

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS

AMBIENTALES



“DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE H₂S EN

SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

MEDIANTE BIOFILTRACIÓN EMPLEANDO SOPORTES

ORGÁNICOS”

Presentada por:

CLARA GABINA FIGUEROA CORNEJO

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE

***DOCTORIS PHILOSOPHIAE* EN INGENIERÍA Y CIENCIAS**

AMBIENTALES











Lima - Perú

2022

Document Information

Analyzed document	R. Clara Figueroa Cornejo (Doctorado) REVISADA FINAL.pdf (D143676571)
Submitted	2022-09-06 17:27:00
Submitted by	Lisveth Flores del Pino
Submitter email	lisveth@lamolina.edu.pe
Similarity	4%
Analysis address	lisveth.unalm@analysis.orkund.com

Sources included in the report

SA	UNU-AMBIENTAL-2018-GROBERPANDURO-V2.pdf Document UNU-AMBIENTAL-2018-GROBERPANDURO-V2.pdf (D44220371)		2
SA	SANAIK_Proyecto_Empresarial.pdf Document SANAIK_Proyecto_Empresarial.pdf (D88742378)		1
SA	TESIS H2S.docx Document TESIS H2S.docx (D51138682)		19
W	URL: http://www.ingenieriaquimica.org/system/files/relleno-sanitario.pdf Fetched: 2022-09-06 17:28:00		1
SA	Belil_Farré_Losantos_Ordoñez.pdf Document Belil_Farré_Losantos_Ordoñez.pdf (D45442084)		8
SA	12612-Grimaldo Castillo Javier Ahmet Esteban.pdf Document 12612-Grimaldo Castillo Javier Ahmet Esteban.pdf (D40687656)		4
SA	Articulo Cientifico.docx Document Articulo Cientifico.docx (D20729058)		2
SA	Pavon_Zorayda_TrabajoTitulación.pdf Document Pavon_Zorayda_TrabajoTitulación.pdf (D103089927)		1
SA	Tesina Srtas. Bajaña - Solano - urkund.docx Document Tesina Srtas. Bajaña - Solano - urkund.docx (D111759280)		1
W	URL: https://en.wikipedia.org/wiki/1_%2B_2_%2B_3_%2B_4_%2B_%E2%8B%AF Fetched: 2019-09-24 16:58:24		1

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**

**“DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE H₂S EN
SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS
MEDIANTE BIOFILTRACIÓN EMPLEANDO SOPORTES
ORGÁNICOS”**

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE

Doctoris Philosophiae

Presentada por:

CLARA GABINA FIGUEROA CORNEJO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Dra. Rosemary Vela Cardich
PRESIDENTE

Ph.D. Lisveth Flores del Pino
ASESOR

Ph.D. Lizardo Visitación Figueroa
MIEMBRO

Ph.D. Sergio Pacsi Valdivia
MIEMBRO

Dr. Miguel Barrena Gurbillón
MIEMBRO EXTERNO

DEDICATORIA

*A mis amados padres **Emilio** y **Eduarda** a quienes debo mi formación humana y profesional, sé que estarán satisfechos por el logro obtenido, Dios los tenga en su Santa Gloria.*

A mi esposo, Augusto, compañero de mi vida, por su amor inagotable.

A mis hijos: Daniel, Kathy y Marisol, por su comprensión y apoyo en la realización de mis metas.

A mis pequeños Nicolás, Katsumi y Toshiro, fuente de mi inspiración.

A mis queridos hermanos Odila, Ernesto y Walter, por su respaldo invaluable.

Los amo, Clara.

AGRADECIMIENTOS

- Agradezco a **Dios**, fortaleza mía, por ser mi **Camino, Verdad y Vida**.
- A mi asesor el Dr. Víctor Meza Contreras por haberme motivado en todo momento para realización de la presente investigación. Dios le conceda descanso Eterno.
- A la Dra. Lisveth Flores del Pino, quien ante la ausencia del Dr. Víctor Meza, continuó con el asesoramiento de mi tesis.
- Al Ing. Lawrence Quipuzco por su colaboración en el desarrollo de la parte experimental, al facilitarme equipos de medición de biogás.
- Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ciencias-UNALM y en particular a Edgar Giraldo.
- Al Centro Modelo de Tratamiento de Residuos Sólidos de la UNALM, en especial al Sr. Luis.
- Al Ing. Sady García por facilitarme la realización de las pruebas de laboratorio.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1 LOS RESIDUOS ORGÁNICOS Y LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL	5
2.2 ASPECTOS LEGALES.	7
2.2.1 Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos	7
2.2.2 Reglamento de Gestión Integral de RRSS en el Sector Agricultura y Riego	8
2.2.3 Gestión de los residuos de las actividades agrícolas	10
2.2.4. Gestión de los residuos generados en la transformación primaria de los productos forestales y diferentes a la madera,.....	10
2.3 PROCESOS DE VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS.....	10
2.3.1 Compostaje	10
2.3.2 Vermicompostaje.....	14
2.3.3 Digestión anaerobia para la obtención de biogás	15
a. Características del biogás.....	16
b. Biogás como fuente de energía renovable	17
c. Composición del biogás y su participación en la matriz energética	22
d. Descripción del sector de producción de biodigestores en el Perú.....	24
2.4 TECNOLOGÍAS DE DESULFURACIÓN DEL BIOGÁS.....	25
2.4.1 Métodos de purificación por adsorción	25
2.4.2 Métodos de purificación por absorción	27
2.4.3. Método de filtración por membrana	28
2.4.4. Métodos Biológicos.....	29

2.5 BIOFILTRACIÓN	30
2.5.1. Antecedentes de la biofiltración	30
2.5.2 Fundamentos de la biofiltración	35
2.5.3 Tipos de biorreactores para la purificación del biogás... ..	37
a. Biolavadores (bioscrubers)	37
b. Biofiltros de escurrimiento (biotricking filters).....	38
c. Biofiltros de lecho fijo	40
2.5.4. Microorganismos	42
2.5.5 Material de soporte	45
2.5.6. Variables que afectan la operación de un biofiltro	48
2.5.7. Características más importantes del biogás y del soporte.....	51
a. Concentración de H ₂ S en el biogás.....	51
b. Características del soporte o lecho filtrante.....	52
2.6 SULFURO DE HIDRÓGENO.....	54
2.6.1 Propiedades.....	54
2.6.2. Aspectos toxicológicos.....	56
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	59
3.1 TIPO DE INVESTIGACIÓN.....	59
3.2 LUGAR DE EJECUCIÓN	59
3.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ETAPAS DE INVESTIGACIÓN	60
3.3.1. Primera etapa: Caracterización del soporte y biogás.....	60
a. Muestreo y métodos analíticos	61
b. Monitoreo del sistema de biofiltración.....	62
3.3.2 Segunda Etapa	63
a. Diseño y construcción de biofiltros	64

b. Operatividad del Sistema de Biofiltración.....	66
3.3.3. Tercera Etapa: Operatividad del biofiltro a nivel Piloto.....	68
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	69
4.1 ETAPA 1: CARACTERIZACIÓN.....	69
4.1.1. Propiedades del Sustrato.....	69
4.1.2. Caracterización del Biogás.....	72
4.2. ETAPA 2: EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN LOS TRES BIOFILTROS.....	72
4.3. 1.Relación entre el Flujo del biogás y la concentración de entrada y salida del H ₂ S.....	72
4.3.2. Determinación de Porcentaje de Remoción y Capacidad de Eliminación	77
4.3.3. Selección del biofiltro de compost para la prueba piloto	80
4.4. ETAPA 3: RESULTADOS DE LA PRUEBA PILOTO.....	82
4.4.1. Análisis de la fase sólida.....	84
a. Humedad.....	84
b. pH	84
c. Densidad y porosidad.....	85
d. Composición microbiológica.....	85
4.4.2. Análisis de la fase gaseosa.....	86
a. Evaluación de la desulfuración.	87
b. Eficiencia de remoción y capacidad de eliminación en función a la carga másica volumétrica.....	89
V. CONCLUSIONES.....	93
VI. RECOMENDACIONES	95
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	97
VIII. ANEXOS.....	108

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Parámetros del proceso de compostaje	12
Cuadro 2: Parámetros del compost de acuerdo a su origen	13
Cuadro 3: Componentes del biogás según fuentes de obtención.....	18
Cuadro 4: Resumen del potencial del biogás en los sectores agropecuarios y de tratamiento de aguas residuales.....	21
Cuadro 5: Concentración máxima de H ₂ S de acuerdo a su uso.....	22
Cuadro 6: Composición media del Biogás.....	23
Cuadro 7: Comparación de tecnologías de remoción de sulfuro de hidrogeno.....	29
Cuadro 8: Procesos biológicos empleados en la remoción de H ₂ S.....	34
Cuadro 9: Tipo de bioreactor para purificación del biogás.....	37
Cuadro 10: Bacterias filamentosas, quimiolitótrofas del azufre y otros géneros.....	45
Cuadro 11: Principales propiedades de los sustratos	46
Cuadro 12: Soportes e inóculos utilizados en remoción de H ₂ S y de otros compuestos	47
Cuadro 13: Resumen de las propiedades importantes de medios de soporte.....	53
Cuadro 14: Características del sulfuro de hidrógeno.....	56
Cuadro 15: Efectos de la exposición a determinadas concentraciones de H ₂ S.....	57
Cuadro 16: Niveles de alerta nacionales para H ₂ S.....	58
Cuadro 17: Monitoreo del Sistema de Biofiltración	63
Cuadro 18: Definición operacional de variables.....	64
Cuadro 19: Características de Diseño del Biofiltro	65
Cuadro 20: Matriz de toma de datos experimentales para la evaluación de la eficiencia de remoción de los soportes orgánicos	67

Cuadro 21: Propiedades de los sustratos orgánicos	69
Cuadro 22: Composición media del biogás	72
Cuadro 23: Resultados experimentales promedio para la evaluación de la eficiencia de remoción de los soportes orgánicos	74
Cuadro 24: Porcentaje de remoción (%RE).....	78
Cuadro 25: Capacidad de Eliminación	79
Cuadro 26: Propiedades del sustrato orgánico después de la desulfuración.....	83
Cuadro 27: Variación en la concentración de la carga microbiana.....	86
Cuadro 28: Evaluación de las variables de sostenibilidad	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Composición de los residuos-Perú	5
Figura 2: Composición de los residuos en América Latina y el Caribe.....	6
Figura 3: Cambio de paradigma respecto de los residuos sólidos	7
Figura 4 : Objetivo de la Ley de RRSS.....	8
Figura 5: Temperatura, oxígeno y pH en el proceso de compostaje.....	11
Figura 6: Digestión anaerobia.....	15
Figura7: Esquema del proceso de digestión anaerobia.....	16
Figura 8: Sistema de Biodigestión con filtro de sulfuro	17
Figura 9: Sistema de purificación del biogás de relleno sanitario para producir energía eléctrica mediante grupos electrógenos a biogás.....	19
Figura 10: Biogás, combustible ecológico.....	19
Figura 11: Corrosión ocasionada por el H ₂ S.....	22
Figura 12: Participación en la producción de energía eléctrica eléctrica por tipo de fuente.....	23
Figura 13: Tecnologías de control para emisiones de compuestos volátiles.	25
Figura 14: Investigaciones en Biofiltración a lo largo del tiempo.....	33
Figura 15: Corte longitudinal de un biorreactor.....	36
Figura 16: Biolavador.....	38
Figura 17: Bioescurridor.....	39
Figura 18: Biofiltro de lecho fijo.....	41
Figura 19: Estructura geométrica del H ₂ S.....	54
Figura 20: Distribución de especies del H ₂ S a diferente pH.....	55

Figura 21: Compost, humus y biodigestor...a) Equipo de medición de biogás (b) flujómetro	59
Figura 22:Diagrama del proceso experimental	60
Figura 23: Equipos para medición del biogás.....	62
Figura 24: Diseño del Sistema Experimental.....	66
Figura 25: Periodo 1	75
Figura 26 : Periodo 2... ..	75
Figura 27: Periodo 3... ..	76
Figura 28: Capacidad de eliminación (g H ₂ S m ⁻³ h ⁻¹) del biofiltro de compost frente a dos flujos de biogás y tres concentraciones de H ₂ S.....	81
Figura 29: Instalación del biofiltro de compost para la prueba Piloto	82
Figura 30: Ajuste del flujo del biogás en la línea de proceso-CEMTRAR.....	83
Figura 31: Toma de muestra para medición de H ₂ S al ingreso del biofiltro.....	83
Figura 32: Relación entre la capacidad de eliminación y la carga a la entrada ..	87
Figura 33 : Concentración de H ₂ S al ingreso y salida del biofiltro de compost.	88
Figura 34: Evaluación de la sostenibilidad del biofiltro de compost, a través de la relación CMv, CE y %RE.....	90

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Módulo empleado para el trabajo de laboratorio.....	108
Anexo 2: Equipo usado para la medición del sulfuro de hidrógeno.....	109
Anexo 3: Medición de sulfuro de hidrógeno	109
Anexo 4 : Colocando el biofiltro en la línea de obtención de biogás	110
Anexo 5: Análisis de la composición del biogás.....	110
Anexo 6: Resultados de laboratorio en el X° Encuentro de la RedBioLAC.....	111
Anexo 7: Visita al Laboratorio de Biofiltración-UAM-México	112
Anexo 8: Análisis del soporte al inicio del trabajo de investigación.....	113
Anexo 9: Análisis Microbiológico al inicio del trabajo de investigación	114
Anexo 10: Análisis del compost al final del trabajo de investigación	115
Anexo 11: Análisis Microbiológico al final del trabajo de investigación	116
Anexo 12: Análisis estadístico de resultados a nivel laboratorio	117
Anexo 13: Métodos de análisis LASPAF.....	118

RESUMEN

Se diseñaron biofiltros de flujo ascendente (volumen de empaque: 2,4 L) empleando compost, mezclas de compost-humus y compost- aserrín, primero se evaluó a nivel laboratorio, la eficiencia como filtros microbiano-orgánicos del H₂S del biogás obtenido en un biodigestor tubular del Centro Modelo de Tratamiento de Residuos de la UNALM-CEMTRAR. El objetivo del estudio fue evaluar la influencia de las variables flujo de biogás: 0,5 y 1 Lmin⁻¹ y concentraciones del contaminante: 750, 2700 y 3 500 ppmv, sobre el porcentaje de remoción (%RE) y la capacidad de eliminación (CE) del H₂S en cada soporte, obteniéndose CE máximas de 25,2, 90,6 y 114 g H₂S m⁻³ h⁻¹ y porcentaje de remoción superiores al 98 por ciento, cuando el flujo era 1Lmin⁻¹. Los resultados demostraron que los medios presentan las características adecuadas para actuar como soporte: pH neutro, humedad alrededor del 50 por ciento, porosidad entre 80 y 83 por ciento, densidad aparente (gmL⁻¹) entre 0,25 y 0,37 y materia orgánica de 35,7 ,45,45 y 45,85. En la prueba piloto se empleó el biofiltro de compost (seleccionado por su fácil disponibilidad), colocándolo en la línea de obtención del biogás y se operó bajo dos parámetros: concentración alta y variable de H₂S de entrada (carga másica volumétrica entre 38,8 y 62,5 gm⁻³h⁻¹), un flujo de biogás ajustado a 0,5Lmin⁻¹ y un tiempo de residencia de 4,8 minutos, determinándose capacidades de eliminación entre 35,2 y 63,2 gm⁻³h⁻¹ y porcentajes de remoción entre 76,3 y 99,1 por ciento durante 65 días lo cual demuestra que el desempeño del biofiltro fue óptimo, comparado con investigaciones relacionadas. A partir del día 67 se aprecia una disminución significativa de la capacidad de eliminación y del porcentaje de remoción. La investigación demuestra robustez del biofiltro frente a cargas de ingreso altas y variables, permiten, por lo tanto, proponer la biofiltración para remover el H₂S en el biogás y contribuir con la gestión eficiente de los residuos orgánicos haciendo posible su aplicación en empresas agropecuarias y agroindustriales, por su ventaja social, económica y ambiental.

Palabras clave: Biofiltración, remoción de H₂S, biogás, carga másica volumétrica, capacidad de eliminación, compost.

ABSTRACT

Biofilters of upward flow (packing volume: 2.4 L) were designed using compost, compost-humus and compost-sawdust mixtures, to evaluate, first at the laboratory level, their efficiency as microbial-organic H₂S filters of biogas obtained in a tubular biodigester from the Model Waste Treatment Center of UNALM-CEMTRAR. The influence of the variables of biogas flow was analyzed: 0,5 and 1 Lmin⁻¹ and concentrations of the contaminant: 750, 2700 and 3 500 ppmv, on the percentage of removal and the elimination capacity of the H₂S in each support, obtaining maximum elimination capacity of 25,2, 90,6 and 114 g H₂S m⁻³ h⁻¹ and percentage of removal greater than 98 per cent. It is worth noting the fasting tolerance and the rapid recovery of the media which, presented adequate characteristics to act as support: neutral pH, humidity around 50 per cent, porosity between 80 and 83 per cent, apparent density between 0,25 and 0,37 and organic matter of 35,7 , 45,45 and 45,85, these results demonstrate that compost and its mixtures with humus and sawdust are efficient means for the removal of H₂S from biogas. In the pilot test, the compost biofilter (selected for its easy availability) was used, placing it in the biogas collection line and it was operated under two parameters: high and variable concentration of inlet H₂S (volumetric mass load between 38,8 and 62,5 gm⁻³h⁻¹), a biogas flow adjusted to 0,5 Lmin⁻¹ and a residence time of 4,8 minutes, determining removal capacities between 35,2 and 63,2 gm⁻³h⁻¹ and removal percentages between 76,3 and 99,1 percent during 65 days, which shows that the performance of the biofilter was optimal, compared to related research. As of day 67, a significant decrease in the removal capacity and removal percentage was observed. The research demonstrates the robustness of the biofilter against high and variable income charges, therefore, allows us to propose biofiltration to remove the H₂S in the biogas and contribute to the efficient management of organic waste making its application possible in agricultural and agroindustrial companies, for its social, economic and environmental advantage.

Keywords: Biofiltration, H₂S removal, biogas, volumetric mass loading, disposal capacity, compost.

I. INTRODUCCIÓN

Los residuos orgánicos en el Perú, provenientes de restos de comida, de poda, cosecha, post-cosecha, estiércol actualmente superan el 50 por ciento del total de residuos sólidos, lo cual conduce a la búsqueda de tecnologías integradoras que permitan alcanzar ventajas socioeconómicas y ambientales para la población, dentro de los procesos que transforman de manera segura los residuos orgánicos están el compostaje y la biodigestión obteniendo a partir de ellos tanto insumos para mejorar la producción agrícola como bioenergía. A partir de la suscripción del acuerdo de la reunión de París, el Perú se compromete a reducir en 30 por ciento hasta el 2030 la emisión de gases de efecto invernadero (MINAM 2016), resulta de primordial importancia estudiar fuentes alternativas de energía y contribuir al cambio de la matriz energética en el Perú, disminuyendo la dependencia de hidrocarburos no sólo porque son fuente de energía no renovable, sino porque liberan a la atmósfera gases de efecto invernadero. El biogás, contiene 50–70 por ciento de CH₄, 25–50 por ciento de CO₂, 1–5 por ciento de H₂, 0,3–3 por ciento de N₂, además de impurezas tales como NH₃, siloxanos y el H₂S, el cual es uno de los principales problemas en la utilización de biogás, ya que produce daños a la salud, efectos ambientales adversos y corrosión en la maquinaria industrial (Etcharren 2005; González-Sánchez 2006) la concentración de H₂S, en el rango de 50-10 000 ppm, podría causar corrosión en los motores y tuberías especialmente cuando el biogás se usa como combustible para producir electricidad (Elizondo y Herrera 2012; Lestari *et al.*2016). Las tecnologías de remoción de sustancias tóxicas y causantes del mal olor, se pueden clasificar en tres categorías, las que emplean métodos de tratamiento químico (oxidación térmica, oxidación catalítica, ozonización), físico (condensación, adsorción, absorción) y biológico (utilizando biofiltros y otros tipos de biorreactores), una ventaja importante de los métodos de tratamiento biológico sobre las tecnologías físicas y químicas es que los procesos biológicos pueden realizarse a temperaturas moderadas (10–40 °C) y presión atmosférica, además, los procesos de degradación microbiana son generalmente de naturaleza oxidativa y producen compuestos como dióxido de carbono, agua, sulfato y nitrato que son ecológicamente seguros (Barbusinski 2017). Dentro de las tecnologías aplicables al manejo y control de sulfuro de hidrógeno la más recomendable es la

biofiltración, según lo refiere Cárdenas *et al.* (2002) quienes mencionaron que los métodos biológicos son eficientes para grandes volúmenes de aire con bajas concentraciones, como sería el caso del biogás. El diseño de un biofiltro puede requerir un estudio piloto, especialmente si la corriente de gas contiene una alta concentración del contaminante, la biofiltración anóxica y aeróbica continúa siendo ampliamente estudiada con la finalidad de demostrar su eficiencia y sostenibilidad (López *et al.* 2018).

Es necesario ahondar las investigaciones de adaptación de las tecnologías de biofiltración a las necesidades y condiciones locales como es la evaluación de la relación entre el tipo de soporte (características, disponibilidad local, condiciones ambientales) y la eficiencia de remoción del gas contaminante, para hacer sostenible este proceso tecnológico. Según Varnero *et al.* (2012) dependiendo de la cepa responsable, se podría convertir sulfuros a azufre o alternativamente a sulfato, gran variedad de bacterias que oxidan el sulfuro de hidrógeno pueden ser aerobias azufre oxidantes que actúan tanto en condiciones alcalinas, neutras como ácidas, con rangos de temperatura de crecimiento mesófilo y termófilo; por otro lado, las bacterias anaerobias azufre oxidantes son neutrófilas y mesófilas, fotótrofas y quimiótrofas.

Según Syed *et al.* (2006), la biofiltración es una tecnología económica y cuando el soporte o medio, es orgánico, puede contener suficientes micronutrientes para las comunidades microbianas, por lo que es necesario realizar investigaciones que incluyan el análisis de la composición física, química y biológica, así como el contenido nutricional pues puede variar de acuerdo al proceso de elaboración y tipo de materiales que se empleen. La biofiltración es una tecnología económica y eficiente, sobre todo si se dispone de gran volumen del lecho filtrante por lo cual es importante evaluar la aplicación de mejores técnicas de diseño lo cual unido al tipo de soporte logren optimizar la remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás incrementando el tiempo de vida útil y la sostenibilidad del proceso. Existe una relación entre el flujo de gas contaminado, la carga másica y la capacidad de remoción, siendo ésta diferente según el tipo de medio filtrante (Varnero *et al.* 2012), razón por la cual se requiere determinar la calidad del soporte pues es uno de los factores clave en la estimación de la actuación del biofiltro, además, como señala Dumont (2017), aún es necesario continuar investigando sobre los factores inhibitorios de la biodegradación que acompañan a los procesos de desulfuración biológica para

dar sostenibilidad a la biofiltración.

Por lo expuesto, el propósito central de la presente investigación ha sido evaluar la relación entre los parámetros de diseño del biofiltro, las propiedades del lecho filtrante (compost y mezclas de compost con humus y aserrín), el flujo del biogás y la carga másica sobre la eficiencia de remoción y capacidad de eliminación del sulfuro de hidrógeno del biogás obtenido en el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos Sólidos (CEMTRAR- UNALM). Los objetivos planteados en la presente investigación fueron:

Objetivo general

Determinar la relación entre los parámetros de diseño del biofiltro, las características del lecho filtrante y los factores de operación que hacen más eficiente el proceso de remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás producido en el centro modelo de tratamiento de residuos sólidos CEMTRAR, de la UNALM.

Objetivos específicos

- Caracterizar el biogás y el material de soporte (compost, aserrín y humus) producidos en la UNALM y analizar su uso potencial como lecho filtrante.
- Determinar la relación entre las características del lecho filtrante, características del biogás y los parámetros de diseño (tipo de soporte orgánico, altura, velocidad de flujo, humedad, temperatura, pH) sobre la eficiencia en la remoción de sulfuro de hidrógeno.
- Diseñar un biofiltro a escala piloto, evaluar los beneficios y limitaciones del proceso aplicado a los sistemas de producción de biogás producido en biodigestores tubulares de la UNALM.

La hipótesis general fue: “La eficiencia de remoción y capacidad de eliminación del sulfuro de hidrógeno del biogás depende de la relación entre ciertos parámetros de diseño, el tipo de lecho filtrante y las condiciones de operación” la cual ha sido comprobada de manera exitosa ya que con los resultados obtenidos se demuestra que el compost y las mezclas compost-humus y

compost-aserrín pueden ser empleadas perfectamente como lecho filtrante logrando remover de manera eficiente el H_2S , mejorando la calidad del biogás y posibilitando la diversificación de su uso como fuente de energía. Los resultados alcanzados serán el inicio de una ruta de investigaciones con el propósito de mejorar la calidad del biogás mediante una tecnología limpia y amigable con el ambiente en el marco de una visión de economía circular.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 LOS RESIDUOS ORGÁNICOS Y LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

La tendencia creciente de la generación de residuos sólidos y su inadecuada gestión son una problemática global pues aporta de manera significativa a la emisión de gases de efecto invernadero, en un reporte realizado por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC 2014), se estima que en el 2010 el sector de residuos sólidos y aguas residuales aportó aproximadamente el 3 por ciento de las emisiones globales de los Gases de Efecto Invernadero (GEI), con la mayor contribución por emisiones de metano (CH_4) en los rellenos sanitarios y que la reducción entre el 10-15 por ciento en las emisiones globales de los GEI podría lograrse a través de la implementación de nuevas tecnologías y el fortalecimiento de sistemas actuales para ejecutar medidas de mitigación en los rellenos sanitarios, tales como: producción de energía desde los residuos, compostaje de residuos orgánicos y reciclaje.

Según información actualizada, MINAM (2018) la generación promedio de residuos orgánicos representa más del 50 por ciento del total de residuos sólidos (Figura 1).

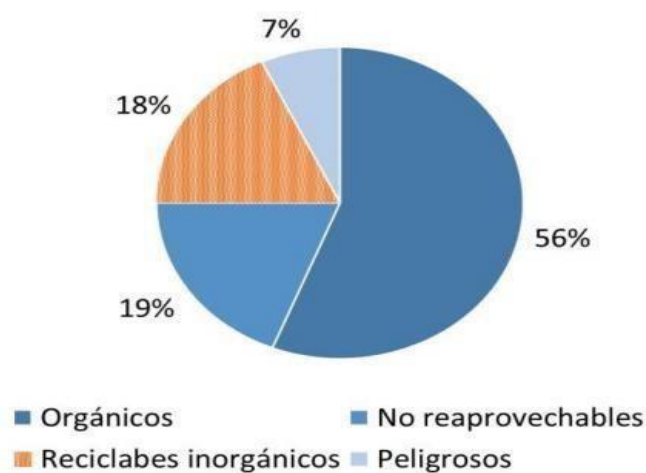


Figura 1: Composición de los residuos sólidos-Perú

Fuente: MINAM (2018)

Graziani (2018), señala que en América Latina y el Caribe la composición promedio de los residuos municipales contiene una importante fracción orgánica (54 por ciento), seguido por papel (16 por ciento) y plástico (12 por ciento), lo cual refleja la composición promedio a nivel global (Figura 2). En los últimos años, varios países de la región han adoptado medidas para hacer frente a esta situación, tales como el fortalecimiento de marcos legales, aumento en la cobertura de recolección de residuos y cierre de vertederos a cielo abierto; también, hay un creciente interés en la implementación de tecnologías de tratamiento y aprovechamiento de residuos sólidos, principalmente debido a los altos niveles de urbanización y al agotamiento de la vida útil de los rellenos sanitarios actualmente utilizados. La reducción de la generación de residuos y la explotación de energía a partir de estos produce una reducción indirecta de las emisiones de GEI mediante la conservación de las materias primas, la mejora de la eficiencia energética y de los recursos, y la disminución del uso de combustibles fósiles. En definitiva, la sostenibilidad está comprometida en función de cómo, a nivel local, nacional y global, se logren gestionar los residuos.

