and Technology (2021a) NIST Web book of chemistry: 69. Available at https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C7664417&Mask=10

National Institute of Standards and Technology (2021b) NIST Web book of chemistry: 69. Available at https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C7783064&Mask=10

National Institute of Standards and Technology (2021c) NIST Web book of chemistry: 69. Available at https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C64197&Mask=10

National Institute of Standards and Technology (2021d) NIST Web book of chemistry: 69. Available at https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C108883&Mask=10

Nimmermark S. (2004). Odour influence on well-being and health with specific focus on animal production emissions. *Ann Agric Environ Med*, 11, 163–173.

Ning, X. A., Wang, J. Y., Li, R. J., Wen, W. bin, Chen, C. M., Wang, Y. J., Yang, Z. Y., & Liu, J. Y. (2015). Fate of volatile aromatic hydrocarbons in the wastewater from six textile dyeing wastewater treatment plants. *Chemosphere, 136*, 50–55. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.086

Noguera, K. M., & Olivero, J. T. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Fisicas y

Naturales34(132),347+.https://link.gale.com/apps/doc/A253627289/IFME?u=anon~9cadbd7b&sid=googleScholar&xid=a41c0fd0

Occupational Safety and Health Administration. (2020, December 17). OSHA Occupational Chemical Database AMMONIA. United States Department of Labor. https://www.osha.gov/chemicaldata/623

Occupational Safety and Health Administration. (2021, January 29). OSHA Occupational Chemical Database HYDROGEN SULFIDE. United States Department of Labor. https://www.osha.gov/chemicaldata/652

Omri, I., Aouidi, F., Bouallagui, H., Godon, J. J., & Hamdi, M. (2013). Performance study of biofilter developed to treat H2S from wastewater odour. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *20*(2), 169–176. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.01.005

Ondarts, M., Hort, C., Sochard, S., Platel, V., Moynault, L., & Seby, F. (2012). *Evaluation of compost and a mixture of compost and activated carbon as biofilter media for the treatment of indoor air pollution*. 37–41. https://doi.org/10.1080/09593330.2011.570793

Ondarts, M., Hort, C., Sochard, S. & Platel, V. (2010). *Indoor Air Purification by Compost Packed Biofilter Indoor Air Purification by Compost Packed Biofilter*. (January). https://doi.org/10.2202/1542-6580.2176

Park, B.-G., Shin, W.-S., Jeong, Y.-S., & Chung, J.-S. (2008). Simultaneous Removal of H 2 S, NH 3 and Toluene in a Biofilter Packed with Zeocarbon Carrier. *Journal of Environmental Science International*, *17*(1), 7–17. https://doi.org/10.5322/jes.2008.17.1.007

Parseh, I., Hajizadeh, Y., Jaafarzadeh, N., Goudarzi, G., Shakerinejad, G., Badeenezhad, A., … Fallahizadeh, S. (2021). Removal behavior of gaseous furfural using a biofilter packed with perlite, ripe compost, and oak woodchips. *Process Safety and Environmental Protection*, *149*, 135–143. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.10.039

Pokorna, D., & Zabranska, J. (2015). Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology. *Biotechnology Advances*, *33*(6), 1246–1259. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.02.007

Portilla, E. & Torres-Saéz, R. (2007) Hydrogen sulphide removal by a biofiltration system in the waste-water treatment plant of the city of Bucaramanga in Colombia. *J. Biotechnol*. 131, S158–S159. https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2007.07.880

Ravina, M., Panepinto, D., Mejia Estrada, J., De Giorgio, L., Salizzoni, P., Chiara Zanetti, M., & Meucci, L. (2019). Characterization of odorous emissions from a civil wastewater treatment plant in Italy. *WIT Transactions on Ecology and the Environment, 236(i),* 159–170. https://doi.org/10.2495/AIR190161

Rabbani, K. A., Charles, W., Kayaalp, A., Cord-Ruwisch, R., & Ho, G. (2016). Pilot-scale biofilter for the simultaneous removal of hydrogen sulphide and ammonia at a wastewater treatment plant. *Biochemical Engineering Journal*, *107*(2), 1–10. https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.11.018

Ralebitso-senior, T. K., Senior, E., Felice, R. Di, & Jarvis, K. (2012). *Waste Gas Bio fi ltration : Advances and Limitations of Current Approaches in Microbiology*.