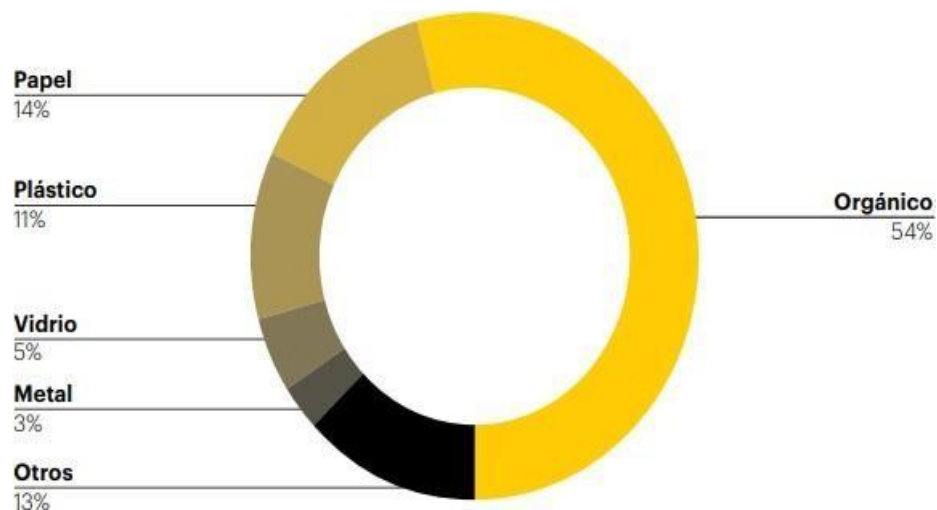


Figura 2: Composición de los residuos en América Latina y el Caribe
Fuente: Graziani (2018)

2.2. ASPECTOS LEGALES

2.2.1 Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos

Para revertir la problemática ambiental que representa la elevada generación de residuos sólidos, MINAGRI (2019), mediante **Resolución Ministerial N° 0246** aprueba la difusión del **Reglamento del Decreto Legislativo N°1278**, de la “**Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos**”, ley en la cual se manifiesta un cambio de paradigma respecto a los residuos sólidos (Figura 3).

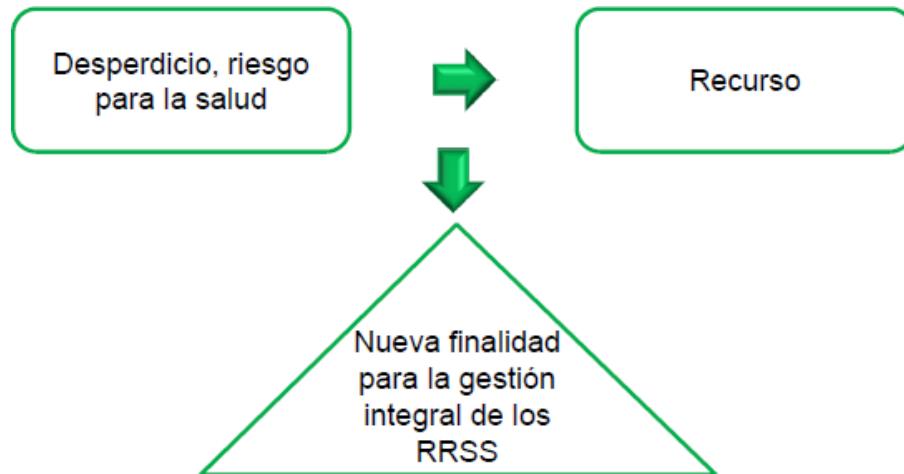


Figura 3: Cambio de paradigma respecto de los residuos sólidos
Fuente: MINAM (2017)

La finalidad de esta ley es:

- Prevenir o minimizar en origen la generación de RRSS
- Recuperación y valorización de los RRSS
- Disposición final en infraestructura adecuada

El objetivo de la ley integral de RRSS, es lograr una nueva visión de los residuos sólidos, considerarlos como recursos e incrementar su valor y no como desperdicios incorporando la contaminación ambiental (Figura 4).



Figura 4: Objetivo de la ley de RRSS

Fuente: MINAM (2017)

La Ley dispone regular la gestión y manejo de residuos sólidos, comprende la minimización de la generación de residuos sólidos en la fuente y la adecuada disposición final de los mismos, comprende:

- Valorización material
- Valorización energética
- Reciclaje
- Compostaje
- Recuperación de aceites
- Coprocesamiento
- Bio-conversión
- Biochar

2.2.2 Reglamento de Gestión Integral de Residuos Sólidos en el Sector Agricultura y Riego

Con Resolución Ministerial N°0246-2019 (Minagri 2019) se aprueba el Reglamento de Gestión Integral de RRSS con el que se busca promover el reaprovechamiento y valorización de los residuos generados en el sector, bajo los principios y definiciones señalados en el Decreto Legislativo N°1278, los que son:

Principios y definiciones

El Sector agricultura busca:

- **Economía circular.** La creación de valor no se limita al consumo definitivo de recursos, considera todo el ciclo de vida de los bienes, buscando la utilidad máxima de producto, componentes y materias. Debe procurarse eficientemente la regeneración y recuperación de los recursos (diseñar para refabricar, reacondicionar y reciclar) dentro del ciclo biológico o técnico, según sea el caso.
- **Valorización de residuos.** Los residuos sólidos generados en las actividades productivas y de consumo constituyen un potencial recurso económico, por lo tanto, se priorizará su valorización, considerando su utilidad en actividades de: reciclaje de sustancias inorgánicas y metales, generación de energía, producción de compost, fertilizantes u otras transformaciones biológicas, recuperación de componentes, tratamiento o recuperación de suelos, entre otras opciones que eviten su disposición final.
- **Principio de responsabilidad compartida.** La gestión integral de los residuos es una corresponsabilidad social, requiere la participación conjunta, coordinada y diferenciada de los generadores, operadores de residuos y municipalidades.
- **Principio de protección del ambiente y la salud pública.** La gestión integral de residuos comprende las medidas necesarias para proteger la salud individual y colectiva de las personas, en armonía con el ejercicio pleno del derecho fundamental a vivir en un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de la vida.

2.2.3. Gestión de los residuos de las actividades agrícolas

Los residuos orgánicos o vegetales de cultivos o cosecha, pueden ser reaprovechados como forraje en la alimentación de animales de crianza o como materia prima para la elaboración de compostaje o bioabono; evitando la acumulación de los residuos, teniendo que realizar un tratamiento o valoración del mismo. Estos residuos por su alto contenido de humedad pueden ser incorporados en el suelo y/o utilizados como materia prima para procesos de valoración, tales como compostaje o ser aprovechados energéticamente, mediante técnicas de fermentación anaerobia, para la producción de biogás y su reaprovechamiento.

2.2.4. Gestión de los residuos generados en la transformación primaria de los productos forestales y diferentes a la madera

Los residuos como el aserrín y virutas limpias, pueden ser reaprovechados como insumos para la industria de briquetas, tableros contrachapados, pellets de madera y celulosa. En el caso de aserrín y virutas mezcladas con otras sustancias inocuas que no lo clasifique como material peligroso, pueden ser tratados mediante el proceso de compostaje.

2.3. PROCESOS DE VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS

Uno de los problemas ambientales de las explotaciones agrícolas es la generación de residuos orgánicos, algunas de las prácticas habituales con estos residuos son la quema, el enterramiento o el abandono del material a la intemperie hasta su pudrición, generando GEI, razón por la que es necesario adoptar medidas de gestión de estos residuos enmarcadas en el concepto de la economía circular, tales como:

2.3.1 Compostaje

Es un proceso biológico llevado por microorganismos y a través de etapas claramente definidas por la actividad microbiana. Román *et al.* (2013), señalan que el compostaje es un proceso aerobio y se debe mantener una aireación adecuada para permitir la respiración de los microorganismos, se deben tener en cuenta los parámetros que afectan su crecimiento y

reproducción, los factores incluyen el oxígeno o aireación, la humedad de sustrato, temperatura, pH y la relación C:N. La aireación evita que el material se compacte o se encharque, las necesidades de oxígeno varían durante el proceso, alcanzando la mayor tasa de consumo durante la fase termofílica (Figura 5).

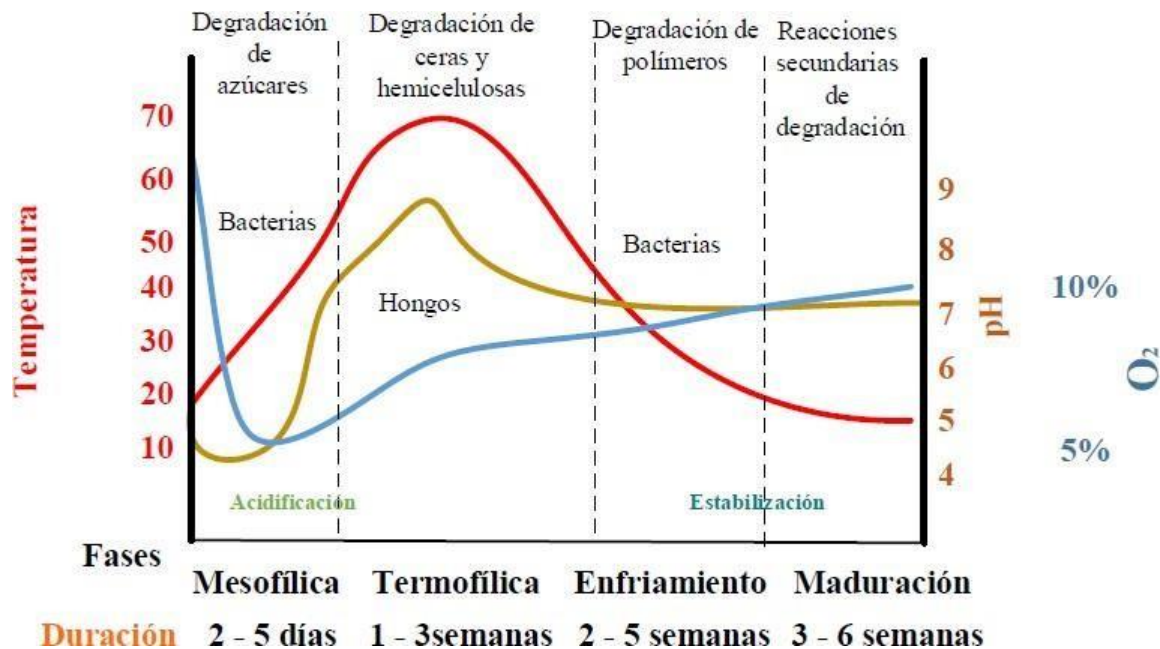


Figura 5: Temperatura, oxígeno y pH en el proceso de compostaje
Fuente: Román *et al.* (2013)

Uno de los parámetros de control del proceso de compostaje es la temperatura, luego del proceso inicial de adaptación de los microorganismos en la pila de compost, lo cual puede suceder en pocas horas y como máximo 5 días, la temperatura sube, alcanzando rangos de 40-50°C en la fase mesofílica, de la que son responsables los microorganismos mesófilos, luego se produce un ascenso por encima de los 45-50°C, participando los microorganismos termófilos haciendo que la temperatura suba hasta aproximadamente 70°C, el tiempo de duración de esta etapa depende de la composición y dimensiones de la pila. Cuando se agota el alimento de los microorganismos termófilos y la temperatura vuelve a bajar hasta los 4°C, se activan otra vez los microorganismos mesófilos. La duración de esta segunda fase mesofílica suele ser, como mínimo, el doble de lo que ha durado la fase termofílica. Una vez cubiertas las anteriores etapas, la temperatura

desciende por debajo de los 30 °C y comienza la fase de maduración, la que puede prolongarse durante meses, en el Cuadro 1 se presentan los parámetros de control del proceso de compostaje.

Cuadro 1: Parámetros de Proceso de Compostaje

Parámetro	Rango ideal al comienzo (2-5 días)	Rango ideal para compost en fase termofílica II(2-5 semanas)	Rango ideal de compost maduro (3-6 meses)
C:N	25:1- 35:1	15/20	10:1 – 15:1
Humedad	50% - 60%	45% - 55%	30% - 40%
Concentración de oxígeno	~10%	~10%	~10%
Tamaño de partícula	< 25 cm	~ 15 cm	< 1,6 cm
pH	6,5 - 8	6,0 -8,5	6,5 – 8,5
Temperatura	45 -60 °C	45°C – Temperatura Ambiente	Temperatura ambiente
Densidad	250 – 400 kg/m ³	< 700 kg /m ³	< 700 kg/m ³
Materia orgánica (base seca)	50% - 70%	>20%	>20%
Nitrógeno total (base seca)	2,5 – 3%	1 – 2%	~1%

Fuente: Román *et al.* (2013)

Como señalan Graziani *et al.* (2013), el pH del compostaje es otro parámetro fundamental que depende de los materiales de origen y varía en cada fase del proceso (desde 4,5 a 8,5), en los primeros estadios del proceso, el pH se acidifica por la formación de ácidos orgánicos. En la fase termófila, debido a la conversión del amonio en hidróxido de amonio, el pH sube y se alcaliniza el medio, para finalmente estabilizarse en valores cercanos al neutro, el pH define la supervivencia de los microorganismos y cada grupo tiene pH óptimos de crecimiento y multiplicación, produciéndose la mayor actividad bacteriana a pH 6,0-7,5, mientras que la mayor actividad fúngica se produce a pH 5,5-8,0. El rango ideal es de 5,8 a 7,2. En definitiva,

el compostaje es una técnica de tratamiento de materiales orgánicos, un proceso de fabricación de los productos útiles al suelo y un método de reciclaje de materia orgánica y de nutrientes. Complementariamente, el compost es un método para pasteurizar medios infectados de patógenos y una estrategia de eliminación de materiales problemáticos. El compostaje sirve a todos estos fines, y muchos más, porque es simple, flexible y aplicable a una amplia gama de escalas. En resumen, hay muchas razones para producir compost y muchas maneras de lograrlo. En el Cuadro 2 se presentan los parámetros del compost de acuerdo a los materiales empleados en su elaboración.

Cuadro 2: Parámetros del compost de acuerdo a su origen

Parámetro	Compost vegetal	Estiércoles Vegetal	Mezclas de origen animal	Humus de Lombriz
Humedad (%)	20 -30	20 - 30	20- 30	30 -40
Materia orgánica total (%m.s.)	45 - 80	53 - 35	50 - 70	40 - 80
C oxidativo (% m.s.)	15 - 20	15 - 35	35 – 45	10 - 20
N total (% m.s.)	1 – 2,5	2 – 3,5	5 – 9	1 – 1,5
N orgánico (% m.s.)	1 – 2	1,5 - 3	4,7 -8,5	1 – 1,5
Relación C/N	10 - 12	10 -12	10 -12	10- 12
P (P₂O₅) (%m.s.)	1 – 2	2 – 4	3 – 6	2 - 3
K (K₂O) (% m.s.)	1 – 2	2 – 4	2 – 6	1 - 2
pH	7,5 – 8,5	7 – 9,5	6,5 – 8,5	8 – 8,5

Fuente: ENEEK (2013)

Entre las propiedades físicas del compost como mejorador del suelo destacan la capacidad de retención de humedad, mejora de la densidad aparente; como propiedades químicas están el pH, la materia orgánica y el porcentaje de humedad. Tello y Vega (2015), compararon dos metodologías de análisis para estos parámetros: TMECC (Test Methods for the Examination of Composting and Compost) y LASPAF (laboratorio de análisis de suelos y plantas de la UNALM) en 15 muestras de compost maduro, encontrando que los resultados del LASPAF seguían la tendencia de los resultados de la TMECC; los resultados promedio fueron , para la capacidad de retención de agua 215,17 por ciento con respecto a 100 g de peso seco de material

y para la densidad aparente fue de $0,278 \text{ gmL}^{-1}$; con relación a pH, porcentaje de MO y porcentaje de humedad los valores fueron 6,7 , 51,2 y 53 respectivamente.

2.3.2 Vermicompostaje

El vermicompostaje es una técnica limpia y relativamente nueva que acelera el proceso de compostaje, consiste en compostar utilizando lombrices y microorganismos, es un proceso aeróbico que termina en la estabilización de la materia orgánica y al igual que el compost maduro, el producto final es materia orgánica, pero son las lombrices quienes realizan el proceso con ayuda de los microorganismos. Durante este proceso, minerales insolubles se solubilizan, quedando disponibles para las plantas cuando el vermicompost es aplicado al suelo, de la misma manera, otros compuestos orgánicos complejos, como la celulosa, son parcialmente degradados a compuestos más simples por las bacterias presentes en el tracto digestivo de la lombriz, aumentando la disponibilidad de Nitrógeno (Lazcano, 2008). Se basa en el cultivo de lombrices de tierra, que aceleran el compostaje, y dan como resultado un producto con buenas características como mejorador de las propiedades del suelo, denominado humus de lombriz o vermicompost, en la mayoría de los casos se utiliza la lombriz roja (*Eisenia andrei*) por las ventajas de ésta sobre la lombriz autóctona:

- Facilidad de trabajo: se conocen sus costumbres y es fácil de manejar.
- Es cosmopolita: está extendida por todo el mundo.
- Es adaptable: se adapta a casi todo tipo de materia orgánica.
- Tiene una gran actividad: se reproduce mucho y necesita mucho alimento.
- Alta densidad: tienden a vivir en colonias de mucha densidad.

En general, las lombrices se crían en cajoneras cerradas y se las “alimenta” de compost fresco, que se añade con una cierta periodicidad (semanalmente, mensualmente o trimestralmente), el compost se habrá transformado en humus al cabo de tres meses, antes de retirarlo se recogen primero las lombrices, para volver a utilizarlas (ENEEK 2013).

Rivero (1993), describe las siguientes propiedades del vermicompost:

- Constituye agregados muy estables
- Facilita la aireación e incrementa la permeabilidad de la tierra
- Suele carecer de microorganismos patógenos
- Su presencia, junto a los abonos químicos, favorece la asimilación de los últimos
- Dada su composición bacteriana, ayuda a la reactivación de los campos
- Actúa de enmienda, soltando los suelos arcillosos y cohesionando los arenosos
- Ejerce la función tampón, al acercarse a la neutralidad

2.3.3 Digestión anaerobia para la obtención de biogás

Sobre digestión anaerobia, Martí (2019) señala que es un proceso biológico de degradación de la materia orgánica particularmente para la producción de biogás, frente a otros procesos como compostaje o lombricultura, este proceso se desarrolla dentro del biodigestor (Figura 6).

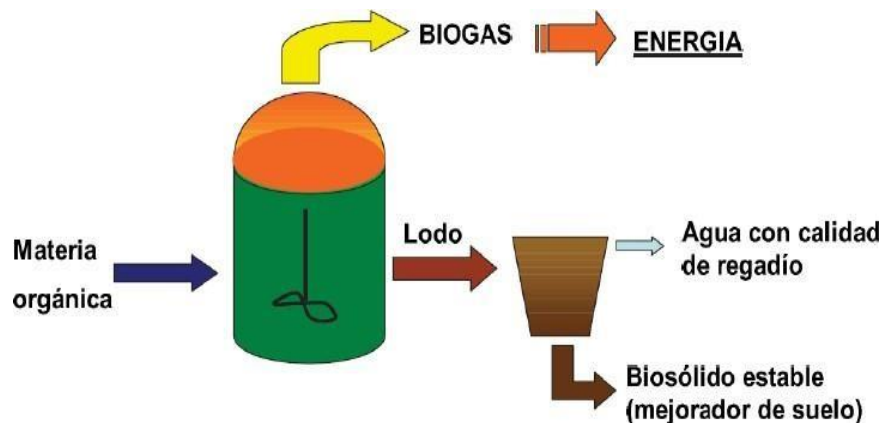


Figura 6: Digestión anaerobia

Fuente: Hernando (2013)

La biodigestión sucede en una sucesión de etapas que tienen que estar en equilibrio entre ellas, todas las etapas son realizadas por multitud de diferentes poblaciones de bacterias que forman un consorcio (Figura 7).

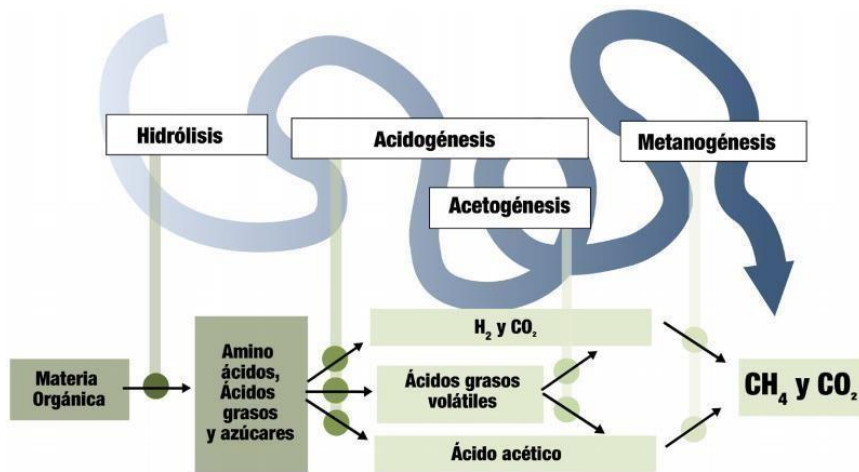


Figura 7: Esquema del proceso de la digestión anaerobia
Fuente: Martí (2019)

La primera etapa es la **hidrólisis**, en que la materia orgánica entrante comienza a descomponerse, produciendo azúcares, ácidos grasos y amino ácidos, la segunda etapa es la **acidogénesis**, donde los productos de la hidrólisis (azúcares, ácidos grasos y amino ácidos) son transformados en otros ácidos y H₂ y CO₂, la Acetogénesis, en esta etapa por la acción de las bacterias acetogénicas los productos intermedios del proceso (ácido propiónico, butírico, etc.) son transformados en productos más sencillos, como ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono que, posteriormente, pueden ser aprovechados por las bacterias metanogénicas, la cuarta etapa, llamada **metanogénesis**, hace uso del H₂, CO₂ y ácido acético para producir metano (CH₄) y CO₂ (Hernando 2013; Martí 2019). En la figura 8 se aprecia un sistema de producción de biogás en el que se ha incorporado un filtro de sulfuro de hidrógeno antes de conectarlo a la cocina o punto de consumo.

a. Características del biogás

Dependiendo del sustrato empleado, las condiciones de reacción, las condiciones medioambientales, el contenido de humedad y acidez; el biogás resultante contiene una mayor cantidad de metano que lo hace más valioso desde el punto de vista de contenido energético, la concentración de los distintos gases en el biogás dependerá de la composición de las materias primas, las condiciones de descomposición, tiempo de retención hidráulica en el biodigestor, entre otros (Varnero *et al.* 2012).

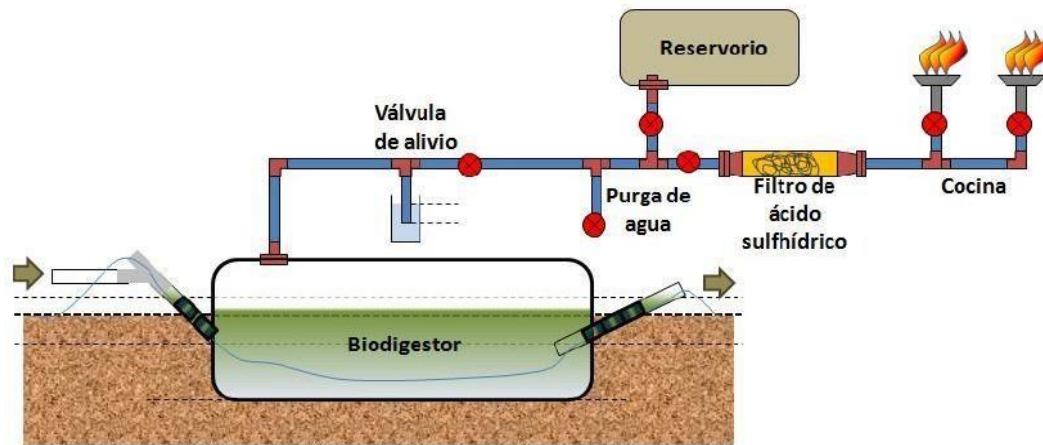


Figura 8: Sistema de Biodigestión con filtro de sulfuro

Fuente: Martí (2019)

b. Biogás como fuente de energía renovable

La utilización de biogás como fuente de energía local se presenta como una oportunidad de contribución adicional al desarrollo sustentable y como una fuente de generación de empleo, inversión extranjera y desarrollo local (Colmares, 2013). De acuerdo a lo señalado en el Informe del Plan Energético Nacional 2014-2025 (MINEM, 2014) entre el 2014 y 2025, se espera que la demanda total de energía en el Perú crezca a una tasa promedio anual de 5,7 por ciento, si se considera un crecimiento de 4,5 por ciento del PBI en el período y frente al contexto internacional que obliga a reducir la emisión de gases de efecto invernadero para combatir el cambio climático, la modificación de la matriz energética, no solo en el Perú, sino también en el mundo es un componente de la mayor relevancia y deberá gradualmente adaptarse a una reducción del consumo de combustibles fósiles pues generan una mayor cantidad de CO_2 , NO_x y CO/CH_4 . El biogás para ser empleado debe tratarse porque en su composición, dependiendo de la fuente de obtención se presentan sustancias que perjudican su empleo como fuente de energía, tal como se observa en el Cuadro 3.

Cuadro 3 : Componentes del biogás según fuente de obtención

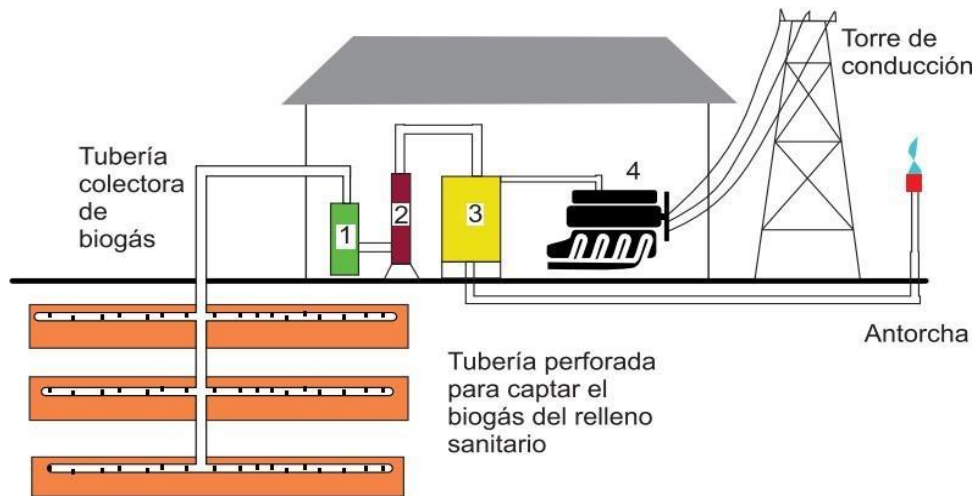
Gases	Desechos agrícolas	Lodos	Desechos Industriales	Rellenos sanitarios	Propiedades
CH ₄	50 -80%	50 - 80%	50 -70%	45 - 65%	Combustible
CO ₂	30 -50%	20 – 50%	30 - 50%	34 – 55%	Ácido, asfixiante
Vapor de agua	Saturación	saturación	Saturación	saturación	Corrosivo
H ₂ S	100- 7000ppm	0 – 1%	0 – 8%	0.5 – 100ppm	Corrosivo, olor tóxico
Amoniaco	Trazas	Trazas	Trazas	trazas	Corrosivo
CO	0 – 1%	0 – 1%	0 – 1%	trazas	tóxico
Nitrógeno	0 – 1%	0 – 3%	0 – 1%	0 – 20%	inerte
Oxígeno	0 -1%	0 -1%	0 -1%	0 -5%	corrosivo
Orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm	Corrosivo, olores

Fuente: Colmares (2013)

El biogás, fuente de energía renovable no convencional es un tipo de energía de biomasa que se obtiene producto de la digestión anaeróbica o fermentación de la materia orgánica (residuos animales y vegetales), esta mezcla gaseosa, combustible, está compuesta por metano (55-70 por ciento), anhídrido carbónico (30-45 por ciento), más otros elementos traza tales como, oxígeno (200 ppm – 1 por ciento), nitrógeno (menor a 5 por ciento), vapor de agua y **sulfuro de hidrógeno (50 ppm – 3 por ciento)**.

Viquez (2010), afirma que el biogás es una alternativa que puede ser utilizada para sustituir otras fuentes energéticas similares, desde lo más simple, como lo es el reemplazo de leña o propano para efectos de cocción, como también para la generación de electricidad, el uso en calderas de vapor, en sistemas de calefacción, de refrigeración e iluminación, hasta para el uso directo en vehículos. Como señalan Barrena *et al.* (2019), el biogás producido en plantas de tratamiento de aguas residuales así como el obtenido en rellenos sanitarios, luego de ser purificado puede ser empleado como combustible de grupos electrógenos como se observa en la Figura 9; así

mismo, los autores enfatizan la ventaja del aprovechamiento del biogás como combustible ecológico ya que permite cerrar el ciclo del CO_2 producido en su combustión, pues las plantas toman el dióxido de carbono del aire y con la energía del sol lo convierten en O_2 y depósitos de azúcares que le sirven para su crecimiento, todo esto mediante la fotosíntesis (Figura 10).



1. Medición del volumen y presión del biogás 2. Purificación del biogás 3. Almacenamiento del biogás 4. Grupo electrógeno a biogás

Figura 9: Sistema de purificación del biogás de relleno sanitario para producir energía eléctrica mediante grupos electrógenos a biogás

Fuente: Barrena *et al.* (2019)

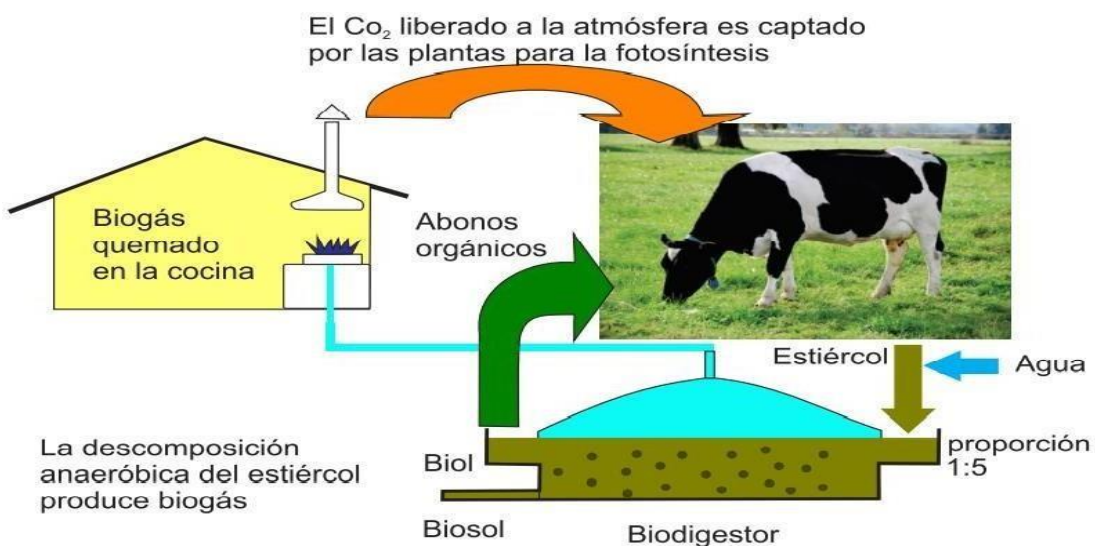


Figura 10: Biogás, combustible ecológico

Fuente: Barrena *et al.* (2019)

Se están llevando a cabo una serie de estudios para impulsar la generación de biogás a partir de lodos de depuradora mediante la adopción de nuevas tecnologías y procesos que incluyen digestión anaerobia de lodos de tratamiento primario químicamente mejorados y pretratamiento ultrasónico de lodos para mejorar la digestión anaerobia de lodos. Además, la co-digestión puede convertir el desperdicio de alimentos en energía útil, aumentar el rendimiento del biogás y reducir la carga de los vertederos. Resulta fundamental promover el uso de esta energía, sin embargo, es necesario seguir investigando las tecnologías más convenientes para su limpieza, mejora de su calidad y aplicación como fuente de energía, en muchos países se han desarrollado proyecciones de los beneficios de su obtención y empleo.

Dependiendo de las aplicaciones del biogás se determinan los requerimientos de pureza, es decir se eliminan los compuestos que acompañan al metano como el contenido de CO₂, el H₂S, el agua y otros compuestos como los siloxanos, si la meta es inyectarlo en la red de gas natural como biometano de 95 por ciento de pureza. Viquez (2010), señala que el poder calorífico del biogás depende de la pureza y concentración de CH₄, establece que 1m³ de biogás con aproximadamente 65 por ciento de metano equivale a 6,5 kWh de energía, lo cual corresponde aproximadamente a 0,63 litros de gasolina o a 1,61 kg de leña.

Gutiérrez (2018), reporta que entre los sectores con posibilidades de aplicación rentable y productiva de la biodigestión están las grandes empresas pecuarias integradas y las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), estima un potencial de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) evitadas totales de 160 mil a 930 mil tCO₂eq / año, dependiendo del escenario y en el escenario más favorable, la producción de biogás podría multiplicarse por nueve del 2019 a 2030. En el Cuadro 4 se presentan los datos proyectados por sectores para la realidad de México; en el Perú, aún no se han realizado trabajos que permitan realizar proyecciones en este sentido.

Cuadro 4: Resumen del potencial del biogás en los sectores agropecuario y de tratamiento de aguas residuales (México).

S E C T O R	Aplicación	Potencial de biogás (Mm ³ a ⁻¹)		Costo fiscal (mdpa ⁻¹)		Creación de valor (mdpa ⁻¹)		Emisiones evitadas GEI (tCO ₂ ea ⁻¹)		Empleos creados	
		2024	2030	2024	2030	2024	2030	2024	2030	2024	2030
		P E C.	Electricidad	100	378	54	201	65	240	98 313	366 863
	Biometano	26	79	23	69	265	795	41 822	125 465	162	486
P T A R	Electricidad penetración media	63	131	21	188	11	71	13 774	84 175	54	198
	Electricidad Penetración alta	170	317	367	635	13	120	123 967	275 482	162	360

Fuente: Gutiérrez (2018)

PEC. Pecuario

Uno de los componentes más perjudiciales del biogás es el H₂S, si no se lleva a cabo una etapa de desulfuración, su concentración podría exceder el 0,2 por ciento (v/v) y en presencia de agua provocaría corrosión en compresores, tanques de almacenamiento de gas y motores (Figura 11).

El sulfuro de hidrógeno se caracteriza por tener un fuerte olor a huevo podrido a bajas concentraciones ,por encima de las 100 ppmv tiene efectos narcóticos sobre las células sensibles al olfato, impidiendo su detección y pudiendo dejar a las personas inconscientes y puede causar la muerte a partir de 600 ppmv si el H₂S no se remueve, la combustión del biogás generará dióxido de azufre (SO₂), que además de ser dañino para el medio ambiente (promotor de la lluvia ácida), es tóxico para el ser humano debido a lo cual existen LMP en el país y en el mundo sobre emisiones de estos gases .

En el Cuadro 5 se proponen valores límite de contenido de H₂S de acuerdo al uso del biogás, según Skerman (2017).



Figura 11: Corrosión ocasionada por el H₂S
Fuente: Víquez (2010)

Cuadro 5 : Concentración máxima de H₂S de acuerdo a su uso

Aplicación	Concentración máxima de H ₂ S (ppm)	Referencia
Calefacción (calderas)	1000	Wellinger and Lindberg (2005)
Cocinas	10	Zicari (2003)
Motores de combustión interna	100	Wellinger and Lindberg (2005)
Microturbinas	70 000	Capstone and Lindberg (2005)
Motores stirling	1000	STM Power (2002)

Fuente: Skerman (2017)

Considerando las características del sulfuro de hidrógeno es necesario el empleo de procesos de desulfuración prácticos y de bajo costo, es una práctica común el uso de limaduras de hierro, de filtros o borboteadores con sustancias alcalinas o el proceso de aireación para desulfuración biológica (Acosta *et al.* 2009).

c. Composición del biogás y su participación en la matriz energética

El biogás está compuesto principalmente de metano y dióxido de carbono, que se obtiene como resultado de la digestión anaerobia de sustratos orgánicos tanto por vía líquida como seca, la concentración de los distintos gases en el biogás dependerá de la composición de las materias primas, las condiciones de descomposición, tiempo de retención hidráulica en el biodigestor, entre otros.

El biogás puede ser aprovechado como combustible, ya que su poder calorífico oscila entre 5 mil y 6 mil kcal/m³ en función del contenido en metano. La composición media del biogás se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6: Composición media del biogás

Componente	
Metano (CH ₄)	50-80 por ciento
Dióxido de carbono (CO ₂)	20-50 por ciento
Otros gases (H ₂ , H ₂ O, NH ₃)	1-5 por ciento
Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	100- 4000 ppm

Fuente: Valores promedio tomados de diferentes referencias bibliográficas

En el caso de su utilización para generación de electricidad, el elemento más perjudicial es el H₂S, debido al elevado poder de corrosión que presenta, pudiendo dañar y disminuir la vida útil de motores, convertidores y distintas maquinarias que intervienen en la producción, transferencia y suministro de energía eléctrica (Noyola *et al.* 2006).

La producción y uso de biogás ha tenido un incremento importante en los últimos años para 2007, en Europa se aprovechaban 5,9 millones de toneladas equivalentes de petróleo (tep) de biogás en el sector energético, y para 2008 su uso se incrementó a 7,5 millones de tep. En Alemania y Reino Unido, se reporta que el 68 por ciento de la energía eléctrica consumida se obtiene a través de biogás, la participación del biogás como fuente de energía eléctrica en el Perú aún es

incipiente por lo que mejorar la calidad del biogás e incrementar su participación en la matriz energética es una necesidad. En la Figura 12 se aprecia la participación del biogás en la matriz energética del Perú.

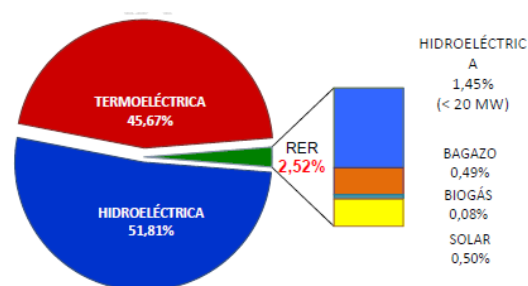


Figura 12: Participación en la producción de energía eléctrica por tipo de fuente

Fuente: MINEM (2013)

d. Descripción del Sector de Producción de Biodigestores en el Perú

Según el Plan del Programa Nacional de Biodigestores (PNB 2013) el sector de biodigestores en Perú a pequeña escala, en los últimos años ha venido siendo impulsado principalmente por las ONG, centros de investigación y privados interesados en la tecnología. También hay experiencias de mediana y gran escala algunas empresas criadoras de pollos, ganaderos y camales que han implementado la tecnología con el fin de poder tratar sus residuos y/o darle un valor agregado.

En el Perú el modelo tubular (modelo Taiwan) es el más común por su bajo costo y fácil mantenimiento y utilidad, por ejemplo, un biodigestor de aproximadamente 3 a 5 metros de largo que se alimente diariamente de 20 kilos de excrementos frescos mezclados con 100 litros de agua, permitiría la cocción diaria de alimentos para una familia de cinco personas disminuyendo la factura eléctrica hasta en un 50 por ciento. Al 2013, las empresas dedicadas a la producción de biodigestores tubulares habían instalado más de 360 sistemas en todo el país, en centros de investigación y algunas universidades se viene investigando la conversión de los residuos sólidos en biogás a través de los biodigestores, así como la producción de biol y su uso. También hay algunas investigaciones relacionadas al desarrollo de accesorios para el uso de biogás en motores de combustión interna, a nivel gubernamental en los 2 últimos años algunos ministerios han empezado a impulsar esta tecnología para favorecer el acceso a energía y el uso del biol como fertilizante orgánico para mejorar su producción. A nivel financiero existe interés de algunas microfinancieras y banca en impulsar esta tecnología, ya que puede generar mayores ingresos en pequeños productores rurales.

Tanto a nivel nacional como local se cuenta con la institucionalidad necesaria para implementar un Programa Nacional de Biodigestores con las diferentes funciones identificadas. A nivel de articulación con el sector público a nivel central, se ve un rol potencial clave de la Comisión, el biodigestor es una inversión rentable para el pequeño productor. Más aún si se suma al beneficio de obtención de biogás también la del biol, fertilizante orgánico que aumenta la productividad. Considerando todo el estiércol de diversos animales que puede juntar una familia, existe un potencial técnico de 330 mil biodigestores a nivel del país.

2.4 TECNOLOGÍAS DE DESULFURACIÓN DEL BIOGÁS

La remoción del sulfuro de hidrógeno en el biogás es importante para toda industria pequeña, mediana o grande, por lo tanto, es necesario hacer una revisión de las tecnologías más recomendadas para la remoción del H₂S ya que existen muchas técnicas de purificación, físicas, químicas y biológicas. Cárdenas, *et al.* (2003) señalan que para la selección adecuada de una tecnología para el control de compuestos volátiles suele ser útil la Figura 13 en la que se muestran los rangos de concentración y de flujos de aire, en los cuales cada una de las tecnologías de control son las óptimas para cada caso particular. En ella se observa que los métodos biológicos son eficientes para grandes volúmenes de aire con bajas concentraciones.

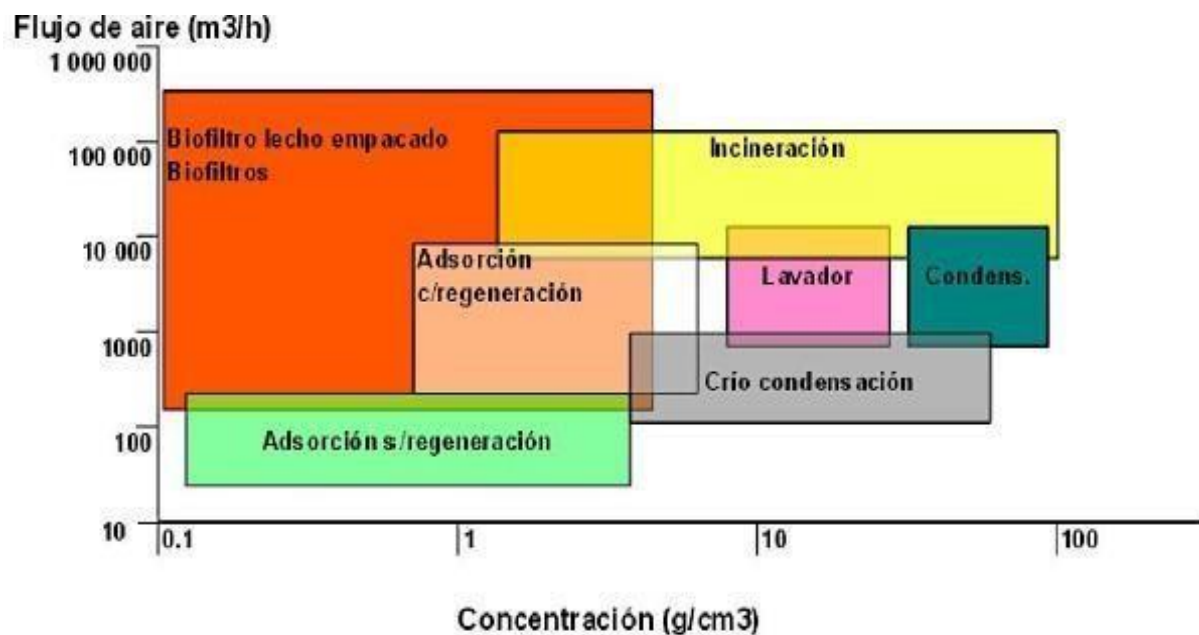


Figura 13: Tecnologías de control para emisiones de compuestos volátiles

Fuente: Tomado de Revah y Ortiz (2004)

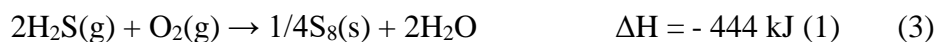
2.4.1 Métodos de purificación por adsorción

Los procesos de absorción, también llamados de lecho seco, son llevados a cabo sobre un material sólido fijo, sobre el cual el ácido sulfhídrico es adsorbido, si la superficie utilizada es de óxido de hierro y zinc, la adsorción es química e irreversible, para casos de superficies de

zeolitas o carbón activado, la reacción es física, por lo tanto los lechos pueden ser regenerados, este proceso ocurre sobre la superficie del adsorbente donde las moléculas son retenidas por fuerzas electrostáticas débiles, la reacción se puede ver afectada por humedad, selectividad, temperatura, presión, y presencia de partículas (Ortega 2015).

El hecho de que la adsorción sea de tipo físico o químico adquiere gran importancia al ser un factor a tener en cuenta la posibilidad de poder recuperar el sólido, ya que, de no poder hacerse, el proceso se encarece en gran medida. El carbón activo es uno de los materiales adsorbente más utilizados al poseer una estructura altamente porosa, ser moderadamente fácil recuperarlo y alcanzar eficiencias de entre un 95 y 98 por ciento.

Estos métodos también llamados de lecho seco se llevan a cabo sobre un material sólido fijo, sobre el cual el sulfuro de hidrógeno es adsorbido por adherencia, por lo general, los materiales sólidos utilizados como adsorbentes son carbón activado, silicagel y tamices moleculares de zeolitas o tamices moleculares de carbón. Como el proceso de adsorción ocurre sobre la superficie del adsorbente, donde las moléculas son retenidas por fuerzas electrostáticas débiles, la reacción puede verse afectada por la humedad, selectividad, temperatura, presión y presencia de partícula, cuando el adsorbente empleado es el carbón activado se requiere menor energía porque opera con temperatura y presión menores, la reacción se realiza en los poros y el sulfuro de hidrógeno reacciona con el oxígeno produciendo azufre y agua, según la ecuación 3 (Llaneza *et al.*2010).



Cuando se emplea silicagel como adsorbente se podría lograr la eliminación del sulfuro de hidrógeno y del dióxido de carbono, el cambio de coloración indica su saturación y puede ser regenerado calentándolo a 117°C.

Aunque la adsorción es una técnica ampliamente utilizada en procesos de ingeniería, su aplicación es muy limitada a causa del elevado costo y duración limitada de los materiales

adsorbentes, así como por el hecho de que, de nuevo, la adsorción sólo supone una transferencia entre fases y no una eliminación real del contaminante (*Moreno et al.* 2008).

2.4.2 Métodos de purificación por absorción

- **Absorción con compuestos de hierro:** Se utilizan limaduras de hierro colocadas en columnas de purificación que se encuentran humedecidas de forma discontinua con agua y rellenas con otro material, por ejemplo, el aserrín; para ayudar a la hidrodinámica del sistema. El proceso opera a distintas presiones, logrando eliminar eficientemente el H₂S a temperatura ambiente o superiores, con un contenido de humedad de las limallas entre 30 y 60 por ciento, debiendo realizarse la operación a pH entre 7,5 y 8,5. Es posible emplear óxido de hierro (III) hidratado para la purificación del biogás, adición de cloruro de hierro (III), utilización de pelets de hierro, utilización de residuos de la extracción de níquel, lavado con solución de hidróxido de sodio, así como también, otros sustratos “secos” tales como óxido de zinc, sólidos alcalinos, entre otros (Viquez 2010). También se ha utilizado hierro quelatado en fase líquida para la absorción del H₂S presente en el biogás, Horikawa *et al.* (2004), establecieron la posibilidad de la remoción de H₂S usando una solución de Fe-EDTA, el cual convierte al sulfuro en azufre elemental que es menos tóxico que el sulfato. Una de las desventajas de esta tecnología es la generación de sustancias químicas las que pasan al ambiente constituyéndose en contaminantes muchas veces tóxicos.
- **Absorción con agua:** Este método se denomina también limpieza húmeda, el absorbente utilizado es el agua, el cual se pone en contacto con el biogás a purificar en torres o columnas (rellenas o no) donde se efectúa la transferencia de masa del CO₂ y H₂S al agua que fluye a contracorriente. Las temperaturas de operación suelen ser de 5 a 10 °C, aunque también se operan a temperatura ambiente, siendo las presiones de trabajo mayores de 1726 kPa, en este sistema se necesita regenerar el agua cargada de CO₂ y H₂S, lo que se realiza utilizando una torre donde, de forma instantánea, el CO₂ y el H₂S pasan al aire circundante, reincorporando el agua al proceso de absorción, siendo necesario reponer entre 10 y 20 por ciento de ésta.

2.4.3. Método de filtración por membrana

Por este método la corriente gaseosa a purificar se desplaza a través de una membrana selectiva, debido a la fuerza motriz generada por diferencias de presión. El factor determinante es la permeabilidad que poseen las moléculas que componen la corriente de gas a purificar. El proceso de permeación de un gas a través de una membrana polimérica no rugosa es un proceso complejo que puede involucrar varios pasos:

- Adsorción del gas en una interfase de la membrana.
- Solución del gas en la membrana en esa interfase.
- Difusión activada del gas en y a través de la membrana.
- Desprendimiento del gas de la solución por la interfase opuesta.
- Desorción del gas de la última interfase.

Los materiales de las membranas son formulados especialmente para separar selectivamente determinados gases, principalmente CO_2 del CH_4 presente en el biogás (Llaneza *et al.* 2010), siendo la permeabilidad de la membrana una función directa de la solubilidad química del gas específico en la membrana. Estos sistemas son caros y generalmente se consideran no adecuados para aplicaciones a pequeña escala, aunque se han obtenido buenos resultados en estudios a nivel piloto. Muchas de estas tecnologías para la remoción del H_2S han sido diseñadas para la industria petrolera, lo que deja al sector agropecuario aún con la necesidad de continuar investigando tecnologías más viables desde el punto de vista de sostenibilidad económica y tecnológica, adicionalmente, un medio inorgánico especializado podría haber extendido el tiempo de vida del lecho y rendido más fiablemente, pero requerirá un más alto capital inicial de inversión. En el Perú es muy común el empleo de limaduras de hierro colocadas en el canal de obtención del biogás removiendo el sulfuro con una eficiencia muy baja (alrededor del 50-60 por ciento) y presentándose la biofiltración como una alternativa viable por su bajo costo de instalación y operativo, resulta importante tener la información comparativa de ambas tecnologías, por ello en el Cuadro 7 se presentan las ventajas y desventajas de una de las técnicas de absorción química por hierro y la biofiltración, para la remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás.

Cuadro 7: Comparación de tecnologías de remoción de sulfuro de hidrógeno

Método	Características	Ventajas	Desventajas
Absorción empleando compuestos químicos.	A partir de compuestos de hierro	-Opera a diferentes presiones. -Remueve eficientemente.	Cuando el clima es muy húmedo, provoca rápida oxidación y deterioro de compuestos de hierro.
Métodos Biotecnológicos (Biofiltración)	Se emplean microorganismos para remover la sustancia no deseada	-Alta eficiencia de inversión y operación -Equipos sencillos y de bajo consumo de reactivos -No requieren de catalizadores químicos -Evita formación de contaminantes secundarios -Operan a moderadas temperaturas y condiciones ambientales -Alta especificidad por el sustrato a remover -No provoca pérdidas en el poder calórico del combustible tratado.	-Menor inversión y operación -Utilizan microorganismos para reducir tiempos de residencia y hagan más competitivo el proceso a escala industrial

Fuente: elaborada a partir de Ortega (2015)

2.4.4. Métodos Biológicos

Se presta especial atención a los avances innovadores y recientes de la biofiltración especialmente tecnologías aplicables a las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y la generación de biogás, identifica los desafíos actuales y perspectivas futuras, por ejemplo, fluctuaciones en las concentraciones de metano y dióxido de carbono del biogás, optimización

de la biofiltración anóxica de H_2S y comprensión de los efectos de las condiciones de operación en el rendimiento del biofiltro, para mejorar la biofiltración al resaltar las brechas de investigación en campos relacionados.

La gran ventaja que presentan las técnicas biotecnológicas, respecto de los sistemas fisicoquímicos es la carencia de contaminantes secundarios, menores costos de inversión y operación por el bajo consumo de reactivos, menor consumo energético al poder trabajar a temperatura ambiente, altas eficiencias de degradación, biomasa inmovilizada en el sistema. Sin embargo, el procedimiento es lento, siendo necesario buscar nuevos microorganismos que reduzcan los tiempos de residencia y hagan más competitivo el proceso a nivel industrial (Pérez y Villa 2005).

Varnero (2012), señala que el método biológico resulta una alternativa muy ventajosa si se compara con los métodos físico – químicos reportados hasta la actualidad, teniendo en cuenta que no consume reactivos químicos, sino que aprovecha residuos líquidos o sólidos contaminantes (domésticos y porcinos), para tratar gases con concentraciones de H_2S (g) por encima del valor normado internacionalmente. Este método tiene bajos costos de aplicación, es factible y con accesibilidad y en el 2009 se expusieron los resultados de una investigación dirigida a estudiar el método y su adaptación para ser aplicado en otros equipos de contacto gas – líquidos tradicionales. Es importante conocer el tipo de microorganismos que actuarán dentro de un biofiltro pues esto determinará las condiciones que se deben considerar para degradar los contaminantes de la corriente gaseosa.

2.5. BIOFILTRACIÓN

2.5.1. Antecedentes de la biofiltración

Según Lesson y Winer (1991), los primeros reportes del uso de los sistemas de biofiltración datan de 1923 y se utilizaron para remover el azufre (H_2S) proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. Los primeros biofiltros fueron sistemas abiertos en los que se empleaba suelo poroso como soporte, se hacían huecos en el suelo y se colocaba un sistema de

tubos perforados en la base que dejaban pasar aire a través del suelo. Para ciertas aplicaciones, aún se siguen utilizando variantes de este diseño. La primera patente de esta tecnología se registró en 1934, para el tratamiento de compuestos olorosos. A partir de 1950 se publican los fundamentos de la tecnología de la biofiltración y se difunde en los Estados Unidos de América y Alemania occidental. En la década de 1970, los nuevos diseños de biofiltros permitieron mayores cargas de olores y compuestos volátiles. Estos diseños se desarrollaron principalmente en Alemania y en los Países Bajos. Los sistemas seguían siendo abiertos pero con una modificación en la distribución del aire para evitar el taponamiento y se utilizaron nuevos materiales de empaque, tales como mezclas de compostas y trozos de madera.

De acuerdo con Ottengraf *et al.* (1986), en los años 80 se desarrollaron sistemas cerrados, algunos con sistemas de control computarizados y empleando medios filtrantes inorgánicos novedosos, tales como el carbón activado granular, el poliestireno y las cerámicas. A mediados de esa década se publican también diferentes modelos matemáticos que permiten optimizar y comprender mejor los sistemas de biofiltración. La evolución de los diseños de los biofiltros ha permitido el tratamiento de mayores cargas de contaminantes, como son los biofiltros que se han instalado en Alemania y en los Países Bajos. La optimización de los biorreactores también ha sido posible mediante el estudio de diversos materiales filtrantes que proporcionan el medio adecuado para el desarrollo de los microorganismos y entre los que se encuentran materiales orgánicos (como compostas, turbas y suelos contaminados) o bien materiales sintéticos (carbón activado granular, poliestireno y cerámicas).