Ren, B., Zhao, Y., Lyczko, N., & Nzihou, A. (2019). Current Status and Outlook of Odor Removal Technologies in Wastewater Treatment Plant. *Waste and Biomass Valorization*, *10*(6), 1443–1458. https://doi.org/10.1007/s12649-018-0384-9

Rene, E. R., Mohammad, B. T., Veiga, M. C., & Kennes, C. (2012). Bioresource Technology Biodegradation of BTEX in a fungal biofilter : Influence of operational parameters , effect of shock-loads and substrate stratification. *Bioresource Technology*, *116*, 204–213. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.006

Revah, S. & Morgan-Sagastume, J.M., 2005. Methods of odor and VOC control. Biotechnology for Odor and Air Pollution Control. pp. 29–63. https://doi.org/10.1007/3-540-27007-8_3

Rincón-Sierra N.C. (2005) Análisis de esquemas de integración de la PTAR El Salitre al alcantarillado y río Bogotá. Universidad de los Andes. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Último acceso 20 de octubre de 2022 https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/21823/u258551.pdf?sequence=1

Rolewicz-kali, A., Lelici, K., & Manczarski, P. (2020). *Chemical Engineering Research and Design Volatile organic compounds , ammonia and hydrogen sulphide removal using a two-stage membrane biofiltration process*. *5*, 69–80. https://doi.org/10.1016/j.cherd.2020.10.017

Rueda Saa, G.H., 2001. Capacidad de eliminación de H2S en un biofiltro empacado con mezcla de suelo carbonilla y ceniza volcánica. Universidad del Valle.

Sánchez Melo, M. (2016). Evaluación del conflicto ambiental generado por las obras de ampliación de la planta de tratamiento de aguas residuales “El Salitre” en área del humedal Cortijo –Tibabuyes. http://hdl.handle.net/10654/15454

Secretaria Distrital de Ambiente. (2021) Descripción y contexto de las cuencas hídricas del Distrito Capital (Torca, Salitre, Fucha y Tunjuelo). Informe Técnico No. 04284. Último acceso 20 de octubre de 2022 https://ambientebogota.gov.co/documents/10184/2406242/Descripci%C3%B3n+y+contexto+de+las+cuencas+h%C3%ADdricas.pdf/41164d35-d76e-4c8a-aacc-569759a320fe

Schiffman, S. S., Walker, J. M., Dalton, P., Lorig, T. S., Raymer, J. H., Shusterman, D., & Williams, C. M. (2005). Potential health effects of odor from animal operations, wastewater treatment, and recycling of byproducts. *Journal of Agromedicine*, *9*(2), 395–403. https://doi.org/10.1300/J096v09n02_24

Shareefdeen, Z., & Singh, A. (2008). Biotechnology for odor and air pollution control: With 70 figures. Berlin: Springer.

Sharma, D., Varma, V. S., Yadav, K. D., & Kalamdhad, A. S. (2017). Evolution of chemical and biological characterization during agitated pile composting of flower waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, *6*(1), 89–98. https://doi.org/10.1007/s40093-017-0155-9

Shilev, S., Naydenov, M., Vancheva, V., Aladjadjiyan, A. (2007). Composting of Food and Agricultural Wastes. In: Oreopoulou, V., Russ, W. (eds) Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry., vol 3. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-0-387-35766-9_15

Shimaya, C., & Hashimoto, T. (2011). Isolation and characterization of novel thermophilic nitrifying Bacillus sp. from compost. *Soil Science and Plant Nutrition*, *57*(1), 150–156. https://doi.org/10.1080/00380768.2010.548312

Sivret, E. C., Wang, B., Parcsi, G., & Stuetz, R. M. (2016). Prioritisation of odorants emitted from sewers using odour activity values. *Water Research, 88*, 308–321. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.020

Sun, Y., Quan, X., Chen, J., Yang, F., & Xue, D. (2002). *Toluene v apour degradation and microbial community in biofilter at v arious moisture content*. *38*, 109–113.

Taghipour, H., & Attar, H. M. (2006). *Comparison of the Biological NH3 Removal Characteristics of a Three Stage Biofilter with a One Stage Biofilter Comparison of the biological NH 3 removal characteristics of a three stage biofilter with a one stage biofilter*. (September). https://doi.org/10.1007/BF03325951

Teixeira, J. V., Miranda, S., Monteiro, R. A. R. *et al.* (2013). Assessment of indoor airborne contamination in a wastewater treatment plant. *Environmental Monitoring and Assessment, 185(1),* 59–72. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2533-0

Tian, W., Chen, X., Zhou, P., Fu, X., & Zhao, H. (2020). *Removal of H 2 S by vermicompost bio fi lter and analysis on bacterial community*. 720–731.

Topp, E., Millar, S., Bork, H., & Welsh, M. (1998). Effects of marigold (Tagetes sp.) roots on soil microorganisms. *Biology and Fertility of Soils*, *27*(2), 149–154. https://doi.org/10.1007/s003740050413

Tsang, Y. F., Wang, Y., & Wang, H. (2017). *Biodegradation of Ammonia in Biofiltration Systems : Changes of Metabolic Products and Microbial Communities*.