La remoción de gases contaminantes en biorreactores, es exitosa para compuestos solubles, de bajo peso molecular y estructuras de enlace simples, ya que los compuestos con estructuras de enlace complejas habitualmente necesitan una mayor energía para ser degradados, la que no necesariamente está disponible por los microorganismos, en la remoción de H₂S la biomasa generada por el proceso no contiene patógenos, además el sulfato generado es un químico sin mayor riesgos, este puede ser separado a través del proceso biológico (sulfato-reducción anaeróbica) o químicamente a través de precipitación con cal (González-Sánchez 2006). Los procesos biológicos tienen la particularidad de ser lentos y actúan eficientemente con corrientes gaseosas con bajas concentraciones de contaminantes, con esta tecnología se logran tasas de

degradación mayores a $200 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, para el caso de concentraciones de 3 por ciento en volumen de H_2S , según Revah y Ortiz (2004).

Según Morgan *et al.* (2003), algunas de las propuestas para mejorar y lograr un mejor dominio de dicha tecnología hay que enfocar esfuerzos en los siguientes rubros:

- Desarrollar nuevos medios filtrantes que favorezcan la retención de la humedad, que posean una alta disponibilidad de nutrientes y de superficie para el soporte de los microorganismos así como medios filtrantes con alta porosidad y bajas caídas de presión.
- Desarrollo de mejores técnicas para el control de pH, humedad y nutrientes en el medio filtrante con el objeto de incrementar su vida útil. Asegurar una distribución homogénea de gas a tratar en la cama del biofiltro.
- Hace falta cuantificar el tiempo de retención real del gas en la cama del biofiltro.
- Desde el punto de vista microbiológico hay que orientar esfuerzos para detectar los microorganismos clave en el tratamiento del gas, sus requerimientos nutricionales y ambientales, toxicidad etc. y desarrollar técnicas para efectuar arranques rápidos.
- Desarrollar modelos matemáticos que representen con mayor exactitud la operación de un biofiltro.

En los últimos años, las investigaciones se han enfocado a la creación de sistemas con mejor control de los procesos, al estudio de las cinéticas de degradación de los compuestos recalcitrantes o bien al estudio de modelos matemáticos que permiten optimizar y comprender mejor los sistemas de biofiltración. Vikrant (2018), señala que la biofiltración ha surgido recientemente como un candidato potencial y hay relativamente pocas publicaciones asociadas con la biofiltración de H_2S , no obstante, este tema de investigación requiere más atención dada las importantes consecuencias ambientales y para la salud ocasionadas por el H_2S . En la Figura 14 se observa la relación entre la biofiltración y las investigaciones específicas de remoción de

H₂S, las cuales aún son incipientes y deberían centrarse en el manejo de corrientes ricas en H₂S a través de procesos de fácil manejo, eficientes y efectivos.

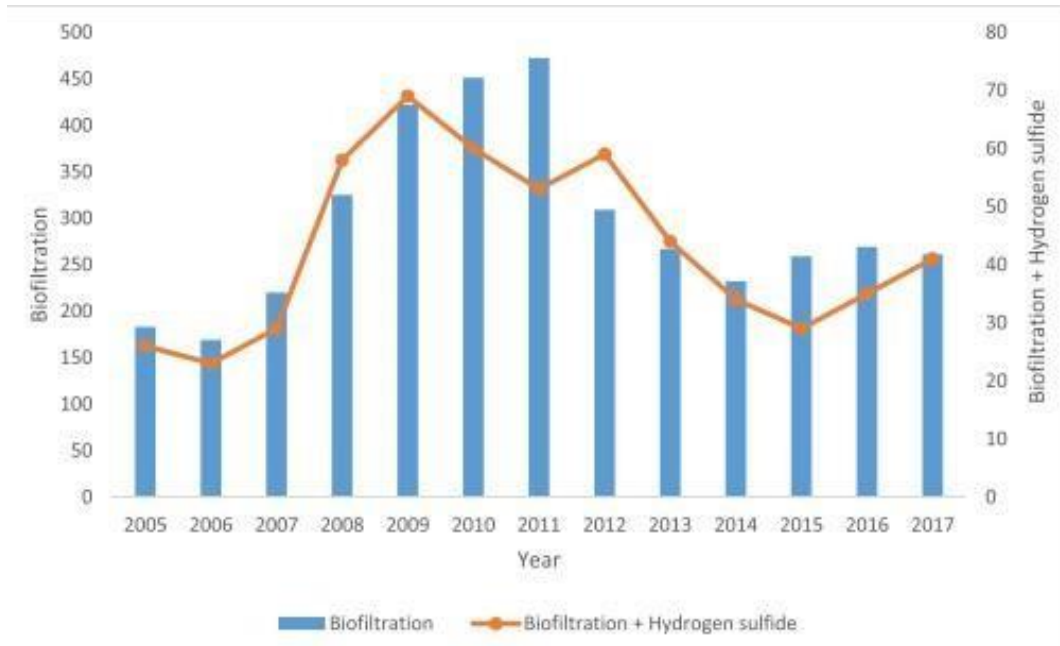


Figura 14: Investigaciones en Biofiltración a lo largo del tiempo

Fuente: Science Citation Index publications on biofiltration and H₂S in SCOPUS (<https://www.scopus.com>), tomado de Vikrant (2018)

En las investigaciones más recientes se emplean soportes inorgánicos y cepas especialmente seleccionadas como es el caso de González-Sánchez *et al.* (2008), quienes investigaron la actividad de un biofiltro empacado con un material inorgánico (espuma de poliuretano) para eliminar concentraciones de H₂S de 2,5 a 18 ppmv con el objetivo principal de evaluar el rendimiento de un biofiltro bajo un medio alcalofílico, se empleó un consorcio bacteriano sulfoxidante en un biofiltro a escala de laboratorio para tratar H₂S a pH 10, los resultados mostraron que la eliminación de H₂S excedió el 98 por ciento y el producto final de degradación fue sulfato.

En el Cuadro 8 se detallan algunas investigaciones empleando tanto soportes orgánicos como inorgánicos.

Cuadro 8: Procesos biológicos empleados en la remoción de H₂S

Tipo de proceso	Soporte	Carga de ingreso	de EBRT	Porcentaje de eficiencia de remoción (%RE)	Referencia
Biofiltración	Astillas de madera, carbón activado	30- 450 ppm H ₂ S	20-30 s	75 -99 %	Kim et al. (2002)
Biofiltración	Empaque plástico	60 – 155ppm	11s	85- 99%	Cox and Deshuses (2002)
Biofiltración	Turba/T. thioparus	355-1400 ppm	--	65- 100%	Oyarzún <i>et al.</i> (2003)
Biofiltración	Compost maduro	100 ppm	50s	90 – 100 %	Morgan-Sagastume y Noyola (2006)
Biofiltración	Lodo activo	5 – 100 H ₂ S ppmv	2 – 21s	94 – 99%	Duan <i>et al.</i> (2006)
Biofiltración	Estiércol de cerdo y aserrín	0,03 – 0,32 gm ⁻³	14- 36 s	83 – 97%	Barona <i>et al.</i> (2004)
Biofiltration	Turba	200 – 1300 mg m-3	60s	94 – 99%	Omri <i>et al.</i> (2013)

Fuente: Omri *et al.* (2013)

Rabanni *et al.*(2016), instalaron un biofiltro de 10 cm de diámetro y 1,5 m de altura empleando soporte inorgánico y bacterias sulfooxidantes, en una planta local de tratamiento de aguas residuales tanto para depurar H₂S como NH₃ de emisiones gaseosas, logrando una remoción promedio del 91.96 por ciento en sulfuro de hidrógeno, a un pH ácido: 4,63-1,51, la concentración promedio de H₂S que ingresó al biofiltro durante siete semanas fue del 31,86 ppm (0,04 gm⁻³), la oxidación biológica del H₂S produjo SO₄⁻² en el biofiltro que quedó acumulado en el fondo. Pascual (2017), empleando biofiltros con carbón activo e inóculos de microorganismos, obtuvo un porcentaje de remoción cercano al 99 por ciento y una capacidad de eliminación (CE) de aproximadamente 33 g H₂Sm⁻³h⁻¹ para una concentración de entrada de cercana a 4000 ppmv, Lebrero (2017), estudió la influencia de la presencia de carbón activo en la eficacia de eliminación de H₂S en dos biofiltros percoladores (BTF-A y BTF-B) , se trabajó de manera simultánea empleándose dos inóculos procedentes de una estación depuradora de

aguas residuales y el mismo material de empaque sintético en ambos biofiltros(anillos plásticos), pero añadiendo un 20 por ciento v/v de carbón activo al BTF.B, realizó un ensayo abiótico de 30 horas de duración en ambos biofiltros para asegurar que la oxidación del H₂S fue biológica, que el BTF-A deja de retener H₂S por saturación del lecho en menos de dos horas, mientras que el BTF-B absorbió la mayor parte del H₂S durante las 8 primeras horas de ensayo abiótico y después de 23 horas de ensayo se satura. En el trabajo de remoción logra mejores resultados con el BTF-B, 98,8 por ciento de RE y 33,4 gm⁻³h⁻¹ de CE, a un tiempo de retención de 10 minutos. En un trabajo más reciente, Najendranata *et al.* (2019), utilizando un filtro biotrickling de flujo descendente a escala semi-piloto para eliminar una concentración de sulfuro de hidrógeno (H₂S) de concentración de 2000 ppmv durante 6 días a flujo continuo y tiempo de retención de 15 minutos obtuvieron valores de CE que aumentaron linealmente con el aumento de las tasas de carga de H₂S de 38,5 g m⁻³h⁻¹, encontraron que la carga microbiana estaba dominada por la presencia de bacterias oxidantes de azufre (mayor a 97 por ciento) en todas las porciones de Biofiltro.

2.5.2 Fundamentos de la biofiltración

La biofiltración se basa en la interacción del gas con un medio orgánico que posee la superficie y los nutrientes necesarios para que en ella se desarrolle una biopelícula de microorganismos con la capacidad metabólica para degradar las sustancias contaminantes del gas las que no pueden ser degradadas directamente desde la fase gaseosa, los contaminantes y el oxígeno son transportados hacia una fase líquida en la que serán accesibles para los microorganismos (Figura 15). El proceso de biofiltración se inicia con la transferencia del contaminante (fase gas) a la fase acuosa del material del lecho, para ser transferido a la biopelícula que es donde se encuentran los microorganismos y en donde se llevan a cabo las actividades metabólicas que convierten el contaminante en compuestos inofensivos, la biopelícula ha sido descrita como una forma filamentosa áspera, que acomoda las bacterias en microcolonias en una matriz cerrada a través del cual el agua, el substrato (contaminantes) y oxígeno pueden acceder más fácilmente a los organismos.

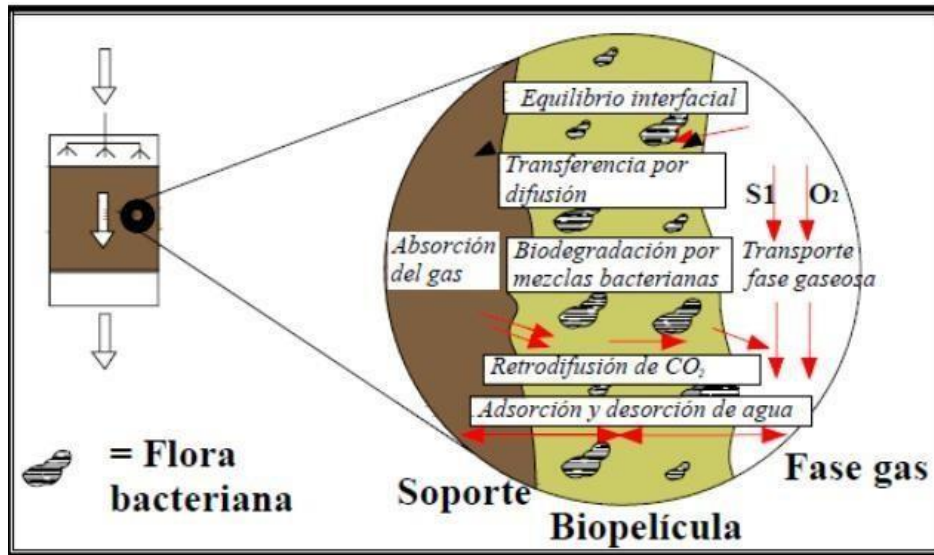


Figura 15: Corte longitudinal de un biorreactor

Fuente: Etcharren (2005)

Las biopelículas de especies mixtas contienen asociaciones complejas de bacterias, algas y hongos, las cuales son excelentes colonizadores de superficie contienen una mezcla de bacterias, hongos, levaduras ciliadas, protozoos, amebas, nematodos y algas. En la biopelícula ocurren los procesos de oxido-reducción con el fin de obtener energía y es donde ocurre la transmisión de nutrientes, por ello la fracción de espacios vacíos es un factor importante para la actividad de los microorganismos, favorece una transmisión adecuada del flujo de gas y oxigenación del filtro, un alto valor de porosidad en el soporte favorece una baja caída de presión (Morgan *et al.* 2008).

El pH es otro parámetro fundamental, el rango de pH considerado como óptimo para el correcto funcionamiento de los biofiltros se encuentra entre pH-6 y pH-8, ya que dentro de este rango se desarrolla la comunidad microbiana adecuada y las reacciones llevadas a cabo por ella para la degradación de las partículas contaminantes se ven favorecidas, el cual se solubiliza inicialmente en la película líquida y es convertida por microorganismos que crecen en el medio de embalaje, el líquido proporciona humedad, nutrientes y control de pH a la biopelícula, estos sistemas biológicos, utilizan biorreactores o biofiltros de amplio uso para degradar contaminantes orgánicos como inorgánicos de una corriente gaseosa (Soreanu *et al.* 2008). La biofiltración tiene como objetivo maximizar la eficiencia de eliminación de H_2S empleando

microorganismos eficientes y robustos y parámetros de diseño optimizados con costos de procesamiento y requerimientos energéticos sostenibles. Una de las ventajas más importantes de los tratamientos biológicos para corrientes gaseosas sobre los procesos fisicoquímicos es que pueden llevarse a cabo a temperatura ambiente (10-40°C) y a presión atmosférica, por lo que los costos de operación son bajos.

2.5.3 Tipos de biorreactores para la purificación del biogás

Los microorganismos necesitan de un soporte donde se puedan llevar a cabo los procesos y vías metabólicas, los diseños de biorreactores más utilizadas, son los biofiltros de lecho escurrido, los biolavadores y los biofiltros de lecho fijo descritos en el Cuadro 9, información tomada de Etcharren (2005). Para ello, existen sistemas que permiten que los microorganismos seleccionados, que se encuentren inmovilizados o en suspensión, mineralicen los compuestos a tratar, los sistemas más utilizados son los biolavadores, biofiltros de lecho fijo (BLF) y biofiltros de lecho escurrido.

Cuadro 9: Tipo de reactor para purificación del biogás.

Diseño de reactor	Fase móvil	Soporte	Biomasa activa
Biolavador	Líquida y gas	Ninguno	Dispersa
Biofiltro lecho Escurrido	Líquida y gas	Sintético	Fija
Biofiltro lecho fijo	Gas	Orgánico/ Sintético	Fija

Fuente: Etcharren (2005)

a. Biolavadores (Bioscrubbers)

Los biolavadores (Figura 16) presentan dos etapas de desarrollo: en la primera se realiza un proceso de absorción y en la segunda, que se efectúa con un reactor biológico, la etapa de regeneración. En la etapa de absorción, los contaminantes se extraen mediante la absorción con agua en una torre de aspersion o columna. En la segunda etapa, el líquido recircula al reactor biológico en donde se lleva a cabo la oxidación, por microorganismos que pueden encontrarse libres o inmovilizados. Estos sistemas son adecuados cuando el contaminante es altamente

soluble en agua dada la necesidad de la transferencia del contaminante de la fase gas a la líquida, una vez reducida la concentración del contaminante en el líquido, éste es reciclado al absorbedor (Varnero *et al.* 2012).

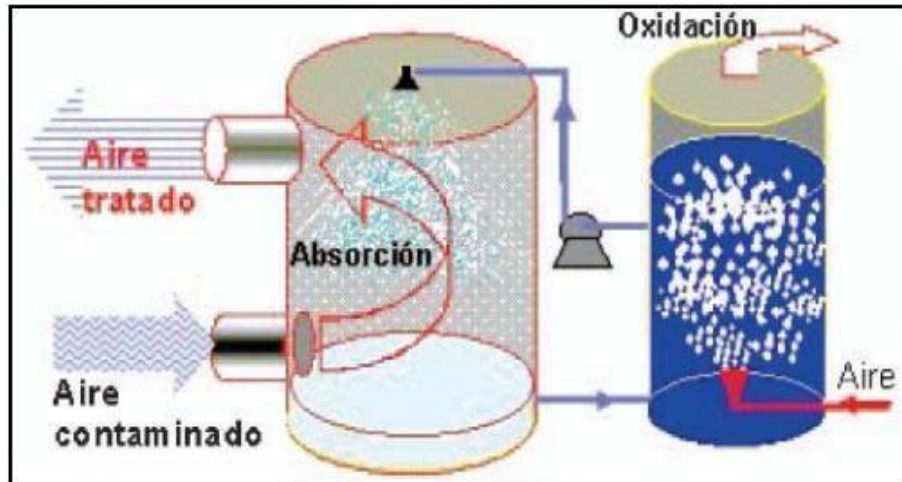


Figura 16: Biolavador
Fuente: Revah y Ortiz (2004)

b. Biofiltros de escurrimiento (biotrickling filters)

Los biofiltros de escurrimiento (biotrickling filters, Figura 17) consisten en un filtro biológico como relleno en un soporte sintético compuestos de material inerte o bien, de material natural como rocas volcánicas, en el cual se forma un biopelícula operan en forma similar a biofiltros de lecho fijo, aunque en los de escurrimiento, se introduce una fase líquida enriquecida en nutrientes a las camas de relleno o lechos de soporte (Varnero *et al.* 2012). La solución introducida contiene nutrientes inorgánicos esenciales, tales como nitrógeno, fósforo, potasio, sodio, entre otros, y dicha solución puede ser reciclada luego de ser utilizada. Aunque los biofiltros de escurrimiento son más complejos que los filtros convencionales, usualmente son más efectivos, especialmente en el tratamiento de compuestos difíciles de descomponer o compuestos que generan productos secundarios, tales como H_2S . En general, los filtros de escurrimiento se construyen a mayor altura que los biofiltros y son sistemas que presentan un mayor control debido a que la fase líquida introducida se transporta y remueve las celdas muertas y productos solubles y insolubles. Se ha comprobado que ambos tipos de biofiltros son tecnologías efectivas en la remoción de H_2S y olores asociados con emisiones gaseosas

provenientes de plantas de tratamiento de aguas sanitarias (Soreanu *et al.* 2008).

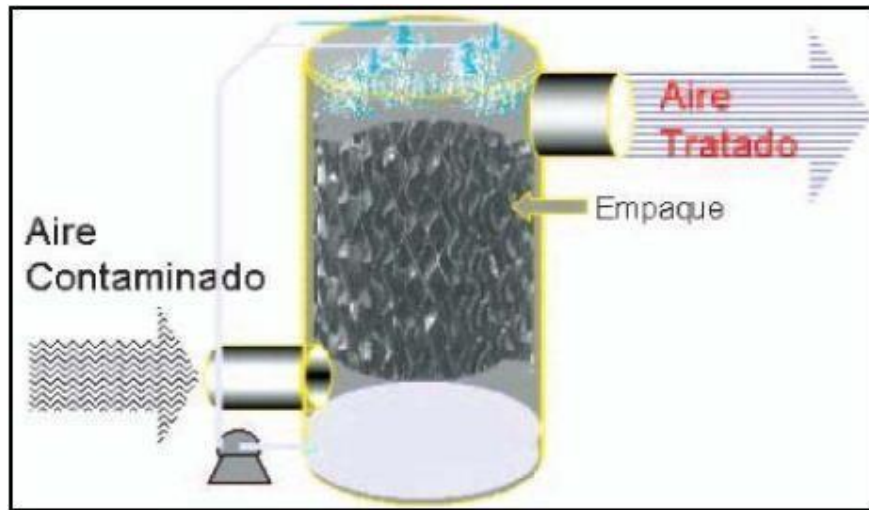


Figura 17: Bioescurridor (Biotrickling)

Fuente: Revah y Ortiz (2004)

La eficiencia de remoción de partículas dependerá de varios factores relacionados con el diseño de los biofiltros y las propiedades de los contaminantes presentes en el gas a tratar. El coeficiente de Henry y las solubilidades en agua son propiedades de los contaminantes que deben considerarse para lograr una remoción eficiente. La eficiencia de remoción del H_2S , lograda por los biofiltros oscila entre un 90 y un 100 por ciento. La eficiencia de remoción lograda por los compuestos orgánicos volátiles (VOCs), en general oscila entre un 20 a un 90 por ciento, incluso con aquellos contaminantes fácilmente biodegradable como el tolueno y la acetona.

La mayoría de la descomposición lograda por los filtros ocurre en la película bacteriana, aunque en ciertos casos, un nivel de actividad significativa se encuentra en la fase líquida reciclada, la remoción de contaminantes es el resultado de una combinación compleja de transferencias de masa, difusión, convección y procesos biológicos. Todos los factores afectan las condiciones operativas del sistema y también influyen en la eficiencia de remoción de contaminantes, como en las condiciones, las cinéticas y dinámicas del filtro (Varnero *et al.* 2012).

c. Biofiltros de lecho fijo

En estos biofiltros se emplea un soporte orgánico (turba, compost, tierra, etc.) cuya función es fijar la biomasa y servir como fuente de nutrientes, el flujo de gas a tratar debe pasar por un "reactor" que contenga un material de soporte fijo y poroso que debe estar humedecido, que es lugar donde se desarrollará la película de microorganismos (Figura 18), Esta configuración al no poseer fase móvil, es apropiada para tratar contaminantes de baja solubilidad en agua. El contaminante es transferido desde el gas a esta biopelícula húmeda en donde es transformado eventualmente en CO_2 y H_2O , siendo estos compuestos arrastrados a la salida. Este tratamiento previo permite una saturación rápida de los contaminantes contenidos en el biogás y permite determinar el reemplazo o reciclaje de la fase líquida en el proceso. Los materiales utilizados como matriz de soporte pueden ser diferentes tipos de compost, desechos de madera, turba, bagazo de caña, cáscaras de cacahuate, entre otros, estos soportes normalmente contienen los suficientes minerales para sostener una población adecuada, aunque, la adición controlada de nutrientes y agua tienen un efecto estimulante.

Por otro lado, se han estudiado soportes inertes, como materiales cerámicos, en donde los nutrientes tienen que ser adicionados externamente, en general, estos materiales deben presentar una alta porosidad y fuerza compresiva, para minimizar problemas operativos resultantes de la compactación del relleno, los biofiltros se construyen en sectores con una altura de no más de 1,2 m., con el objetivo de limitar el aumento de presión a través del biofiltro a 10 cm. de la columna de agua.

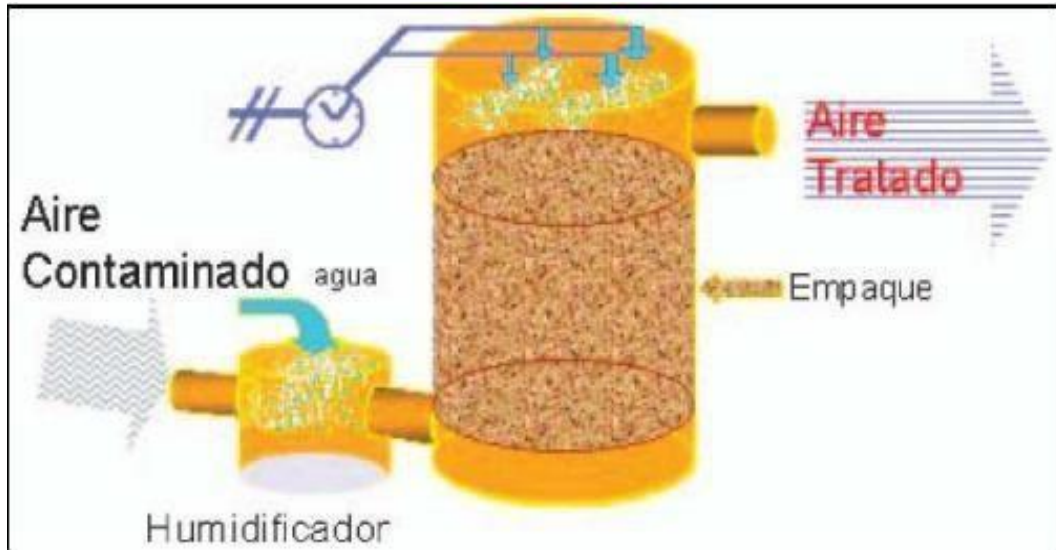


Figura 18: Biofiltro de lecho fijo
Fuente : Revah y Ortiz (2004)

Según Villén (1992), el biofiltro de lecho fijo presenta tanto ventajas como desventajas que se detallan a continuación:

Ventajas de los biofiltros de lecho fijo

- Alto grado de eliminación para determinadas sustancias como son los compuestos orgánicos volátiles en general, el dióxido de azufre, el amoníaco y el sulfuro de hidrógeno.
- Con el uso de estos sistemas no se obtienen apenas subproductos, aguas residuales o partículas molestas.
- Bajo costo de la instalación del biofiltro debido a que se construye a partir de materiales comunes y disponibles como son compost, humus, madera.
- Costos operativos serán mayoritariamente pequeños.

Inconvenientes de los biofiltros lecho fijo:

- Como norma general, el medio de relleno debe sustituirse, total o parcialmente, en un periodo de 6 a 8 años. Durante su sustitución y puesta a punto se pierde un tiempo de entre 2 y 6 semanas, todo en función del tamaño del lecho.

- No existe una cantidad determinada de flujo constante de líquido para poder ajustar los niveles de pH o bien para regular el nivel de los nutrientes.
- Al ser un proceso biológico, en momentos de parada de la instalación, si no se inyecta disolventes, la masa biológica se reduce hasta morir totalmente, con lo que se deberá sembrar de nuevo. Si queda poca masa, ésta se regenera con el paso de aire contaminado, pero en este caso no se consiguen niveles de concentración óptimos hasta transcurridos 21 días.

2.5.4 Microorganismos

La labor de biodegradación la desarrollan los microorganismos en etapas o fases: sorción (adsorción y absorción), adaptación, aclimatación y degradación; la sorción y adaptación ocurren al inicio del proceso, es el periodo en el que la biomasa se establece en el soporte sin que aún se produzca la acción metabólica con el contaminante (sulfuro), durante la aclimatación la comunidad microbiana se desarrolla pasando por una serie de cambios bioquímicos antes de comenzar la biodegradación, esta etapa varía en función al tipo y concentración del contaminante (Ramírez 2007).

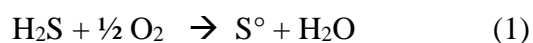
La biodesulfuración es el proceso en el cual se emplean microorganismos para remover azufre o compuestos de azufre, los compuestos inorgánicos reducidos de azufre son oxidados casi exclusivamente por procariontes. Los procariontes sulfooxidantes son filogenéticamente diversos, el dominio Arquea está restringido a los miembros del orden Sulfolobales (hipertermófilas) y en el dominio Bacteria, el azufre es oxidado por litótrofos aerobios. Adicionalmente, algunos microorganismos heterótrofos, incluyendo bacterias y arqueas, tienen la capacidad de oxidar compuestos reducidos de azufre (Meyer 1976).

La desulfuración se basa en la capacidad de ciertos microorganismos aerobios azufre-oxidantes, como el *Thiobacillus ferrooxidans*, *Methylobacterium* spp, *Paracoccus* spp, *Pseudomonas* spp, *Starkeya* spp, *Sulfolobus* spp y anaerobios como *Allochromatium* spp, *Chlorobium* spp, *Rhodopseudomonas* spp, *Rhodovulum* spp y *Thiocapsa* spp, para oxidar compuestos reducidos de azufre transformándolos en sustancias de fácil eliminación, como azufre elemental (S⁰) o

sulfatos (SO₄)²⁻, fijando CO₂(g) simultáneamente como función estequiométrica de la oxidación del sulfuro. De esta forma, se puede lograr un enriquecimiento en CH₄(g), al remover CO₂(g) y eliminar la sustancia más corrosiva (H₂S) y limitante para usos posteriores del gas purificado.

Según Jansen *et al.* (1998), Varnero *et al.*(2012), Pokorn y Zabranska (2015), las bacterias oxidantes de azufre obtienen energía para su metabolismo a partir de energía lumínica o directamente de las reacciones oxidantes, donde utilizan oxígeno, nitratos o nitritos como aceptor de electrones liberados durante la oxidación de sulfuros, los *mixótrofos* son microorganismos que presentan metabolismo facultativo, pudiendo usar una fuente de carbono orgánica o inorgánica y la oxidación de compuestos inorgánicos reducidos como fuentes de energía (Syed *et al.* 2006). Desde el punto de vista tecnológico, para la eliminación biológica de sulfuros, las más apropiadas son las bacterias quimiolitotróficas oxidantes de azufre las que son filogenéticamente muy diversas y están ampliamente distribuidas en diferentes hábitats, todas las especies quimiolitótrofas que oxidan el azufre son gramnegativas y pertenecen al phylum Proteobacteria, un ejemplo de bacteria oxidante de azufre es *Acidithiobacillus thiooxidans*.

Las bacterias oxidantes de azufre quimiolitotróficas como *Thiobacillus*, *Sulfolobus*, *Thermothrix*, *Beggiatoa* y *Thiothrix*, son los microorganismos más apropiados para la eliminación de H₂S, adecuados para una alta tasa de oxidación de sulfuro con modestos requerimientos nutricionales y extremada afinidad por los sulfuros y el oxígeno. Algunas bacterias pueden acumular azufre elemental (S⁰) insoluble en forma de gránulos en el interior de la célula, para utilizarlos cuando las fuentes de azufre externas estén agotadas. (Friedrich *et al.* 2001). Las bacterias sulfooxidantes oxidan el H₂S, en dos etapas, en la primera etapa el sulfuro, S⁻², se convierte en azufre elemental S₀ transfiriéndose 2 electrones, en la segunda etapa continúa oxidándose hasta sulfato (SO₄²⁻) con una transferencia de 6 electrones, dependiendo de la cepa responsable y de la disponibilidad de oxígeno, se podrían desarrollar las siguientes reacciones: 1 y 2.



En condiciones limitantes de oxígeno (ecuación 1) la oxidación de H₂S conduce a un depósito

de azufre elemental (S_0) y posteriormente bajo cantidades excesivas de oxígeno (ecuación 2) el tratamiento con H_2S puede producir ácido sulfúrico (H_2SO_4), acidificando el medio ambiente de los microorganismos, en este sentido las bacterias quimiolitótrofas pueden ser utilizadas en los reactores de película fija para producir azufre elemental en lugar de sulfato bajo condiciones controladas de oxígeno. Una investigación realizada por Syed *et al.* (2006) mostró que la bacteria fototrófica *Chlorobium limicola* es una bacteria ideal para procesos biológicos debido a su capacidad de crecer en condiciones anaeróbicas utilizando sólo sustratos inorgánicos y una fuente de luz y debido a su eficiente producción elemental a partir de H_2S . Los reactores fototróficos de película fija son interesantes para la eliminación de H_2S a partir de biogás debido a su capacidad para funcionar durante largos períodos de tiempo sin necesidad de una etapa de separación de la biomasa y debido a su capacidad para operar bajo cargas más altas y variables, sin embargo, una fuente de luz es una de las principales limitaciones de este proceso, si se utilizan organismos fotótrofos, el material de construcción deberá permitir el ingreso de luz solar, al interior del biofiltro, caso contrario para los organismos quimiótrofos.

Desde el punto de vista tecnológico, para la eliminación biológica de sulfuros, las más apropiadas son las bacterias quimiolitotróficas oxidantes de azufre, este grupo de bacterias son filogenéticamente muy diversas (por ejemplo, *Thiobacillus*, *Sulfolobus*, *Thermothrix*, *Beggiatoa* y *Thiothrix*) y están ampliamente distribuidos en diferentes hábitats. Maurya *et al.* (2019), en una reciente investigación, reafirman que las bacterias oxidantes de azufre utilizan H_2S como donante de electrones, dióxido de carbono como fuente de carbono, y O_2 , NO_3^- o NO_2^- como aceptores de electrones para convertir H_2S en sulfato y azufre elemental como intermediario y estas bacterias pertenecen a los géneros *Thiobacillus*, *Paracoccus*, *Thiomonas*, *Acidithiobacillus*, *Halothiobacillus* o *Sulphurimona*.

En el Cuadro 10 se presentan algunas de las bacterias oxidantes de azufre, quimiolitótrofas y de otros géneros.

Cuadro 10: Bacterias filamentosas , quimiolitótrofas del azufre y otros géneros

Géneros y especies	Donador inorgánico de electrones	Rango de pH de crecimiento
Beggiatoa	H ₂ S, S ₂ O ₃ ²⁻	6 – 8
Thiothrix	H ₂ S	6 – 8
Thioploca	H ₂ S, S ⁰	----
Achromatium	H ₂ S	----
Thiomicrospira	S ₂ O ₃ ²⁻ , H ₂ S	6 – 8
Thiosphaera	S ₂ O ₃ ²⁻ , H ₂ S, H ₂	6 – 8
Thermothrix	S ₂ O ₃ ²⁻ , H ₂ S, SO ₃ ²⁻	6 – 5 – 7,5
Thiovulum	H ₂ S, S ⁰	6 – 8

Fuente : Tomado de

http://depa.fquim.unam.mx/amyd/archivero/U3b_MicroorganismosQuimiolitotrofos_20149.pdf

Otras especies de bacterias son capaces de degradar los compuestos de azufre en condiciones neutrofilica, alcalino y termofílica, el *Thermothrix azorensis* y *Thiothrix nivea* son bacterias neutrofilica y se desarrollan bien en un pH de 6 a 8. Mora *et al.* (2016) señalan como una especie con características versátiles y responsable del éxito de la biofiltración a la especie bacteriana *Thiotrix* sp. la cual tiene forma de filamento, lo que hace que tenga una superficie muy alta para degradar el H₂S, tiene la capacidad de almacenar azufre elemental (producto intermedio de reacción) dentro de la célula en forma de gránulo, una potente reserva energética que utilizará en momentos de deficiencia de H₂S, su alimento. También tiene mecanismos paralelos de formación de sulfito y tiosulfato (otros intermedios de reacción) que posteriormente oxida a sulfato.

2.5.4 Material de soporte

A través de la historia han sido utilizados diversos tipos de materiales, muchos de ellos sintéticos como anillos Pall o espuma de poliuretano sobre los cuales se depositan bacterias a las que se les proporciona nutrientes a través de una corriente acuosa recirculante de un biogás o planta de tratamiento de aguas residuales (Muñoz *et al.* 2015), así también soportes naturales o una mezcla de éstos, entre los más comunes se puede mencionar el compost, la turba, el suelo y derivados de la madera. A pesar de que el suelo fue probablemente el primer material de soporte

natural usado en biofiltración, el compost y la turba han sido aceptados y son ahora probablemente los empaques no sintéticos más utilizados. El uso del compost como medio filtrante, particularmente en corrientes de aire, proporciona alta porosidad, gran capacidad de adsorción para compuestos orgánicos e inorgánicos, buena retención de humedad y la capacidad de mantener altas tasas de degradación y desempeño de un sistema de biofiltración depende en gran medida del origen y naturaleza del tipo de composta (Moreno 2008). Es necesario conocer las propiedades físicas, químicas y biológicas de los sustratos para predecir su uso potencial como soporte siendo las características más significativas las que se detallan en el Cuadro 11.

Cuadro 11: Principales propiedades de los sustratos

Propiedades físicas	Propiedades Químicas	Propiedades Biológicas
Buena retención de agua	Nutrientes inorgánicos	Biomasa microbiana
Perfil granulométrico	Materia orgánica	Respiración microbiana
Baja densidad aparente	Relación C/N	Organismos mesófilos
Elevada porosidad	Moderada capacidad de intercambio catiónico	totales: bacterias
Contenido de humedad	Capacidad tampón, mantenimiento de pH	actinomicetosy hongos.
		Bacterias sulfooxidantes

Fuente: Adaptado a partir de Rico (2010)

Moreno (2008), señala que el desempeño de un biofiltro es altamente dependiente del tipo de material de soporte el cual es una fase sólida sobre la cual se adhieren los microorganismos, resultando en el desarrollo de una biopelícula, la cual se desarrolla gracias a la degradación de los contaminantes. Los materiales pueden ser orgánicos, sólidos inorgánicos naturales o sintéticos, ciertos lechos, especialmente sintéticos, amortiguan cambios de pH (Marín 2011).

En el Cuadro 12 se muestra un resumen de algunas investigaciones señalando los tipos de microorganismos y soportes utilizados en biofiltración para la eliminación de ácido sulfhídrico y de otros compuestos volátiles.

Cuadro 12: Soportes e inóculos utilizados en remoción de H₂S y de otros compuestos

Referencia	Tipo de biorreactor	Soporte	Inóculo	Compuesto
Nishimura and Yoda (1997)	BL	-----	Lodo activo	H ₂ S
(Sho <i>et al.</i> , (2000)	BF	Roca volcánica	<i>Th. Thiooxidans</i> AZ11	H ₂ S
(Hartikainen <i>et al.</i> , 2001)	BF	Turba	<i>Thiobacillus strain</i> TJ330	H ₂ S / CS ₂
(Park <i>et al.</i> , 2001)	BTF	Cerámica porosa	Lodo activo	H ₂ S / NH ₃
(Elias <i>et al.</i> , 2002)	BF	Compost	-----	H ₂ S
(Kim <i>et al.</i> , 2003) BF Arena calcinada	BF	Arena calcinada	<i>Thiobacillus sp.</i> IW	H ₂ S / NH ₃ Benceno
(Chung <i>et al.</i> , 2004b)	BTF	Carbón activo	<i>Pseudomonas putida</i> CH11	H ₂ S / NH ₃
(Jones <i>et al.</i> , 2004) BF Compost/astillas madera	BF	Compost/astillas de madera	----- -	H ₂ S
(Sercu <i>et al.</i> , 2005a)	BTF	Anillos de propileno	<i>At. thiooxidans</i> ATCC19377	H ₂ S /DMS
Rivera (2006)	BTF	Carbón activo	<i>Pseudomona putida/Arthrobacter oxidans</i>	H ₂ S / NH ₃
Luque (2015)	BTF	-----	Lodo activo	H ₂ S
(Das <i>et al.</i> ,2019)	BF	Compost/biochar	-----	H ₂ S

Fuente: Adaptado de Ramírez (2006)

De acuerdo a las referencias , para la remoción de H₂S se usa preferentemente los biofiltros de lecho fijo, los biolavadores no serían recomendables por la baja solubilidad del compuesto ; sin embargo, en algunos experimentos se ha llegado a eliminar más del 99 por ciento del H₂S procedente de un digestor anaerobio con una concentración de entrada de 2000 ppmv y un caudal de 40 m³h⁻¹ (Nishimura and Yoda 1997), aunque frente a este elevado porcentaje de eliminación se encuentra una baja capacidad de eliminación (0,185 gS m⁻³ h⁻¹) ya que utiliza un tanque de aireación de 550 m³.

En los biofiltros de escurrimiento (BTF) los soportes más utilizados son los anillos de propileno, cerámicas y rocas volcánicas, aunque en los últimos años se ha comenzado a utilizar la espuma de poliuretano. En los biofiltros (BF) el soporte más utilizado es el compost y la turba.

2.5.5 Variables que afectan la capacidad de eliminación del contaminante

Las variables operacionales más importantes son el pH, gradiente de presión y contenido de humedad, esta última determina el importe de contaminante y la vida de los microorganismos, por lo tanto si el soporte no posee buena retención de humedad el sistema no funcionara exitosamente.

Además de la selección adecuada del medio filtrante, las variables que influyen en la capacidad de eliminación del contaminante son:

- Selección adecuada del medio filtrante (soporte)
- Temperatura
- Humedad del lecho
- Caída de presión
- Selección de los microorganismos adecuados
- pH o acidez
- Presencia de compuestos tóxicos o inhibitorios que pudieran ingresar en la corriente contaminada.

Lira (2013), señala que la extracción máxima del compuesto a biolixiviar o biooxidar puede ser alcanzada solo cuando las condiciones de operación corresponden a las condiciones óptimas de crecimiento de la bacteria, entre los factores que intervienen en estos procesos destacan:

- Nutrientes: Los microorganismos que se emplean tanto para biooxidación como para la biolixiviación son bacterias quimiolitótrofas, con lo cual, solo requieren de compuestos inorgánicos para su crecimiento. En general, los nutrientes minerales son obtenidos del medio ambiente y a partir del mineral donde se encuentra el compuesto a extraer.

Para un crecimiento óptimo es necesaria la presencia de la cantidad adecuada de hierro, azufre, sales de amonio, fosfato y magnesio que la bacteria a utilizar requiere para su correcto crecimiento.

- Oxígeno y dióxido de carbono: Para el adecuado crecimiento y actividad oxidativa se requiere suplemento de oxígeno por lo que es necesario airear o agitar el lugar donde se está realizando el proceso. El dióxido de carbono es generalmente la única fuente de carbono requerida y normalmente no es necesaria una adición externa de ese gas, sin embargo, si resulta ser requerida otra fuente de carbono, esta deberá ser suministrada para el correcto crecimiento de la bacteria.
- pH: el pH es una de las principales variables de operación del proceso de biofiltración, dada la sensibilidad de las poblaciones microbianas a variaciones fuera del rango óptimo establecido ($7,5 < \text{pH} < 8,5$), es importante el correcto ajuste del pH al valor óptimo para el crecimiento de carga microbiana. El pH óptimo, así como el rango de pH, en el que la bacteria trabaja con efectividad varía de una cepa a otra, por tanto, es importante conocer este comportamiento ya sea mediante literatura o trabajos experimentales.
- Temperatura: El óptimo de temperatura para el crecimiento y lixiviación con bacterias azufre-oxidantes, dependen al igual del pH de la cepa a utilizar y del pH al que se encuentre el medio.
- Sustrato mineral: La composición mineralógica del sustrato a biooxidar es de gran importancia. Un alto contenido en carbonato del mineral puede aumentar el pH del medio inhibiendo o suprimiendo la actividad bacteriana. Los bajos valores de pH necesarios para estos procesos pueden ser alcanzados por un aporte externo pero esto puede provocar la formación o aparición de algunos compuestos y afectar el costo del proceso. La velocidad de biolixiviación o biooxidación depende también de la superficie total del sustrato. Una disminución del tamaño de partícula se traduce en un aumento del área superficial, dando lugar a una mayor cantidad del compuesto extraído para una masa igual de mineral.

- Metales pesados: Tanto la biolixiviación de sulfuros metálicos como la biooxidación de azufre desde un mineral que contiene metales pesados, dan lugar a un incremento en la concentración de metales disueltos en el medio, en general, las bacterias lixiviantes y entre ellas las azufre-oxidantes, tienen la capacidad de tolerar concentraciones relativamente altas de metales pesados; diferentes cepas de una misma especie presentan sensibilidades muy diferentes a un mismo metal.

Marín (2011), reporta variables a tomar en cuenta para la selección adecuada del medio filtrante (soporte), así como cita a diferentes autores que aportan a la identificación de variables que hacen más eficientes estos procesos de remoción de H₂S, las cuales son: Temperatura, humedad del lecho, caída de presión, selección de los microorganismos adecuados, pH o acidez, presencia de compuestos tóxicos o inhibitorios que pudieran ingresar en la corriente contaminada. En el mismo sentido Jaber *et al.* (2017^a) señalan que el funcionamiento eficiente de un biofiltro depende de la selección de un material de embalaje adecuado, con alta porosidad, buena capacidad de retención de agua, capacidad para retener la comunidad microbiana a los medios de apoyo seleccionados.

Etcharren (2005), sugiere poner especial atención al pH el cual debe ser neutro (dependiendo de los microorganismos a emplear), la porosidad del lecho debe ser homogénea, entre el 40 y el 80 por ciento, debe tener resistencia a la compactación y nutrientes inorgánicos como N, P, K y S, alto contenido de materia orgánica, entre el 35 y 55 por ciento y alta concentración de microorganismos. La caída de presión dentro de un biofiltro debe ser disminuida al máximo, ya que si aumenta, la potencia del soplador también debe aumentar, además de influir en el movimiento del gas dentro del biofiltros. Si existe alto porcentaje de humedad en el soporte y el tamaño de los poros es pequeño, también aumentara la caída de presión. Estas son variables críticas que determinaran el éxito del funcionamiento y la demanda energética requerida para el proceso. En cuanto al contenido de humedad señala que el rango de humedad óptimo para el funcionamiento del biofiltro está entre el 40– 60 por ciento, un exceso de esta provocar que los poros se llenen de agua, por lo tanto habrá dificultades en la transferencia de oxígeno, ya que se reducirá la interfase aire/agua por unidad de volumen de la biopelícula, por otra parte si existe

un déficit de humedad, dependiendo el nivel, puede ocasionar desde la desactivación de los microorganismos, hasta su muerte.

La eficacia de estas tecnologías radica principalmente en la elección apropiada de las distintas variables, ya que en ellas está basado su éxito, siendo más relevantes: los parámetros de operación y la elección del material de soporte son responsables de entregar las condiciones necesarias para los microorganismos, encargados de purificar el biogás (Barona *et al.* 2004). El soporte puede ser un material relativamente inactivo, debe tener una alta superficie específica y en algunos casos proveer de nutrientes adicionales; en la investigación realizada por Yingwen *et al.* (2016) sobre la eficiencia de remoción de H₂S empleando soportes mixtos en los que en la capa superior del filtro se llenó de poliuretano de carbono cargado y en la capa inferior se llenó con rellenos de organismos modificados, se encontró para cargas de 15-50 gm⁻³h⁻¹, una eficiencia media de eliminación (RE) superior a 96 por ciento y era capaz de soportar periodos de ayuno del contaminante de 1,5 a 7 días con sólo unas pocas horas de tiempo de recuperación, hecho para ser investigado a partir de otras fuentes microbianas, empleadas como soporte. En general, el nivel de eficacia alcanzado por los métodos biológicos puede ser comparable al nivel de eficacia alcanzado por cualquiera de los métodos clásicos, el límite de estos procesos es la biodegradabilidad de los contaminantes, en donde los compuestos generados por procesos biológicos son fácilmente biodegradables, mientras que aquellos con estructuras químicas no naturales pueden ser más recalcitrantes (Cárdenas *et al.* 2003).

2.5.6 Características más importantes del biogás y del soporte

A manera de resumen, se destacan las características más importantes a considerar en el biogás y en el soporte:

a. Concentración de H₂S en el Biogás.

Según la revisión de literatura la biofiltración es aplicable a concentraciones comprendidas entre 0 y 0,5 gm⁻³ de H₂S, sin embargo, recientemente se han reportado aplicaciones para concentraciones mayores, por lo que es necesario seguir investigando este parámetro, otro factor importante es la temperatura, se recomienda que no sea mayor a 40°C ya que podría afectar el

proceso metabólico de los microorganismos, igualmente es necesario controlar el contenido de humedad evaluando la posibilidad de humectar el biogás, si fuera necesario, para dar las condiciones adecuadas a los microorganismos del lecho filtrante, la composición exacta del biogás depende de múltiples factores, razón por la que es importante su caracterización (Llaneza *et al.* 2010).

b. Características del soporte o lecho filtrante.

La selección del soporte es un parámetro crítico para el funcionamiento y optimización de la eficiencia de remoción, es necesario evaluar características del lecho como la humedad y el tamaño de los poros pues de ellas dependerá la caída de presión (Villén 1992). Por otro lado, Moreno (2008), señala que el pH en los biofiltros debe ser mantenido cercano al neutro para facilitar la actividad microbiana máxima, sin embargo, anota que los microorganismos degradadores de H₂S pueden sobrevivir a valores de pH tan bajos como 2, mientras que para la remoción de otros tipos de compuestos, comúnmente se requiere pH neutro.

En el caso de los biofiltros de lecho fijo, el soporte es el encargado de suministrar los macronutrientes necesarios para los microorganismos, por ello se escoge lechos orgánicos, debido a sus características, pues cumple la función de fijación de biomasa, estos deben ser reemplazados cada 2 a 5 años, dependiendo del soporte escogido. Los materiales de empaque utilizados hasta la fecha constituyen una amplia variedad que abarca desde materiales naturales tales como la grava, el compost, trozos de madera, etc., hasta materiales sintéticos como carbón activado, anillos cerámicos o de polietileno, etc. Los materiales naturales suelen ser más problemáticos durante la operación debido a su menor tiempo de vida por la compactación del lecho y formación de caminos preferentes La biofiltración es un proceso "verde o tecnologías limpias," mientras que los enfoques tradicionales no, la biofiltración no adiciona sustancias peligrosas, y no requiere condiciones extremas de trabajo (Marín 2011).

En el Cuadro 13 se presenta un resumen de las propiedades más importantes de los diferentes medios de soporte, a partir de esta información se puede inferir que el uso de soportes orgánicos como compost y mezclas considerándolo como base pueden resultar convenientes, más aún si

se tiene disponibilidad de estos materiales, lo cual asegura la sostenibilidad del uso de esta tecnología para remover el sulfuro de hidrógeno del biogás.

Cuadro 13: Resumen de las propiedades importantes de soportes.

Parámetro	Compost	Turba	Suelo	Carbón activo	Material sintético
Densidad poblacional de microorganismos	Alta	Media-baja	Alta	Ninguna	Ninguna
Área superficial	Media	Alta	Baja-media	Alta	Alta
Permeabilidad al aire	Media	Alta	Baja	Media-alta	Muy alta
Contenido de nutrientes asimilables	Alta	Media-alta	Alta	Ninguna	Ninguna
Absorción de contaminantes	Media	Media	Media	Alta	Alta
Tiempo de vida útil	2-4 años	2-4 Años	>30 años	> 5 años	>15 años
Costo	Bajo	Bajo	Muy bajo	Medio-alto	Muy alto

Fuente: Etcharren (2005)

La ventaja del empleo de lechos orgánicos como el compost, en la remoción de H₂S radica en la inocuidad de la biomasa generada por el proceso, pues no contiene patógenos, además el sulfato generado es un químico sin mayores riesgos. Los procesos biológicos tienen la particularidad de ser lentos y actúan eficientemente con corrientes gaseosas con bajas concentraciones de contaminantes, para el caso del sulfuro de hidrógeno, hasta 3 por ciento en volumen (Barrera *et al.* 2013), el costo de los tratamientos biológicos es muy variable llegando a ser entre 3 a 10 veces inferior a las tecnologías de tipo convencional, por otro lado, los tratamientos biológicos ofrecen altas eficiencias de eliminación del contaminante (mayor al 90 por ciento) (Etcharren 2005).

Su funcionamiento se basa en el principio de producir dentro del biorreactor un íntimo contacto entre el flujo de aire contaminado y la flora microbiana que se encuentra inmovilizada en un material sólido orgánico, el contaminante será la principal fuente de carbono o energía para las bacterias aerobias que lo transformarán, debido a su actividad metabólica, en CO₂, agua y biomasa (Vergara *et al.* 2003).

Las técnicas biológicas poseen una serie de ventajas sobre los métodos físico - químicos como son: alta eficiencia, menor costo de inversión y operación; ya que utilizan equipos sencillos y de bajo consumo de reactivos. Además, no requieren catalizadores químicos y evitan la formación de contaminantes secundarios (Ortega 2015).

2.6 SULFURO DE HIDRÓGENO

2.6.1. Propiedades

El Sulfuro de Hidrógeno (H_2S) es un compuesto que a temperatura ambiente se encuentra en estado gaseoso, es un gas extremadamente inflamable, incoloro, extremadamente tóxico y odorífero. Su olor es conocido por ser el componente que hace oler la materia orgánica en descomposición, en disolución acuosa, se denomina ácido sulfhídrico, en presencia de agua provoca corrosión en compresores, tanques de almacenamiento de gas y motores. Además, su combustión genera óxidos de azufre (SO_x) altamente tóxicos y nocivos para el medio ambiente, puesto que son uno de los principales responsables de la lluvia ácida.

En estado gaseoso es más denso que el aire, acumulándose en las zonas bajas en recintos cerrados, en la Figura 19 se aprecia la estructura geométrica angular y polar de la molécula de H_2S .

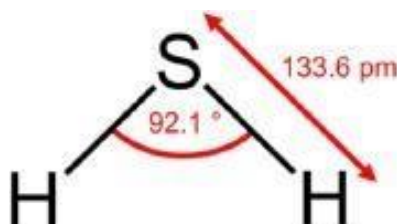
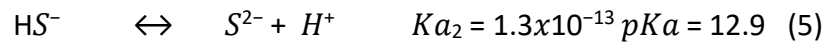
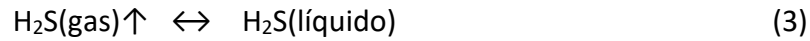


Figura 19: Estructura geométrica del sulfuro de hidrógeno
Fuente: Luque (2015)

Su solubilidad en agua es dependiente de la temperatura, disminuyendo cuando ésta se eleva, a $40^\circ C$ es de 186 mL mientras que a $0^\circ C$ es 437 mL , su disociación a $25^\circ C$ ocurre según las

reacciones de equilibrio: La reacción bioquímica que describe el proceso de biofiltración es según Syed *et al.* (2006):



En la Figura 20 se observa la distribución de las tres especies de sulfuros de acuerdo al pH, el H_2S es dominante con un valor de pH bajo, el ión HS^- es dominante con un valor de pH alrededor del neutro y los iones S^{2-} dominan con un pH alto, de acuerdo al pH del medio, el H_2S es ionizado afectando su solubilidad en la fase líquida y su proceso de adsorción en la superficie del lecho de empaque.

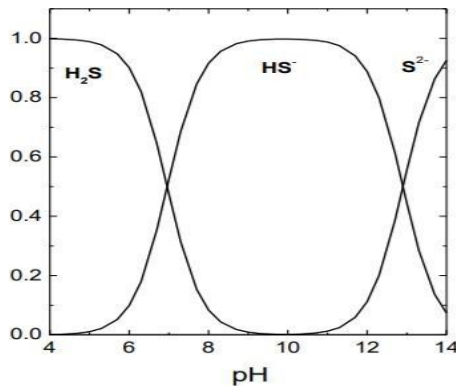


Figura 20: Distribución de especies del H_2S a diferente pH

Fuente: Miloshova *et al.* (2003)

Del gráfico se observa que un pH básico permite la disociación del H_2S a iones HS^- y S^{2-} , iones que son fácilmente adsorbidos tanto en la fase líquida como en la superficie del empaque, se aprecia que la relación gas/líquido se mantiene constante en los valores extremos de pH y que existe un rango pequeño (de 6 a 8) donde se produce un gran salto, de donde se puede deducir que en cuanto el valor es más pequeño, mayor concentración de H_2S habrá en el líquido lo cual favorecería al microorganismo, debido a que tendría mayor acceso a este compuesto, Fernández (2011) señala que el pH óptimo de eliminación de H_2S está comprendido entre 7,3 y 7,4 .

La información, tomada de distintas fuentes sobre las características físicas, químicas y efectos toxicológicos del sulfuro de hidrógeno se describen en el Cuadro 14.