Vela-Aparicio, D.G., Forero, D.F., Acevedo P., Brandão P.F.B., Hernández M.A. & Cabeza I. O. (2019). Evaluation of compost from chicken manure and lignocellulosic materials as packing material in a biofiltration system for the simultaneous removal of H_2S and NH_3. Paper presented at the 7th International Conference on Sustainable Solid Waste Management.Heraklion-Greece.

http://uest.ntua.gr/heraklion2019/proceedings/pdf/133_HERAKLION2019_Vela-Aparicio_etal.pdf

Vela-Aparicio, D., Forero, D. F., Hernández, M. A., Brandão, P. F. B., & Cabeza, I. O. (2020). Simultaneous biofiltration of H2S and NH3 using compost mixtures from lignocellulosic waste and chicken manure as packing material. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10817-w

Vela-Aparicio, D. G., Forero, D. F., Fernandez, A., Mario, A., Brandão, P. F. B., & Cabeza, I. O. (2021). *Operational Parameters Analysis for the Removal of H 2 S and NH 3 under Transient Conditions by a Biofiltration System of Compost Beds*. *85*(March), 163–168. https://doi.org/10.3303/CET2185028

Vela-Aparicio, D. G., Bautista, C. J., Forero, D. F., Acevedo, P., Brandão, P. F. B., & Cabeza, I. O. (2022). *Inoculation of Compost Biofilter for the Simultaneous Removal of H 2 S and NH 3 under Transient Conditions of Gas Concentration*. *93*(January), 157–162. https://doi.org/10.3303/CET2293027

Widiana, D. R., Wang, Y. F., You, S. J., Yang, H. H., Wang, L. C., Tsai, J. H., & Chen, H. M. (2019). Air pollution profiles and health risk assessment of ambient volatile organic compounds above a municipal wastewater treatment plant, Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research*, *19*(2), 375–382. https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.11.040

World Health Organization. Regional Office for Europe. (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd ed.. World Health Organization. Regional Office for Europe. https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335

Wong, J. W. C., Mak, K. F., Chan, N. W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L. X., Wu, Q.T. & Liao, X. D. (2001). Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. Bioresource Technology, 76(2), 99–106. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00103-6

Wongkiew, S., Koottatep, T., Polprasert, C., Prombutara, P., Jinsart, W., & Khanal, S. K. (2021). Bioponic system for nitrogen and phosphorus recovery from chicken manure: Evaluation of manure loading and microbial communities. Waste Management, 125, 67–76. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.014

Xie, B., Liang, S. B., Tang, Y., Mi, W. X., & Xu, Y. (2009). Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration. *Bioresource Technology*, *100*(7), 2204–2209. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.035

Yamamoto, N., Otawa, K., & Nakai, Y. (2010). Diversity and Abundance of Ammonia-Oxidizing Bacteria and Ammonia-Oxidizing Archaea During Cattle Manure Composting. 807–815. https://doi.org/10.1007/s00248-010-9714-6

Yang, L., Wang, X. , Funk, T. L. & Gates., R. S. (2011). Biofilter Media Characterization and Airflow Resistance Test. Transactions of the ASABE, 54(3), 1127–1136. https://doi.org/10.13031/2013.37104

Yan, L., Li, Z., Bao, J., Wang, G., Wang, C., & Wang, W. (2015). Diversity of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea during composting of municipal sludge. *Annals of Microbiology*, *65*(3), 1729–1739. https://doi.org/10.1007/s13213-014-1012-y

Yang, L., Kent, A. D., Wang, X., Funk, T. L., & Gates, R. S. (2014). Moisture effects on gas-phase biofilter ammonia removal efficiency , nitrous oxide generation , and microbial communities. *Journal of Hazardous Materials*, *271*(2), 292–301. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.058

Yañez, R., Bueno, P., Rivera, A., García-Barneto, A., & Díaz, M. J. (2010). Selective organic compounds degradation under controlling composting conditions. Waste Management, 30(5), 755–763. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.022

Yoon, I. K., Kim, C. N., & Park, C. H. (2002). Optimum operating conditions for the removal of volatile organic compounds in a Compost-Packed biofilter. *Korean Journal of Chemical Engineering*, *19*(6), 954–959. https://doi.org/10.1007/BF02707217

Yuan, J., Du, L., Li, S., Yang, F., Zhang, Z., Li, G., Wang, G., 2019. Use of mature compost as filter media and the effect of packing depth on hydrogen sulfide removal from composting exhaust gases by biofiltration. Environ. Sci. Pollut. Res. 26, 3762–3770. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3795-z

Zarra, T., Naddeo, V., Belgiorno, V., Reiser, M., & Kranert, M. (2008). Odour monitoring of small wastewater treatment plant located in sensitive environment. Water Science and Technology, 58(1), 89–94. https://doi.org/10.2166/wst.2008.330

Zhang, Y., Chen, M., Guo, J., Liu, N., Yi, W., Yuan, Z., & Zeng, L. (2022). Study on dynamic changes of microbial community and lignocellulose transformation mechanism during green waste composting. *Engineering in Life Sciences*, *22*(5), 376–390. https://doi.org/10.1002/elsc.202100102

Zhu, Y., Li, S., Luo, Y., Ma, H., & Wang, Y. (2016). *A biofilter for treating toluene vapors : performance evaluation and microbial counts behavior*. https://doi.org/10.7717/peerj.2045