Cuadro 14: Características del sulfuro de hidrógeno.

Sinónimos	Ácido sulfhídrico, monosulfuro de hidrógeno.
Fórmula	H ₂ S
Peso molecular	34,08
Punto de ebullición	-60,7
Punto de fusión	-85°C
Presión de vapor a 20°C	18,8 bar
Coeficiente de Henry a 25°C (mol·m ⁻³)aire/(mol·m ⁻³)agua)	0,41
Solubilidad en agua (g/100ml)	437 ml (0°C), 186 ml (40°C)
Densidad relativa de vapor (aire=1)	1,19
Temperatura de autoignición	260°C
Factor de conversión: 1 ppmv	1,36 mg m ⁻³ (25°C)

Fuente: Tomada de diversas referencias

a. Aspectos toxicológicos

La toxicidad del sulfuro está relacionada con el bloqueo de enzimas conteniendo metales como la citocromo oxidasa, reduciendo el oxígeno transportado por la hemoglobina, el bloqueo del hierro de la enzima afecta a la respiración y a la producción de energía, de forma que los tejidos más susceptibles son las membranas mucosas. La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) y el Instituto Nacional de Salud y Seguridad Ocupacional (NIOSH,) de los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC) son dos agencias federales que desarrollan recomendaciones para sustancias tóxicas. El NIOSH recomienda un límite de exposición máximo de 10 ppm durante un período de 10 minutos, la Administración Estatal de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA de EE. UU.) ha establecido el límite de exposición permitido de H₂S en 10 ppm como promedio durante un día de trabajo de 8 h (Tian *et al.*2017).

En el Cuadro 15 se presenta información del efecto causado por la exposición a este compuesto.

Cuadro 15: Efectos de la exposición a determinadas concentraciones de H₂S

Concentración (ppm)	Daño causado
0,03	La exposición es segura hasta por 8 horas
4	Puede causar irritación en los ojos. Se debe usar una máscara, ya que daña el metabolismo.
10	Exposición máxima de 10 minutos. Provoca lesiones en los ojos y la garganta. Reacciona violentamente con empastes de amalgama de mercurio dental.
20	La exposición durante más de 1 minuto provoca lesiones graves en los nervios oculares
30	Pérdida del olfato, lesión de la barrera hematoencefálica a través de los nervios olfativos.
100	Se produce parálisis respiratoria en 30-45 min. Necesita pronta reanimación artificial. Quedará inconsciente rápidamente (15 min como máximo).
200	Lesiones oculares graves y daños permanentes en los nervios oculares.
300	Pierde el sentido del razonamiento y el equilibrio. Parálisis respiratoria en 30-45 min.
500	Se produce asfixia, se necesita pronta reanimación artificial. Quedará inconsciente en 3-5 minutos. Se requiere reanimación artificial inmediata.
700	La respiración se detendrá y se producirá la muerte si no se rescata de inmediato, se producirá daño cerebral permanente a menos que la persona sea rescatada de inmediato.

Fuente: Skerman (2017)

En el Perú a través del Decreto Supremo N° 012-2005-SA, publicado el 10 Mayo del 2005, se aprueban los niveles de alerta nacionales de contaminantes críticos dentro del cual se encuentra el sulfuro de hidrógeno, como se aprecia en el Cuadro 16.

Cuadro 16: Niveles de alerta nacionales para H₂S

Tipo de alerta	Valores promedio de 24 horas	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppmv (*)
De cuidado	>1 500	> 1,1
De peligro	>3 000	> 2,2
De emergencia	>5 000	> 3,7

Fuente: MINSA

www.digesa.minsa.gob.pe/norma_consulta/DS-009-2003-SA.pdf (*)

Valor equivalente en ppmv

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 TIPO DE INVESTIGACIÓN.

La investigación ha sido longitudinal porque se tomaron pruebas durante el proceso de la investigación para evaluar los parámetros de diseño y de operatividad de los soportes, se desarrollaron pruebas experimentales con tres soportes orgánicos, de las siguientes características: compost, mezclas de compost con aserrín y compost con humus en la proporción 75/25 (Moreno 2008; Lebrero *et al.* 2010 ; Das *et al.* 2018). El compost empleado proveniente de una mezcla estiércol-restos vegetales en la relación 40-60, se encontraba en su fase de madurez y en pilas (Figura 21).



Figura 21: Compost (izquierda), Humus(centro), Biodigestor (derecha)

La investigación se desarrolló en tres etapas:

En la primera etapa se realizó la caracterización de los sustratos o medios, en la segunda se procedió a diseñar el biofiltro y la operatividad del sistema de biofiltración a nivel laboratorio y finalmente en la tercera etapa se seleccionó el biofiltro de compost para aplicarlo en la línea de obtención del biogás (prueba piloto). En la Figura 22 se observa la metodología seguida en la investigación.

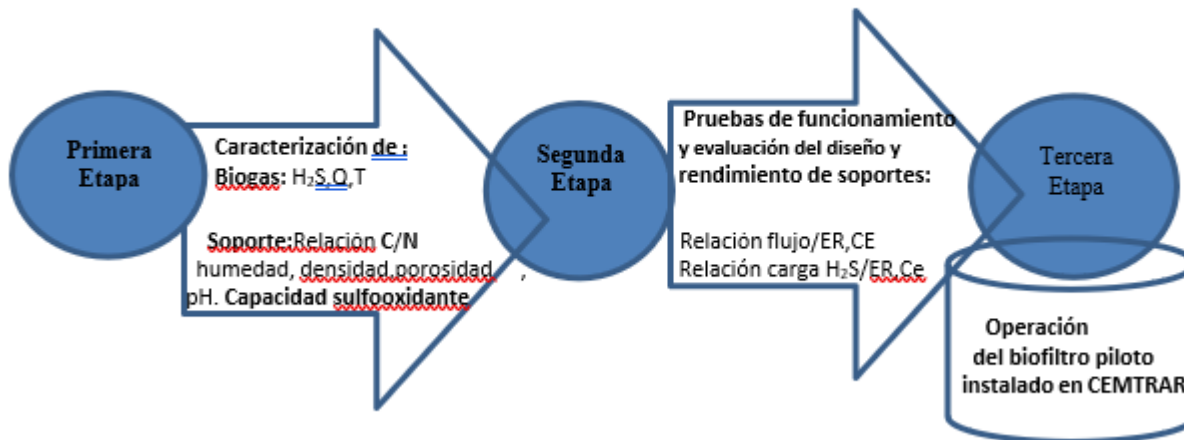


Figura 22: Diagrama del proceso experimental.

Leyenda: Q= caudal, T= temperatura, ER=Eficiencia de remoción del sulfuro de hidrógeno, CE=capacidad de eliminación.

3.2 LUGAR DE EJECUCIÓN

La investigación se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ciencias (pruebas de laboratorio) y la prueba piloto en el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos sólidos, ambos ambientes ubicados en el campus de la UNALM.

3.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ETAPAS DE INVESTIGACIÓN

3.3.1 Primera Etapa: Caracterización del soporte y del biogás.

En esta etapa se realizó la caracterización física, química y biológica de los medios orgánicos empleados como soportes en la biofiltración con la finalidad de evaluar la relación de estos parámetros con la capacidad de remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás. Esta etapa es fundamental pues en ella se determina el cumplimiento de ciertas características del soporte necesarias para favorecer el crecimiento de la biomasa y el trabajo de remoción de los microorganismos, así por ejemplo, requieren de carbono y sales inorgánicas (N, P, K) como nutrientes al igual que elementos traza (Fe, Co, Ni), alta porosidad para permitir que el aire fluya en forma fácil.

Por esta razón se realizó la caracterización físico-química y biológica del material filtrante identificando como propiedades críticas las siguientes (Moreno 2008; Rybarczyk 2018; Blanco 2019):

- Porosidad homogénea del lecho, entre el 40 y el 80%
- Retención de agua, entre el 40 y un 60% de masa
- pH Neutro
- Alta superficie específica
- Alta resistencia a la compactación
- Presencia de nutrientes inorgánicos como N, P, K y S y alta concentración de microorganismos
- Alto contenido de materia orgánica, entre el 35 y 55%

Estas características fueron seleccionadas por las facilidades para su determinación y la posibilidad de correlacionarlas con el desempeño de estos medios como soporte en la biofiltración del H₂S del biogás.

a. Muestreo de los medios y métodos analíticos

En cuanto a las muestras de compost y humus, éstas fueron tomadas de tres puntos distintos tanto de la pila de compost maduro como de la cama de humus, preparando en cada caso una muestra de un kg para los análisis de laboratorio: relación C/N, pH, C.E, M.O, N, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO, Hd, Na, contenido de materia orgánica, densidad y análisis microbiológicos para medir actividad microbiana, los análisis se realizaron en el laboratorio de análisis de suelos y plantas de la UNALM (LASPAF), bajo los métodos de pH potenciométrico en pasta saturada, CE conductivimétrico en pasta saturada, materia orgánica por calcinación, nitrógeno Kjeldalh, fósforo por el método de Olsen; K, Ca, Mg por absorción atómica. Los análisis microbiológicos se realizaron bajo recuento de unidad formadora de colonias por gramo (UFC/g), al inicio (t=0) y al final del trabajo experimental.

La composición del biogás se determinó mediante el equipo MULTITEC 545, Figura 23 (a), el cual mide al mismo tiempo la concentración de varios gases de una mezcla y presenta las

siguientes características:

Sensores infrarrojos para la medición de metano CH_4 y dióxido de carbono CO_2 .

Sensor electroquímico para sulfuro de hidrógeno, H_2S (0- 5000 ppmv).

Es un equipo ideal para ser usado en vertederos, en empresas de aguas residuales e instalaciones de biogás, es flexible para facilitar su manejo como señalan Elizondo y Herrera (2012).

Para la medición del flujo de biogás se empleó un flujómetro de marca Barry Century (Figura 23(b)).

Modelo : Flow meter

Rango de medición de 0,1 a 1,5 Lmin^{-1}

Temperatura de funcionamiento: 0-60°C

Válvula reguladora

Material flotador

b. Monitoreo del sistema de biofiltración. En el Cuadro 17 se describe el monitoreo de los parámetros de evaluación durante el proceso de biofiltración en laboratorio.



a) Multitec 545



b) flujómetro

Figura 23: Equipos para medición del biogás

Cuadro 17 : Monitoreo del Sistema de Biofiltración

Fase	Tipo de control	Técnica analítica	Frecuencia de medición
Biogas	Temperatura		
	Concentración de H ₂ S	Equipo de medición de gases ..	Interdiario
	Caudal	Caudalímetro	Una vez por día
	pH	Potenciómetro	T=0 y al finalizar el experimento
	Densidad aparente y real	Gravimetría	T=0 y al finalizar el experimento
	Porosidad	Por relación $d_a - dr/dr$	T=0 y al finalizar el experimento
	Granulometría	Perfil granulométrico	T=0
	Temperatura	Termómetro analítico	Interdiario
	Materia orgánica		T=0 y al finalizar el experimento
	Materia inorgánica		experimento
Soporte(*)	Carga microbiológica		
	Actividad microbiológica	Bacterias sulfooxidantes y presencia de hongos	T=0

(*) Métodos de análisis del Laboratorio de análisis de suelos- LASPAF-UNALM (detallados en anexos)

3.3.2 Segunda Etapa

Se procedió a diseñar las columnas, el sistema de biofiltración y a realizar las pruebas de funcionamiento de los tres medios y la evaluación de las variables tanto independientes como dependientes tal como se muestra en el Cuadro 18, comparando la eficiencia de remoción (RE) y capacidad de eliminación (CE) de sulfuro de hidrógeno en los tres soportes seleccionados.

Cuadro 18: Definición operacional de variables

Variables	Soportes		
<ul style="list-style-type: none">• Independientes			
Tipo de soporte	Compost (S1)	Compost-humus(S2)	Compost-aserrín (S3)
Flujo del biogás ($L\ min^{-1}$)			
Concentración de entrada (ppmv H_2S)			
<ul style="list-style-type: none">• Dependientes			
Eficiencia de remoción (ER: Porcentaje)			
Capacidad de eliminación (CE, $mg\ m^{-3}$)			

a. Diseño y construcción de biofiltros

Tomando como base las investigaciones previas en este campo, entre ellas lo reportado por Seyed *et al.*(2013) y lo referido en Environmental Protection Agency (EPA 2004), se optó por el sistema de biofiltración de lecho fijo por ser el tipo de biorreactor en el cual se puede emplear como empaque materiales orgánicos (restos vegetales de parques y jardines, turba, corteza, astillas de madera o abono), en este caso el material orgánico cumple la función de soporte (medios sobre los cuales viven los microbios) y dependiendo del origen del mismo puede proporcionar nutrientes necesarios para los microorganismos (Ramírez 2007).

Para el diseño y construcción de los biofiltros se consideraron las condiciones de operatividad del biofiltro tanto en laboratorio como en el sistema de producción del biogás del Centro Modelo de Tratamiento de Residuos Sólidos en el que se trabaja con un biodigestor de membrana de $8\ m^3$ de capacidad. Se construyeron columnas cilíndricas con material PVC con dimensiones de 60 cm de altura y diámetro interior de 8 cm, de las características detalladas en el Cuadro 19.

Cuadro 19: Características de Diseño del Biofiltro

Material de los biofiltros	PVC
Diámetro	0,08 m
Grosor de la pared	0,005 m
Longitud del biofiltro	0,6 m
Altura del empaque	0,55 m
Volumen del biofiltro	3,02 L
Volumen del lecho filtrante	2,43 L
Área superficial	5,026 m ²

Se emplearon 3 columnas, en la base de cada una se colocó grava de una altura aproximada de 5 cm como lo hicieran con buenos resultados para la difusión del gas, Elizondo y Herrera (2012) , pues la grava, además de servir de base y soporte de medio filtrante permite una distribución más uniforme a la entrada del biogás a la columna; luego fueron cargadas con el soporte correspondiente (S1: compost, S2: compost-humus, S3: compost- aserrín), se sellaron con tapas del mismo material comprobando la ausencia de fugas de gas.

La Figura 24 muestra el sistema empleado para el trabajo en laboratorio, en la que se observan las tres columnas las que fueron alimentadas al mismo tiempo con muestras procedentes del sistema de obtención de biogás instalado en el CEMTRAR, a la salida de cada columna se colocó una bolsa de polietileno para recibir el biogás tratado y proceder a la medición correspondiente, operación que se repitió durante toda la etapa del trabajo experimental. Con la información recolectada se determinó la capacidad de eliminación y el porcentaje de remoción.

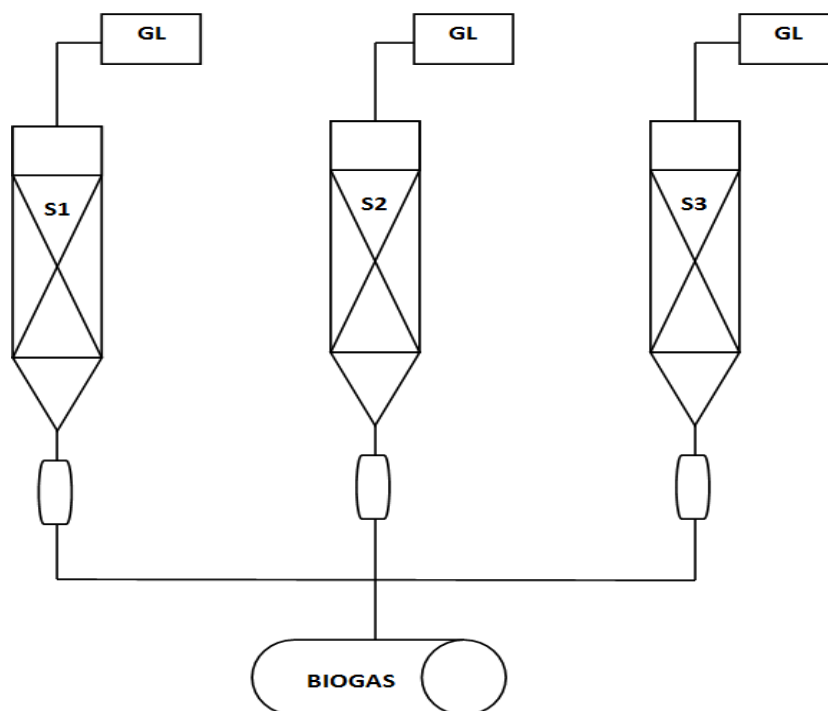


Figura 24. Diseño del Sistema Experimental, S1:compost, S2; Compost-HumusS3: Compost-aserrín

b. Operatividad del Sistema de Biofiltración a nivel laboratorio:

El trabajo de laboratorio se desarrolló en tres periodos, definidos por la concentración de ingreso de H_2S y a un tiempo determinado: **Periodo 1:** 750 ppmv (1020 mgm^{-3}), **Periodo 2:** 2700 ppmv (3672 mgm^{-3}), **Periodo 3:** 3500 ppmv (4760 mgm^{-3}) a flujos de $0,5 \text{ Lmin}^{-1}$ (F1) y 1 Lmin^{-1} (F2) en cada periodo, flujos empleados en procesos de biofiltración y que permiten el trabajo de los microorganismos, como es el caso de Pascual (2017). La toma de datos a lo largo de los tres periodos se realizó bajo las mismas condiciones de funcionamiento con el fin de comparar las propiedades y capacidad de remoción de los tres biofiltros. como se detalla, la matriz de experimentos se presenta en el Cuadro 20.

Con los datos obtenidos a partir del Cuadro 19, características del diseño del biofiltro y del Cuadro 20, matriz de datos experimentales, se evaluó el comportamiento de los soportes en cada periodo, frente a las condiciones de concentración de ingreso del H_2S y a los dos flujos de biogás.

Cuadro 20: Matriz de toma de datos experimentales para la evaluación de la eficiencia de remoción de los soportes orgánicos

Concentración de entrada (ppmv)	Tiempo (d)	Concentración de salida (ppmv)					
		S1		S2		S3	
		F1	F2	F1	F2	F1	F2
Periodo 1 750	1	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	3	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	5	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	7	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	9	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Periodo 2 2700	12	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	14	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	16	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	18	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Periodo 3 3500	20	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	22	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	24	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	26	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	28	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	30	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Se determinaron los principales **parámetros operacionales** los cuales son la eficiencia de remoción, RE (porcentaje), la capacidad de eliminación, EC ($\text{mgm}^{-3}\text{h}^{-1}$) determinados a partir de las siguientes fórmulas:

$$RE = \frac{(C_{in} - C_s)}{C_{in}} \times 100$$

$$CE = \frac{(C_{in} - C_s)}{V_b} \times Q$$

Donde:

C_{in} = concentración inicial (mgm^{-3})

C_s =concentración de salida (mgm^{-3})

V_b = volumen de biofiltro (m^3)

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

RE= Porcentaje de remoción

CE= $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$

Fuente: Fernández *et al.* (2014)

3.3.3 Tercera Etapa: Operatividad del Biofiltro a nivel Piloto

Esta etapa está referida a la evaluación del biofiltro a nivel piloto instalado en el sistema de producción de biogás del CEMTRAR y la realización de las pruebas de remoción de sulfuro con el biofiltro seleccionado en la etapa de laboratorio, para determinar la eficiencia a nivel piloto a y demostrar su aplicación sostenible.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ETAPA 1 : CARACTERIZACIÓN

4.1.1. Propiedades del sustrato

En el Cuadro 21 se aprecian los resultados de las propiedades físicas, químicas y biológicas del compost y de las mezclas compost-humus y compost-aserrín.

Cuadro 21: Propiedades de los sustratos orgánicos

Tipo de control		Compost(S1)	Compost.humus (S2)	Compost-aserrín (S3)
pH		6,83	6,85	6,95
Densidad aparente (gmL ⁻¹)		0,37	0,36	0,25
Densidad real (gmL ⁻¹)		1,96	1,98	1,76
Porosidad (%)		83	80	86
Humedad (%)		49,00	55,35	48,00
Materia orgánica (%)		35,79	45,45	45,82
Relación C/N		11,28	10,72	18,84
Nutrientes	N	1,8	2,1	1,9
	P ₂ O ₅	1,13	1,48	1,58
	K ₂ O	0,46	0,45	0,47
Porcentaje	CaO	7,00	7,25	7,37
	MgO	1,26	1,06	1,13
	Na	0,15	0,16	0,16
Composición microbiológica	Bacterias	1,33 x 10 ⁸	5,33 x 10 ⁷	1,13 x 10 ⁸
	Actinomicetos	3,00 x 10 ⁶	2,30 x 10 ⁶	2,80 x 10 ⁶
UFC/g	Hongos	1,67 x 10 ⁵	1,83 x 10 ⁵	1,67 x 10 ⁵

Los microorganismos son el motor del proceso de biofiltración por lo que es fundamental evaluar su desempeño y las condiciones que lo favorecen como el contenido adecuado de humedad, pH, contenido de nutrientes, entre los más importantes. Moreno (2008), señala que la capacidad de mantener altas tasas de degradación y eficiencia depende en gran medida del origen y naturaleza del medio, de sus propiedades intrínsecas, de los consorcios microbianos presentes en ellos, en este sentido, los análisis microbiológicos de los soportes empleados en la biofiltración, arrojan una comunidad microbiana rica en bacterias, actinomicetos y hongos, siendo ésta para los soportes: S1, S2 y S3 de $1,33 \times 10^8$, $3,00 \times 10^6$, $1,67 \times 10^5$; $5,33 \times 10^7$, $2,30 \times 10^6$, $1,83 \times 10^5$ y $1,13 \times 10^8$, $2,80 \times 10^6$, $1,67 \times 10^5$ UFC/g respectivamente por lo tanto el compost y sus mezclas presentan el consorcio microbiano adecuado para su desempeño como medios filtrantes.

En la caracterización microbiológica del compost empleado en la biofiltración de compuestos azufrados, Mudliar *et al.* (2010), señalan un número total de microorganismos específicos, (entiéndase bacterias) de 5,6 a $9,9 \times 10^5$ UFC /g, contenido menor al hallado en los medios empleados en la presente investigación. Muchas de las referencias consultadas señalan que una de las desventajas del empleo de soportes orgánicos como el compost es el tiempo de adaptación el cual puede ser de 15 o más días, según Fernández (2010), una manera de reducir esta etapa consiste en inocular en el soporte una sepa específica seleccionada por su eficiencia en la degradación del H₂S con lo cual el tiempo de adaptación puede ser de dos días, sin embargo en la investigación desarrollada, el tiempo de arranque en los tres medios evaluados fue de 24 horas lo que demuestra la alta eficiencia de los consorcios microbianos presentes de manera natural en los soportes orgánicos empleados, como señalan los trabajos consultados, los actinomicetos participan en muchos procesos de descomposición de compuestos muy resistentes y los hongos son conocidos por su capacidad de remoción de compuestos azufrados entre los que destaca el H₂S y han sido reportados con una eficiencia semejante al de las bacterias, muchos de estos hongos son los Mucorales (*Mortierella* y *Rhizopus*) y Deuteromycetes (*Penicillium*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Trichoderma*, *Alternaria* y *Botrytis*) (Revah *et al.* 2011).

Respecto al pH de los medios S1, S2 y S3 fue 6,83, 6,85 y 6,95 respectivamente presentan valores adecuados y recomendables para favorecer la actividad degradativa de los microorganismos. Huynh *et al.* (2020), señalan que mantener el sistema de biofiltración en el rango de pH cercano al neutro y ligeramente alcalino favorece la solubilidad del H₂S haciendo posible que los microorganismos lo empleen para su desarrollo. Montebello *et al.* (2013), trabajando con concentraciones de ingreso de 2000 a 8000 ppmv de H₂S y manteniendo el pH en el rango de 6,0- 6,5 , logran porcentajes de remoción de sulfuro mayores a 95 por ciento. En cuanto a los valores de humedad entre 49 y 55 por ciento y materia orgánica entre 35 y 45 por ciento se hallan dentro de los rangos deseables para su actuación en la biofiltración (Moreno 2008).

Por otro lado, por el perfil granulométrico determinado en el laboratorio de Mecánica de Suelos de la Facultad de Ingeniería Agrícola, de acuerdo al método de análisis granulométrico por tamizado, se ha podido determinar que el mayor porcentaje de tamaño de partícula se distribuye entre 0,425 mm y 9,525 mm representando el 66 por ciento de las partículas lo cual demuestra que los soportes están constituidos principalmente por una fracción equivalente a las partículas de arena lo que favorece la distribución del gas a lo largo de la columna de biofiltración presentando una buena área superficial de contacto con la fase gaseosa, necesaria para favorecer la actividad microbiana. Cabeza (2013), señala que el tamaño de partícula recomendado para mejorar la eficiencia de eliminación de los materiales para empaque está en el rango de 7 a 20 mm, pues reduce los problemas operativos como alteración del flujo de gas o apelmazamiento, Anet *et al.* (2013), señalan que una alta porosidad facilita la distribución del gas y una adecuada superficie de contacto favoreciendo las actividades de transferencia de masa.

Por las características observadas se considera que el compost y sus mezclas: compost-humus, compost-aserrín reúnen las propiedades físicas, químicas y microbiológicas adecuadas para su desempeño como medios filtrantes y la importancia de su uso radica en que se está añadiendo valor a materiales que provienen del tratamiento de residuos orgánicos (compost, humus) o que se generan como consecuencia de la industria de madera (caso de las astillas de madera).

4.1.2 Caracterización del biogás

El análisis de gas de entrada y salida de los biofiltros se realizó con el equipo MULTITEC 545, en todas las mediciones del gas de entrada y de salida el rango de CH₄ estaba entre 52 y 65 por ciento, contenido que no fue afectado por ninguno de los soportes, lo cual es de suma importancia pues lo que se busca con el biofiltro es mejorar la calidad del biogás, conservando la concentración del metano. Para regular el flujo en el biofiltro se empleó un flujómetro colocado antes del ingreso al biofiltro, el tiempo de retención del biogás fue de 4 minutos, el biogás empleado en la presente investigación procedía de la conversión de estiércol de porcino, razón por la que presenta concentraciones elevadas de sulfuro de hidrógeno. Tait (2017), quien trabajó con biogás de granjas porcinas de Australia señala que uno de los mayores obstáculos para la adopción de la tecnología del biogás en granjas porcinas es la alta concentración de sulfuro de hidrógeno en el biogás comúnmente en el rango de 500 a 3 000 ppmv (680 a 4 080 mgm⁻³).

En la presente investigación estos valores elevados de concentración de sulfuro de hidrógeno han sido corroborados, pues a lo largo de 12 mediciones realizadas en diferentes momentos, durante las dos semanas previas al inicio del trabajo de investigación mostraron un rango promedio de 650 y 4 200 ppmv (1020 y 5712 mgm⁻³), valores razonables por el origen del biogás (Cuadro 22).

Cuadro 22: Composición del biogás

Componente	
Metano (CH ₄)	52-65%
Dióxido de carbono (CO ₂)	28-35%
Oxígeno (O ₂)	1-5%
Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	650- 4200 ppm
Monóxido de carbono	1-14 ppmv

Fuente: Datos experimentales: rango de valores a partir de 8 muestras, tomadas en diferentes días.

4.2. EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN LOS TRES BIOFILTROS

4.2.1. Relación entre la concentración de entrada, flujo de biogás y de salida de H₂S

De acuerdo al plan de monitoreo se tomaron los datos en laboratorio a través de mediciones por la mañana y por la tarde, los ensayos tuvieron una duración de 30 días, durante el primer periodo se evaluó la respuesta de cada biofiltro a una concentración de 750 ppmv de H₂S y flujos de ingreso de biogás de 0,5 Lmin⁻¹ (monitoreo realizado en la mañana) y 1 Lmin⁻¹ (monitoreo realizado en la tarde).

Del día 12 al 20 se evaluó la respuesta de los biofiltros frente a una concentración de 2700 ppmv (periodo 2) y del 22 al 30 se realizaron las evaluaciones de respuesta de los biofiltros frente a una concentración de ingreso de 3500 ppmv, observándose que la concentración de salida de H₂S de los tres soportes no supera los 8 ppmv en los tres periodos. El tiempo de adaptación de los tres biofiltros fue de 24 horas lo que permite inferir el enorme potencial degradativo de la carga microbiana natural de los medios empleados, es una ventaja importantecomparada con investigaciones recientes como la desarrollada por Das *et al.* 2018, quienes trabajando con mezclas de compost-biochar, reportan un período de aclimatación de 14 días para una carga de ingreso de un rango entre 5,7 y 8,8 g m⁻³h⁻¹ y en trabajos anteriores igualmente se reportan tiempos de adaptación no menores a 10 días y requieren la adición de microorganismos arrancadores.

Durante el trabajo de remoción en laboratorio no se presentaron problemas de obstrucción y respecto a la relación entre el flujo del biogás y la eficiencia de remoción, hay una relación directa entre el incremento del caudal y la biodegradación debido a la adaptación de la masa microbiana a mayor flujo de la corriente del gas, lo cual coincide con diversos estudios en los que se concluye en rasgos generales, un aumento de caudal conlleva un aumento en el porcentaje de remoción, sin embargo, existen limitaciones dadas por las concentraciones elevadas las que ocasionan saturación de los medios de empaque, siendo necesario realizar lavado del biofiltro, limpieza permanente y reemplazo debido a la acumulación de azufre elemental o de sulfato (Fernández *et al.* 2013).

En el Cuadro 23 se presentan los resultados de la etapa experimental de laboratorio.

Cuadro 23: Resultados experimentales promedio para la evaluación de la eficiencia de remoción de los soportes orgánicos

Concentración de entrada (ppmv)	Tiempo (d)	Concentración de salida (ppmv)					
		S1		S2		S3	
		F1	F2	F1	F2	F1	F2
Periodo 1 750	1	2	3	3	3	5	2
	3	1	2	3	2	5	2
	5	1	1	2	2	3	1
	7	0	1	0	1	3	1
	9	0	0	2	0	1	1
Periodo 2 2700	12	3	4	4	4	7	3
	14	3	2	4	3	6	4
	16	2	2	3	4	4	3
	18	1	1	2	2	4	4
	20	1	1	1	1	3	2
Periodo 3 3500	22	4	4	6	5	7	6
	24	2	3	4	4	7	8
	26	2	4	2	5	5	6
	28	3	2	2	4	4	4
	30	2	2	2	2	4	4

F1: flujo 0,5Lmin⁻¹, hora de monitoreo : 10 am

F2: flujo 1Lmin⁻¹, hora de monitoreo : 2 pm

Los resultados de biodegradación obtenidos en los tres periodos de la investigación a nivel laboratorio empleando un sistema de lecho fijo y soportes provenientes de la transformación de residuos orgánicos son bastante satisfactorios comparados con las aún limitadas investigaciones de uso de la biofiltración empleando soporte orgánico.

Revah (2004) evaluó la capacidad de remoción de H₂S en un sistema de biofiltración utilizando bagazo de caña de azúcar como agente inmovilizante; presenta resultados que demuestran que a concentraciones de 100 y 1800 ppm la eficiencia de remoción fue de 99% con tiempos de retención entre 15 y 35 segundos, Moreno *et al.*(2015) trabajando con concentraciones de entrada de 500 a 10,000 ppm logran eficiencias entre 80-100% a un tiempo de residencia de un rango de 2 a 16 minutos empleando soportes sintéticos, Díaz (2018), en una investigación para remover el sulfuro de un aire contaminado con una concentración del H₂S de 99,9 ppmv equivalente a 137,10 mgm⁻³, emplea un sistema de biofiltros usando como soporte biochar y

cubos de polietileno e inóculos de microorganismos benéficos logrando concentraciones de salida de sulfuro menores en biochar (4,43 ppmv) que en poliuretano (5,83 ppmv). En los gráficos correspondientes al primer periodo (Figura 25), para una carga de ingreso de 750 ppmv de sulfuro y trabajando a flujos de biogás de $0,5 \text{ Lmin}^{-1}$ y 1 Lmin^{-1} , se observa que al tercer día la concentración de salida de H_2S llega a valores entre 1 y 2 ppmv con el sustrato 1 y flujo menor (a), la respuesta de los otros sustratos es muy similar y frente al flujo mayor (b) los valores de salida están en el rango entre 0 y 3 ppmv lo que permite percibir en esta etapa la rápida adaptación de los microorganismos al consumo del sulfuro a mayores flujos del biogás.

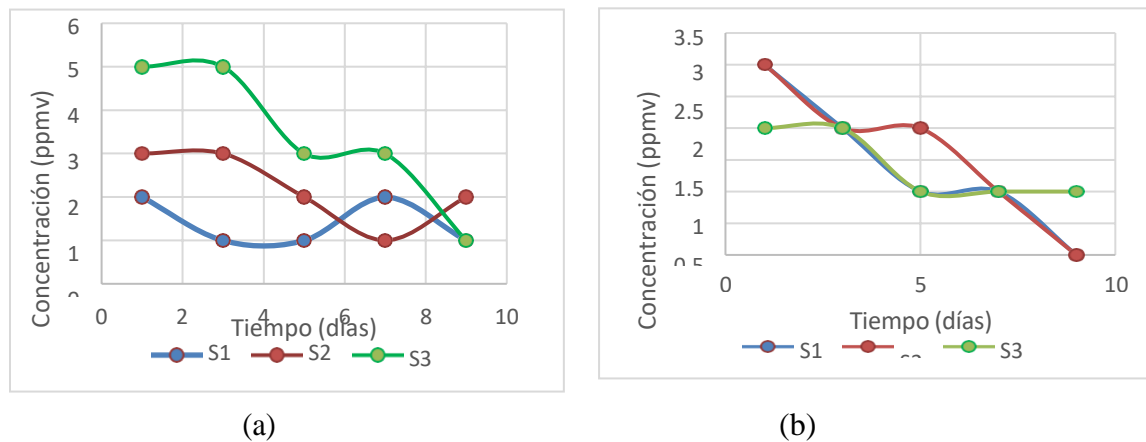


Figura 25. Periodo 1: salida de H_2S en cada soporte frente a un flujo de $0,5 \text{ L/min}$ (a) y 1 L/min (b) y una concentración de ingreso de 750 ppmv

Por los resultados observados en los gráficos de la Figura 26, correspondientes al segundo periodo, se puede apreciar que los tres filtros mantienen su capacidad de biodegradación, llegando al término del periodo a concentraciones de salida entre 1 y 7 ppmv de H_2S para el flujo menor (a) y entre 1 y 4 ppmv para el flujo mayor (b).

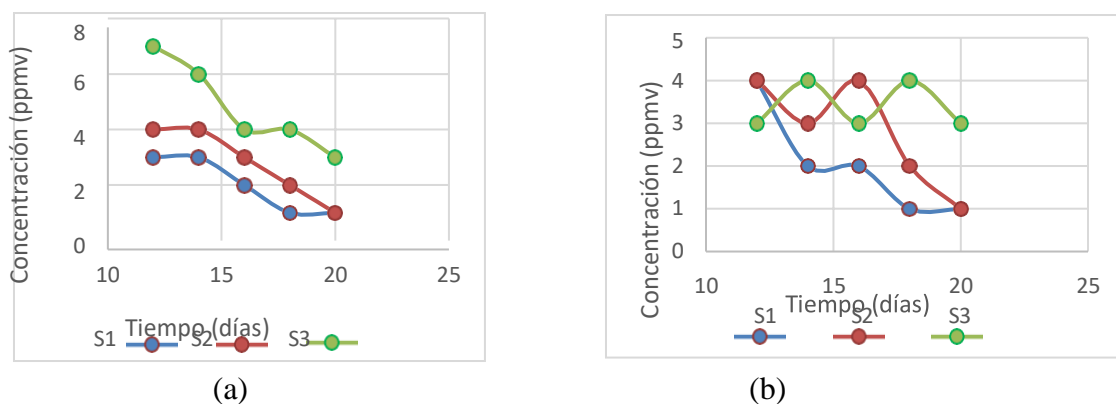


Figura 26. Periodo 2: salida de H_2S en cada soporte frente a un flujo de $0,5 \text{ L/min}$ (a) y 1 L/min (b) y una concentración de ingreso de 2700 ppmv

En la Figura 27, correspondiente al periodo 3 se aprecia que la concentración de salida está entre 2 y 7 ppmv para el flujo menor (a) entre 2 y 8 ppmv con el flujo de 1 Lmin⁻¹ demostrando la alta capacidad de los tres biofiltros frente a variaciones de flujo y elevadas concentraciones de ingreso.

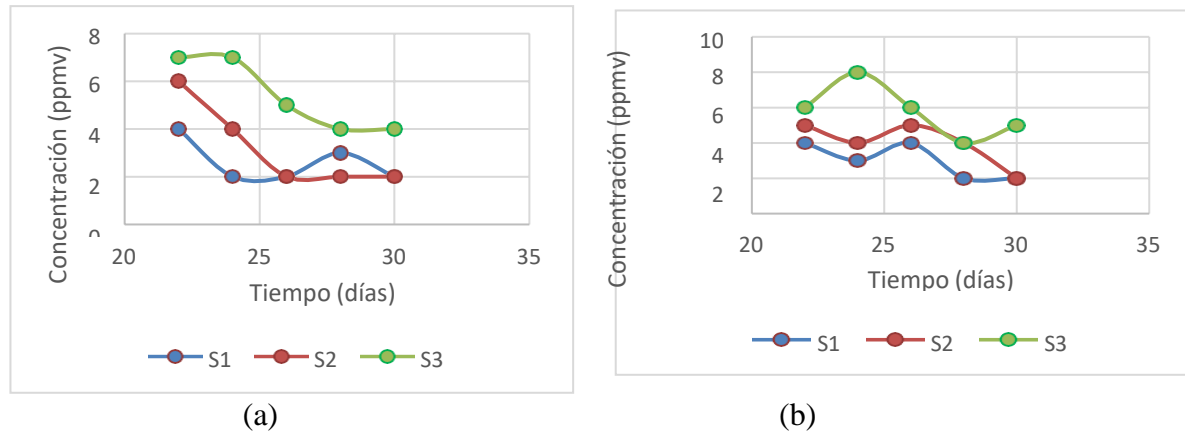


Figura 27: Periodo 3: Concentración de salida de H₂S en cada soporte frente a un flujo de 0,5L/min(a) y 1L/min(b) y una concentración de ingreso de 3 500 ppmv

En general con el sustrato 1 (compost) se observan las menores cargas de salida en cada periodo, frente a las tres concentraciones de ingreso y a los dos flujos de biogás, al aumentar el flujo del biogás existe un mejor contacto entre fases lo cual ocasiona que la biodegradación se mantenga en niveles también eficientes en los sustratos 2 y 3 ya que se aprecia muy poca diferencia de actividad degradativa al comparar los tres sustratos, corroborado por el análisis de varianza en el que se comprueba que no existe diferencia significativa entre flujo y sustrato o soporte (p-value = 0,751).

Es destacable el rápido inicio de la remoción de sulfuro en los tres sustratos, se observa que los microorganismos nativos de los tres medios son capaces de biodegradar el H₂S sin problemas, resultados que demuestran una rápida adaptación de los mismos a las cargas crecientes de sulfuro, el H₂S estaría siendo empleado como fuente de energía y la materia orgánica como fuente de carbono, dadas las condiciones de microoxigenación se favorecería la presencia de bacterias mixótrofas. Se aprecia que el soporte 3 (compost-astillas de madera) presenta una ligera diferencia en la disminución de la carga inicial de sulfuro respecto a los soportes 1 y 2, sin embargo, estos resultados son altamente satisfactorios tanto por el periodo de inicio del trabajo biodegradativo de los microorganismos naturales del compost como por los resultados

de remoción a lo largo de trabajo experimental, comparados con resultados logrados en investigaciones de Mudliar *et al.*(2010), quienes evaluaron el rendimiento de un biofiltro de compost y astillas de madera, sin adición de microorganismos y encontraron que no hubo disminución significativa en la concentración de dimetilsulfuro (baja capacidad degradativa), pasando de 0,051 en el ingreso a 0,047 g m⁻³ en la salida hasta el día 35 de evaluación, por lo que luego se tuvieron que adicionar microorganismos específicos para mejorar el rendimiento; Hao *et al.* (2020), muestran resultados de remoción de H₂S para rangos de concentración de ingreso de 200–1300 mgm⁻³ (131–854 ppm) estos rangos de concentración de salida estuvieron entre 5 y 120 mgm⁻³ (3–78 ppm), resultados superados por la presente investigación.

4.2.2. Determinación de Porcentaje de Remoción y Capacidad de Eliminación

A partir de las concentraciones del sulfuro, de ingreso y salida y aplicando las ecuaciones 1 y 2 descritas en el capítulo de metodología, se obtiene el porcentaje de remoción (%RE) y la capacidad de eliminación (CE), resultados reportados en los Cuadros 24 y 25 , respecto a los porcentajes de remoción, en los tres soportes se alcanzan porcentajes de remoción aproximadamente de 100 por ciento.

Los tres medios usados como soporte en el sistema de biofiltración diseñado proporcionan resultados favorables tanto en la eficiencia de remoción (RE), tolerancia a periodos de abstinencia y capacidad para digerir concentraciones altas de ingreso del contaminante, bajo flujos controlados de ingreso del biogás.

Por los resultados obtenidos en las pruebas de laboratorio se demuestra que con los tres soportes se logra desulfuración total del biogás, los porcentajes de remoción alcanzan valores cercanos al 100 por ciento para concentraciones de ingreso elevadas, en el rango de 750 a 3 500 ppmv (1020 a 4 760 mgm⁻³), comparadas con investigaciones desarrolladas por Omri *et al.* (2013), quienes para concentraciones de ingreso comprendidas entre 147 y 955,9 ppmv (200 a 1300 mgm⁻³), logran desempeños de compost como biofiltro, del 90 por ciento de remoción.

Cuadro 24: Porcentaje de Remoción (% RE)

C1: 750 ppmv (1020mg m⁻³)		Porcentaje de remoción				
FLUJO	SOPORTE	1	3	5	7	9
F1	S1	99,8	99,9	99,9	100	100
F1	S2	99,6	99,6	99,8	100	99,8
F1	S3	99,3	99,3	99,6	99,6	99,8
F2	S1	99,6	99,8	99,9	99,9	100
F2	S2	99,6	99,8	99,8	99,9	100
F2	S3	99,8	99,8	99,9	99,8	99,9

C2:2700 ppmv (3672 mg m⁻³)		Porcentaje de remoción				
FLUJO	SOPORTE	12	14	16	18	20
F1	S1	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
F1	S2	99,8	99,8	99,9	99,9	99,9
F1	S3	99,7	99,8	99,8	99,8	99,8
F2	S1	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9
F2	S2	99,8	99,8	99,8	99,9	99,9
F2	S3	99,9	99,8	99,9	99,8	99,9

C3: 3500 ppmv (4760 mg m⁻³)		Porcentaje de remoción				
FLUJO	SOPORTE	23	25	27	29	31
F1	S1	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
F1	S2	99,8	99,8	99,9	99,9	99,9
F1	S3	99,8	99,8	99,8	99,8	99,8
F2	S1	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
F2	S2	99,8	99,8	99,8	99,8	99,9
F2	S3	99,8	99,8	99,8	99,8	99,8

Cuadro 25: Capacidad de Eliminación (g H₂S m⁻³ h⁻¹)

C1: 750 ppmv		Capacidad de Eliminación (EC)/ periodo				
FLUJO	SOPORTE	1	3	5	7	9
F1	S1	12,56	12,58	12,58	12,6	12,56
F1	S2	12,54	12,54	12,56	12,6	12,56
F1	S3	12,51	12,51	12,54	12,4	12,58
F2	S1	25,08	25,12	25,15	25,5	25,19
F2	S2	25,08	25,12	25,12	25,15	25,19
F2	S3	25,12	25,12	25,15	25,15	25,15
C2: 2700 ppmv		capacidad de eliminación (EC)/periodo				
FLUJO	SOPORTE	12	14	16	18	20
F1	S1	45,28	45,28	45,3	45,32	45,32
F1	S2	45,27	45,27	45,28	45,3	45,32
F1	S3	45,22	45,23	45,27	45,27	45,28
F2	S1	90,53	90,59	90,59	90,63	90,63
F2	S2	90,53	90,57	90,53	90,59	90,63
F2	S3	90,57	90,53	90,57	90,53	90,59
C3: 3500 ppmv		Capacidad de Eliminación(EC)/periodo				
FLUJO	SOPORTE	23	25	27	29	31
F1	S1	56,97	57	57	57	57
F1	S2	56,94	56,96	56,97	57	57
F1	S3	56,92	56,92	56,92	56,57	56,97
F2	S1	113,94	113,97	113,96	114	114
F2	S2	113,91	113,94	113,94	113,94	114
F2	S3	113,84	113,51	113,51	113,94	113,94

Cerrón (2016), en una de las pocas investigaciones del tema biofiltración desarrolladas en el país, trabajó con cargas de ingreso máximo de 200 ppmv (2 992 mgm⁻³), logrando eficiencias de remoción de 100 por ciento, sin embargo, el tiempo de vida de los biofiltros de compost fue demasiado corto (2 o 3 días) y requería de homogenización y lavado permanente para disminuir la acidez del medio (pH:5), lo cual dificultaba el trabajo de los microorganismos del biofiltro.

Con relación a la capacidad de eliminación, se han obtenido resultados en el rango de 12,56 a 114 g H₂S m⁻³ h⁻¹ (Cuadro 25), lo cual demuestra la alta capacidad degradativa de los tres sustratos frente a concentraciones crecientes de H₂S, a dos flujos de ingreso del biogás y para el diseño experimental del biofiltro.

Los resultados logrados superan los obtenidos por Oyarzún *et al.*(2003), quienes trabajaron con turba como soporte para la remoción de concentraciones de H₂S entre 100 y 1250 ppmv (136 y 1700 mgm⁻³) obtienen capacidades de eliminación, CE, de 30,45 y 55 gm⁻³h⁻¹, para tiempos de retención de 24, 49 y 114 segundos respectivamente, así como los resultados obtenidos por Das *et al.*(2019), los cuales investigaron el comportamiento de biofiltros de compost y compost más biochar encontrando capacidades de eliminación de 19 y 33 gm⁻³h⁻¹, respectivamente, con porcentajes de remoción de 99 por ciento a un EBRT de 119 segundos.

El análisis estadístico (ANVA) muestra que no existen diferencias significativas por tipo de soporte (p= 0,397), lo cual es entendible debido a que los tres soportes son orgánicos y presentan buenas propiedades físico-químicas y microbiológicas. En cambio, las variables concentración de ingreso y flujo de biogás muestran diferencias significativas (p=0).

4.2.3. Selección del Biofiltro de compost para la prueba Piloto

Por los resultados obtenidos, evaluados comparativamente tanto por los porcentajes de remoción como por la capacidad de remoción y el análisis estadístico, se demuestra la eficiencia de los tres soportes, sin embargo, considerando la mayor disponibilidad del compost, se pensó en este soporte para ser empleado como biofiltro para la prueba piloto.

Con la finalidad de identificar el flujo más conveniente a emplear en la prueba piloto, se analiza el comportamiento del compost frente a dos flujos de ingreso de biogás y tres concentraciones de ingreso de sulfuro de hidrógeno (ppmv). En la Figura 28 se observa que a una concentración de 750 ppmv, las capacidades de eliminación promedio alcanzadas fueron 12,6 y 25,1 g H₂S m⁻³·h⁻¹ para 0,5 Lmin⁻¹ y 1 Lmin⁻¹, respectivamente ; cuando la concentración fue 2700 ppmv, los valores de capacidad de eliminación fueron 45,3 y 90,6 g H₂S m⁻³·h⁻¹ para 0,5 y 1 Lmin⁻¹, respectivamente y finalmente a 3500 ppmv se hallaron valores de Capacidad de Eliminación (CE) de 57 y 114 g H₂S m⁻³·h⁻¹ para flujo de 0,5 Lmin⁻¹ y 1Lmin⁻¹, respectivamente. Estos valores son superiores a los reportados por Seyed *et al.* (2013), quienes trabajando con compost, obtuvieron una CE máxima de 26,87 g H₂S m⁻³·h⁻¹ para concentraciones bajas de ingreso de sulfuro de hidrógeno (10 a 300 ppmv) , Pascual (2017), empleando biofiltros con carbón

activado e inóculos de microorganismos, obtuvo una capacidad de eliminación de 33 g de H_2S $m^{-3}h^{-1}$ para una concentración de entrada cercana a 4000 ppmv (5440 mgm^{-3}) de H_2S , la cual se obtuvo inyectando flujos de $0,8 mLmin^{-1}$ de H_2S .

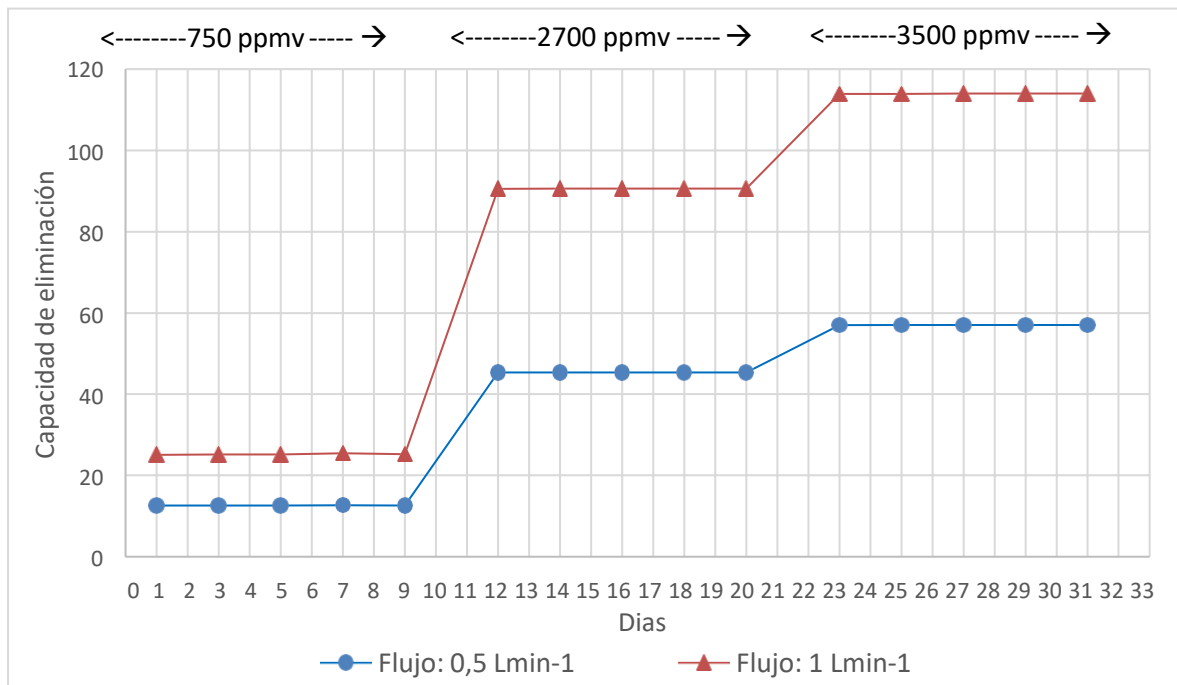


Figura 28: Capacidad de eliminación ($g H_2Sm^{-3}h^{-1}$) del biofiltro de compost frente a dos flujos de biogás y tres concentraciones de H_2S

Díaz (2018), en una comparación de sustrato (orgánico e inorgánico), evaluó el porcentaje de remoción del gas H_2S , a igual concentración de ingreso de sulfuro y distintos flujos de aire: $2 Lm^{-1}$, $5 Lm^{-1}$ y $8 Lm^{-1}$ para el soporte de Biochar (orgánico) y $4 Lm^{-1}$, $6 Lm^{-1}$, $10 Lm^{-1}$ para soporte de espuma de poliuretano (inorgánico); obteniendo resultados de mayor eficiencia a un flujo de $2 Lm^{-1}$ en biochar y a $4 Lm^{-1}$ en cubos de espuma de poliuretano, resultados que corroboran lo sugerido en la literatura respecto al empleo de flujos más bajos cuando se usan sustratos orgánicos, por el nivel de saturación que puede alcanzar este tipo de soporte.

A pesar de que la revisión bibliográfica referida a este análisis, así como los resultados experimentales muestran que la relación entre la CE y la concentración de ingreso es directamente proporcional, esto es, a más concentración de ingreso más CE y a una misma concentración, a mayor flujo del biogás, mayor es la CE, se decidió emplear el flujo de ingreso de $0,5 \text{ Lmin}^{-1}$ para la prueba piloto, en previsión de una rápida saturación ya que se trabajaría a flujo continuo y concentración variable, en el rango de 650 a 4200 ppmv de H_2S .

4.3. ETAPA 3: RESULTADOS DE LA PRUEBA PILOTO

Se procedió a instalar el biofiltro de compost en la línea de obtención del biogás (Figura 29), desde donde y durante dos meses se realizaron las evaluaciones interdiarias. Se ajustó el flujo de ingreso del biogás al biofiltro a $0,5 \text{ Lmin}^{-1}$ (Figura 30), cada dos días se recolectaba una muestra de biogás en un punto entre la salida del biofiltro y el tanque receptor, como se observa en la Figura 29.



Figura 29: Instalación del Biofiltro de compost para la prueba Piloto



Figura 30: Ajuste del flujo de H_2S , biogás

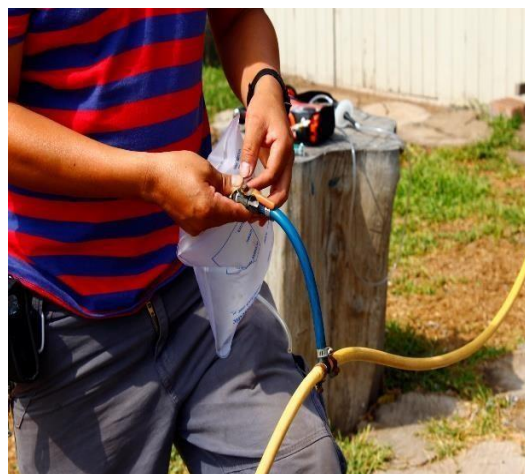


Figura 31: Toma de muestra para medición al ingreso al biofiltro

Concluida la etapa de la prueba piloto, previa homogenización, se tomó una muestra representativa del soporte y se llevó a los análisis físicos, químicos y biológicos, obteniendo los resultados reportados el Cuadro 26.

Cuadro 26: Propiedades del sustrato orgánico después del proceso de desulfuración

Tipo de control		Compost	
Humedad(%)		73,41	
pH		7,3	
Densidad aparente (gmL^{-1})		0,46	
Densidad real (gmL^{-1})		1,95	
Porosidad (%)		83	
Materia orgánica		37,8	
Nutrientes	N	1,72	
	P_2O_5	1,35	
	K_2O	0,72	
	Porcentaje	CaO	6,5
		MgO	1,59
		Na	0,38
Composición microbiológica	Bacterias	$4,5 \times 10^5$	
	Actinomicetos	2×10^4	
	Hongos	$2,7 \times 10^4$	

Fuente: LASPAF-UNALM

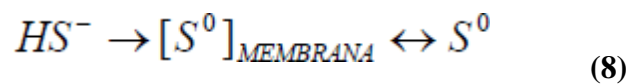
4.3.1 Análisis de la fase sólida

a. Humedad

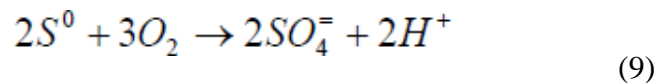
En los resultados se aprecia un porcentaje de humedad de 73,41, ligeramente superior al rango de 65 a 70 por ciento, considerado como óptimo para el trabajo de los microorganismos, Sagastume *et al.*(2006), realizaron evaluaciones a lo largo de la columna del biofiltro de compost y encontraron que el contenido de humedad no era uniforme lo cual limitó la actividad microbiana resultando en bajas tasas de remoción de H₂S, concluyendo que los cambios internos que ocurren en los biofiltros con el tiempo, están estrechamente relacionados con las condiciones de humedad en el interior el biofiltro señalan que un exceso de la misma contribuye a la formación de grietas y lavado de los nutrientes requeridos para la actividad de los microorganismos.

b. pH

El pH del medio al final del proceso ha sido 7,3, valor referido como ideal para el trabajo y desarrollo de biomasa, este valor determina la distribución de especies de azufre (como H₂S/HS⁻) en el agua, En la bibliografía se puede encontrar varios ejemplos que demuestran que el azufre es un compuesto intermedio en la oxidación del H₂S, en el proceso de oxidación del H₂S, en una primera etapa, el H₂S pierde dos electrones y se forma azufre sobre la membrana de la bacteria (Ramírez, 2008):



En una segunda etapa puede perder hasta 6 electrones y ante más aporte de oxígeno llegar a sulfato, transformándose luego en ácido sulfúrico.



En el caso de la presente investigación el pH se mantuvo en el rango neutro debido a la capacidad intrínseca de amortiguación del compost, lo cual representa una ventaja frente a otras

investigaciones semejantes en las que se produce acidificación casi desde el inicio del proceso de biofiltración causando un efecto inhibitorio de la biomasa, como es el caso del trabajo realizado por Moreno (2008) quien empleó compost con un pH inicial de 7 y con la transformación del contaminante a lo largo del proceso de remoción alcanzó valores entre 2 y 6 de pH, el biofiltro tenía 80 cm de longitud, semejante al empleado en la presente investigación.

c. Densidad y Porosidad

La densidad aparente se incrementa ligeramente y la porosidad prácticamente se mantiene igual, pero con el paso de los días de trabajo la distribución uniforme de la porosidad en el perfil de la columna del biofiltro ha podido verse afectada, no ha sido un propósito de la investigación evaluar los cambios en la estructura interna del soporte, pero éstos ocurren, Morgan-Sagastume *et al.*(2003), encontraron que el cambio en la fracción vacía está estrechamente relacionado con los cambios en el tamaño de partícula, las partículas pequeñas se ubicaron en la parte inferior y las partículas más grandes estaban ubicadas en la parte superior.

En términos generales la amortiguación de los cambios en las propiedades del soporte puede deberse a que los materiales orgánicos como el compost poseen mayores cantidades de grupos radicales: como amino, carboxilo, entre otros; así como de nutrientes, lo cual permite mayor adherencia en la biopelícula y crecimiento de la biomasa más eficaces.

d. Composición microbiológica

Los resultados comparativos al inicio y al final de la investigación se muestran en el Cuadro 27, se observa una disminución general de la biomasa (mayor en las bacterias), lo que se puede deber a los cambios en la estructura del biofiltro ocasionados por la acción de la gravedad sobre la masa del soporte empleado, generándose un medio no homogéneo lo cual afecta la transferencia de masa entre las fases: gas sólido, líquido y la disponibilidad de nutrientes, sulfuro y oxígeno. necesarios para la actividad metabólica de los microorganismos. Al final del proceso se observó la presencia de azufre en diferentes partes del soporte y por la bibliografía consultada la oxidación de sulfuro a azufre elemental ocurre ante insuficiente cantidad de oxígeno y se ve

favorecida por un rango de pH neutro, que es el caso del trabajo realizado. Mudliar *et al.* (2010), estudiaron la estratificación del medio y encontraron que la oxidación biológica de H₂S era diferente en las capas inferiores, medias y superiores del soporte y estaba relacionada con su contacto inicial con el gas residual y los nutrientes, los que se incorporaron como suplemento al sistema.

Cuadro 27: Variación en la concentración de la carga microbiana

Composición microbiológica	Contenido (UFC/g)	
	antes	después
Bacterias	1,33 x 10 ⁸	4,5 x 10 ⁵
Actinomicetos	3,00 x 10 ⁶	2 x 10 ⁴
Hongos	1,67 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁴

Fuente: LASPAF-UNALM

4.3.2. Análisis de la fase gaseosa

Para evaluar la sostenibilidad de la biofiltración, se adiciona a los parámetros de porcentaje de remoción (%RE) y capacidad de eliminación (CE), la determinación de la carga másica volumétrica (CM_v) la cual representa la masa que entra al biofiltro por unidad de tiempo y por unidad de volumen, se calcula a partir de la siguiente relación:

$$CM_v = \frac{Q \times C_{in}}{V}$$

Donde:

CM_v : Carga másica volumétrica (gm⁻³h⁻¹).

C_{in} : Concentración de entrada del contaminante (gm⁻³)

V : Volumen del biofiltro (m³)

La capacidad máxima de eliminación (CE máx) representa la cantidad máxima de H₂S degradado por unidad de volumen de biofiltro (Ramírez 2007), es un factor importante de evaluación de la sostenibilidad, a medida que aumenta la carga, se llega a un punto donde se supera la capacidad de eliminación, CE, por lo tanto el porcentaje de rendimiento (% RE) es menor al 100 por ciento, este punto se llama capacidad de eliminación crítica. Hasta este punto la CE depende del aumento en la concentración del contaminante y está limitado por la difusión (Figura 32).

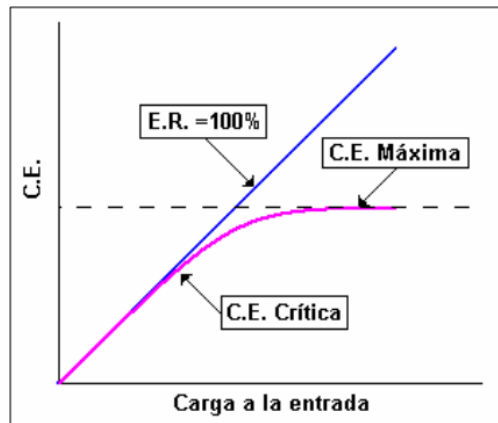


Figura 32: Relación que existe entre la capacidad de eliminación (CE) y carga a la entrada
Fuente: Ramírez (2007)

a. Evaluación de la desulfuración

Instalado el biofiltro de compost en la línea de obtención del biogás, entre el biodigestor y el tanque receptor, previo ajuste del flujo de ingreso al biofiltro a 0,5 Lmin⁻¹, se dio inicio a la tercera etapa de la investigación correspondiente a la prueba piloto. La toma de muestra y medición del biogás a la entrada y salida del biofiltro se realizó de manera interdiaria.

En la Figura 33 se aprecia que el periodo de adaptación del soporte es corto, el tercer día ingresan 2400 ppmv y salen 300 ppm, el quinto día las concentraciones de ingreso y salida son 2600 y 51 ppmv respectivamente, iniciándose una gran capacidad degradativa del H₂S por parte de los microorganismos del compost, la que se mantiene prácticamente durante toda la etapa de la prueba piloto. Nagendranata, *et al.* (2019), en una investigación de desulfuración empleando

inóculo, encontraron un periodo de adaptación de los microorganismos de 6 días, periodo superado en la presente investigación.

La evaluación entre la concentración de entrada y salida (en ppmv) a lo largo del proceso demuestran una alta capacidad de tolerancia de la carga microbiana nativa del soporte a las fluctuaciones de concentración de ingreso de H₂S del biogás, las que oscilaron entre 2 700 ppmv (3753 mgm⁻³) y 3700 ppmv (5143 mgm⁻³). Durante más del 90 por ciento de la prueba piloto los resultados fueron muy favorables, aproximadamente el día 67 se observan perturbaciones del sistema, llegando a la saturación de la biodegradación el día 71 cuando la concentración de entrada y salida prácticamente se igualan y se detiene el proceso.

Como en la presente investigación no se consideró la homogenización periódica del biofiltro, es probable que se hayan producido zonas muy saturadas de humedad lo cual podría afectar la biodegradación actuando como inhibidor del proceso, el valor promedio de humedad al final de esta etapa fue 73,41 por ciento, ligeramente superior al recomendado (50-60 por ciento) lo cual podría haber afectado la difusión hacia la biopelícula, tanto de H₂S (fuente de energía para los microorganismos) como de nutrientes, razón por la que la biomasa disminuye, estos resultados indicarían la necesidad de realizar un proceso de homogenización del soporte en ciertas etapas del proceso.

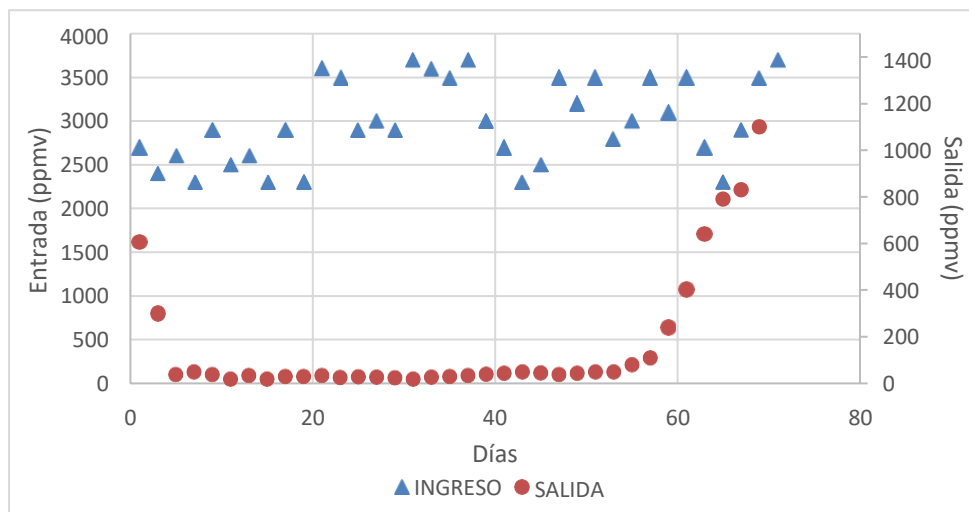


Figura 33: Concentraciones de H₂S al ingreso y salida del biofiltro de compost

b. Eficiencia de Remoción y Capacidad de Eliminación en función a la Carga másica volumétrica

En el Cuadro 28 se muestra capacidades de eliminación (CE) en el rango de 35,2 a 63,2 $\text{gm}^{-3}\text{h}^{-1}$ y un porcentaje de remoción entre 71,4 y muy cerca al 100 por ciento durante esta etapa piloto, reflejando un rendimiento sostenido del biofiltro de compost a lo largo del proceso y valores muy superiores a los reportados en investigaciones en las que se emplea compost como soporte. Considerando que la etapa piloto de la presente investigación se realizó para evaluar el comportamiento y sostenibilidad de desulfuración del lecho filtrante frente a cargas altas y variables de ingreso en el tiempo, podemos afirmar que se ha demostrado el alto grado de rendimiento del compost como lecho filtrante pues los microorganismos presentes en este medio de manera natural han sido capaces de biodegradar cargas de elevadas de ingreso de H_2S , en el rango de 2300 y 3700 ppmv de manera eficiente durante 65 días, resultados que superan ampliamente a los obtenidos bajo condiciones semejantes de operatividad (diseño de biofiltro, soporte orgánico sin adición de amortiguadores ni nutrientes).

Cuadro 28 Evaluación de las variables de sostenibilidad

Días	%RE	CE	CMv	Días	%RE	CE	CMv
1	77,5	35,9	46,3	37	99	51,3	62,5
3	87,5	35,3	41,3	39	99,6	59,6	51,3
5	98,5	38,6	43,8	41	98,3	62,3	46,3
7	97,8	37,8	38,8	43	97,8	50,8	38,8
9	98,7	49,1	50	45	98,1	45,6	42,5
11	98,7	49,1	42,5	47	98,8	48	60
13	98,7	49,1	43,8	49	98,1	59,4	55
15	99,1	39,1	38,8	51	98,6	59,8	60
17	98,9	49,2	50	53	97,3	54,2	47,5
19	98,7	38,9	38,8	55	97,3	54,2	51,3
21	99	61,2	61,3	57	97,6	59,2	60
23	99,2	59,6	60	59	96,9	47,2	52,5
25	98,9	49,3	50	61	85,4	45,8	60
27	99	51	51,3	63	88,6	50,1	46,3
29	99,1	49,3	50	65	76,3	35,4	38,8
31	99,4	51	62,5	67	71,4	35,2	50
33	99,2	49,3	61,3	69	68,3	41	60
35	99,1	63,2	60	71	17,7	24	62,5

En la Figura 34 se observa que los valores de CMv y CE son semejantes durante gran parte del proceso lo cual demuestra el alto grado de degradación del H₂S, el porcentaje de remoción se mantuvo cercano al 100 por ciento corroborando lo referido por Ramírez *et al.* (2007), quienes señalan que al inicio de un proceso de desulfuración, la CE es menor que la carga másica volumétrica y al aumentar la carga la CE también aumenta siendo el porcentaje de RE cercano al 100 por ciento, pero llega un momento en el cual la CMv supera la CE, este punto se llama capacidad de eliminación crítica.

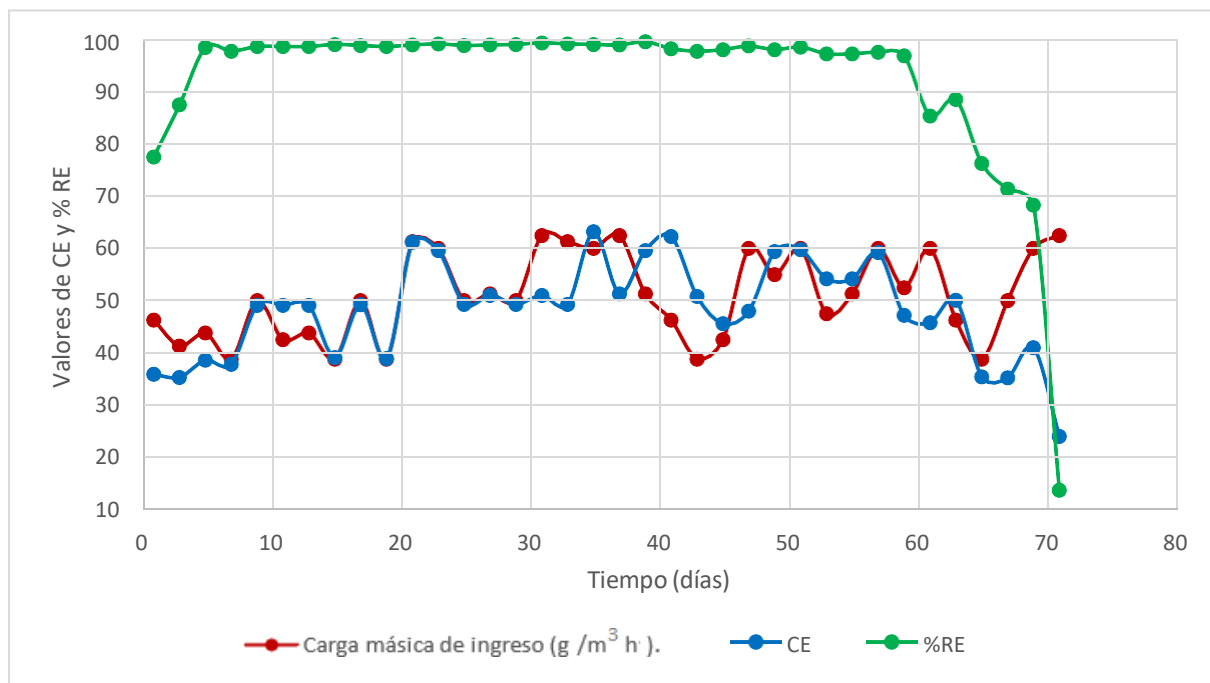


Figura 34: Evaluación de la sostenibilidad del biofiltro de compost, a través de la relación CMv, CE y %RE

La perturbación comienza a partir del día 67 ya que la CE y la CMv van en caminos opuestos, al aumentar la carga másica, la capacidad de eliminación disminuye, cayendo bruscamente el día 71 conjuntamente con el porcentaje de remoción, se alcanza entonces el punto de saturación del proceso. Los factores inhibitorios posiblemente son ocasionados por la estratificación del perfil del soporte, presentándose por el sistema de flujo ascendente empleado en el diseño, zonas de baja porosidad, de alta humedad y densidad en la base del biofiltro, dificultando la capacidad

de adsorción y absorción del H_2S al alterarse la transferencia interfacial y por lo tanto dejan de existir las condiciones adecuadas para la actividad biodegradativa, razón por la cual la biomasa disminuye.

En el caso de los estudios realizados con Anillos Pall (Fernández 2010), reporta una fuerte disminución de la eficacia a partir de valores aproximados de $170 \text{ g Sm}^{-3}\text{h}^{-1}$, mientras que otros autores proponen que no se debe trabajar con cargas superiores a $130 \text{ g Sm}^{-3}\text{h}^{-1}$, Elías *et al.* (2002), utilizaron como empaque estiércol de cerdo y aserrín y sin agregar ningún nutriente al sistema lograron valores de remoción superiores al 90 por ciento, obteniendo como subproducto principal del proceso azufre pero también se presentaron sulfatos, los que tienden a la acidificación, Chaiprapat *et al.* (2011), evaluaron la capacidad de eliminación de H_2S en función de la carga de H_2S de entrada usando lecho lleno de turba, encontraron que la eliminación de H_2S se vio afectada por la carga de choque cuando la carga de H_2S de entrada aumentó repentinamente de $11,7$ a $60 \text{ gm}^{-3}\text{h}^{-1}$, reportando una capacidad máxima de eliminación de $58 \text{ g de } H_2S \text{ m}^{-3}\text{h}^{-1}$ en el biofiltro, por otro lado, cuando el biofiltro había sido alimentado con una mayor concentración de H_2S se obtuvieron eficiencias más bajas. La exposición a altas concentraciones de H_2S podría causar toxicidad para la comunidad microbiana del lecho lo que provocaría una disminución de la eficiencia de eliminación.

En muchas investigaciones se emplean soportes inorgánicos y sepas especialmente seleccionadas, como es el caso de González-Sánchez *et al.* (2008), quienes investigaron la actividad de un biofiltro empacado con un material inorgánico (espuma de poliuretano) para eliminar concentraciones de H_2S de $2,5$ a 18 ppmv con el objetivo principal de evaluar el rendimiento del biofiltro bajo un medio alcalofílico, se empleó un consorcio bacteriano sulfoxidante a escala de laboratorio para tratar H_2S a $\text{pH } 10$; los resultados mostraron que la eliminación de H_2S excedió el 98 por ciento y el producto final de degradación fue sulfato. Rabanni *et al.* (2016), instalaron un biofiltro de 10 cm de diámetro y $1,5 \text{ m}$ de altura empleando soporte inorgánico y bacterias sulfoxidantes, en una planta local de tratamiento de aguas residuales tanto para depurar H_2S como NH_3 de emisiones gaseosas; lograron una remoción promedio del 91,96 por ciento en sulfuro de hidrógeno, a un pH ácido: $4,63-1,51$, para una

concentración de ingreso promedio de H_2S al biofiltro, durante siete semanas fue del 31,86 ppmv ($0,04 \text{ g/m}^3$). La oxidación biológica del H_2S produce SO_4^{-2} en el biofiltro que es acumulado en el fondo. Como muestran las referencias, los procesos se hacen más complejos y lo que debemos lograr es el desarrollo de investigaciones que permitan adecuar la tecnología de biofiltración a las condiciones ambientales, económicas y sociales del país.

Con la prueba piloto desarrollada en el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos sólidos-UNALM, se demuestra la eficiencia en la remoción de sulfuro de hidrógeno empleando un sistema de biofiltración ascendente y de fácil operatividad y con el empleo del compost en la prueba piloto se ha dado un paso importante hacia la sostenibilidad del sistema de biofiltración. Considerando que el presente trabajo se enmarca en los principios de economía circular y valorización de los recursos, los resultados muestran una alta eficiencia del proceso empleando los sustratos orgánicos como biofiltros y es necesario continuar investigando estrategias que permitan superar los factores inhibitorios del sistema de biofiltración, sin incorporar insumos químicos que luego contaminan el ambiente y encarecen el proceso. Coincidimos, por tanto, con Geoffrey (2016), quien en su investigación para tratar el biogás de la producción porcina australiana sugiere la oxidación biológica como una opción para la remoción de concentraciones altas de H_2S , siendo un reto lograr mantener la actividad microbiana y su resiliencia por más tiempo especialmente para concentraciones de sulfuro de hidrógeno altas y variables, propias de procesos a escala real.

V. CONCLUSIONES

1. El diseño de biofiltros de flujo ascendente, empacados con materiales orgánicos procedentes de los centros de investigación de la UNALM (volumen de empaque = 2,43L) y considerando las condiciones de operatividad tanto en las pruebas de laboratorio como en la prueba piloto desarrollada en el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos Sólidos, ha demostrado resultados altamente eficientes en la biofiltración de elevadas concentraciones de ingreso de sulfuro y dos flujos diferentes de biogás. La eficiencia queda demostrada por el elevado porcentaje de remoción obtenido (cercano al 100 por ciento en todas las pruebas) y la capacidad de eliminación significativamente alta comparada con investigaciones semejantes.

2. Los tres soportes estudiados mostraron propiedades físicas, químicas y biológicas adecuadas para su uso como lecho filtrante, presentaron valores de pH alrededor del neutro, son ricos en materia orgánica y micronutrientes proporcionando las condiciones favorables para la conservación de la carga microbiana, presentan tolerancia a un amplio rango de concentraciones de ingreso, variaciones de flujo y a periodos de abstinencia. La cantidad de biomasa compuesta por bacterias, actinomicetos y hongos presentes de manera natural en los medios ha sido capaz de biodegradar concentraciones elevadas de sulfuro, mostrando buena capacidad adaptativa por lo que resulta recomendable identificar y evaluar la diversidad microbiana presente en este tipo de soportes para hacer posible su empleo en cualquiera de las regiones del Perú.

3. Las características físico-químicas y biológicas de los tres soportes empleados relacionadas con las variables: flujo de biogás: 0,5 y 1 L min⁻¹ y concentraciones del contaminante: 750, 2700 y 3500 ppmv, permitieron lograr porcentajes de remoción (%RE) superiores al 98% y alcanzar una capacidad máxima de eliminación de 114 g H₂S m⁻³h⁻¹ en los tres biofiltros, a nivel laboratorio. El perfil granulométrico de los soportes empleados (tamaño de partícula y distribución), densidad (entre 0,25 y 0,37) y porosidad (entre 80 y 86%) así como la humedad

(entre 49 a 55 por ciento) y el pH (entre 6,83 y 6,95), favorecen los fenómenos de transferencia entre las fases gas, líquido, sólido, convenientes para la actividad microbiana. Es importante mencionar que los resultados muestran que las variables concentración y flujo en cada soporte, sobre la capacidad de eliminación expresan diferencias significativas.

4. Para la prueba a nivel piloto se seleccionó el biofiltro de compost, tanto por la eficiencia de remoción de sulfuro como por su fácil acceso, además el análisis estadístico de ANOVA multifactorial demuestra que con los tres biofiltros se logra una buena capacidad de remoción frente a concentraciones elevadas y no presentan una diferencia significativa entre los tres medios empleados. El biofiltro de compost aplicado a la línea de obtención de biogás bajo un flujo de $0,5\text{Lmin}^{-1}$ presentando un alto grado de adaptación a las concentraciones de ingreso de sulfuro elevadas y fluctuantes (de 2300 a 3700 ppmv).

Para evaluar la sostenibilidad del proceso a nivel piloto se determinó la carga másica volumétrica (CMv), por ser un parámetro en el que se considera el volumen del soporte por unidad de tiempo, se observó una gran variación propia de una escala real en la que la concentración unas veces es alta y otras baja, se analizó su relación con la CE y era directa, es decir a más CMv más CE, manteniéndose así durante 65 días con un rendimiento de remoción que alcanzó valores superiores al 71 por ciento y cercanos al 100 por ciento. El día 69 se presenta una clara ruptura entre estos parámetros llegándose al mínimo valor de CE el día 71, el porcentaje de remoción también disminuye notoriamente dando por terminado el proceso.

VI. RECOMENDACIONES

Considerando que en el país las investigaciones en el área de la Biofiltración con empleo de soportes orgánicos como compost y humus (usados en la agricultura como mejoradores del suelo), aún son incipientes y en el marco de las políticas del país sobre gestión de los residuos sólidos con un enfoque de economía circular; es relevante incrementar trabajos de investigación para adecuar esta biotecnología a nuestras condiciones y contribuir al desarrollo de tecnologías sostenibles poniéndolas a disposición principalmente de las poblaciones vulnerables del sector agropecuario y agroindustrial del Perú quienes para eliminar el sulfuro del biogás, comúnmente utilizan fierro, el cual remueve apenas el 50 por ciento del H_2S , poniendo en riesgo su salud al quemar el biogás sin el tratamiento adecuado.

Para lograr una buena eficiencia y sostenibilidad de la biofiltración con el empleo de soportes como compost, humus y aserrín se recomienda:

1. Estimar puntos de control en la columna del biofiltro para evaluar periódicamente la humedad y porosidad (abajo, al centro y arriba) ya que por tratarse de un biofiltro de flujo ascendente, con el tiempo se estarían formando estratos en el perfil de la columna.
2. Realizar homogenización periódica del soporte para lograr una distribución uniforme de las partículas del biofiltro y evitar la formación de zonas anaeróbicas y de alta concentración de humedad, las que afectan la transferencia de masa y la actividad microbiana.
3. Evaluar la biodesulfuración empleando dos biofiltros en serie en la línea de obtención del biogás para disminuir el estrés de la biomasa frente a concentraciones altas y variables.

4. Evaluar la remoción de otros componentes del biogás como amoníaco, CO₂ y H₂O, empleando el proceso de biofiltración con los mismos medios y con adición de componentes eco amigables con el ambiente.

5. Podría extenderse el uso de los biofiltros estudiados a evaluaciones de remoción de una gama de sustancias orgánicas volátiles emitidas en plantas procesadoras de alimentos o de otra índole de la industria ya que controlar las emisiones es un compromiso por la protección del ambiente y la salud.

6. Debido a los resultados eficientes logrados, comparados con trabajos similares, se considera conveniente realizar estudios de identificación de las poblaciones microbianas al inicio y al final de la operación de los biofiltros, en particular indagar sobre la presencia de la especie bacteriana *Thiotrix* sp la que desarrolla en medios de pH neutro y viene siendo materia de investigación para mejorar los resultados de remoción de sulfuro con soporte orgánico.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, M; Revelo, D; Ruiz, O; Tax, O ; Botero, R. 2009. Capacidad de filtración y retención del sulfuro de hidrógeno del biogás, en dos diferentes sustratos orgánicos (EM-compost y Lombricompost). *Tierra Tropical*. 5 (1): 109-113.

Anet, B; Couriol,C; Lendormi, T; Amrane,A;Le Cloirec, P; Cogny,G; Fillieres,R.C. 2013. “Characterization of gaseous odorous emissions from a rendering plant by GC/MS and treatment by biofiltration”. *Journal of Environmental Management*. 128 (15): 981-987.

Barbusinski, K; Kalemba, K; Kasperczyk,D. Urbaniec, K; Kozik, V. 2017. Biological methods for odor treatment – A review. *Journal of Cleaner Production*.

DOI: [10.1016/j.jclepro.2017.03.093](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.093)

Barrena, M; Maicelo, J; Gamarra, O; Leiva, S ; Oliva, M; Taramona, L; Huanes, M; Ordinola, C. 2019. Biogás : producción y aplicaciones. Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas.

Barona, A; Elías, R; Arias, I.; Cano and González, R. 2004. Biofilter response to gradual and sudden variations in operating conditions. *Review biochemical engineering journal* (22): 25–31.

Barrera, E; Spanjers, H; Dewulf, Jo; Romero, O; Rosa, E. 2013. “The Sulfur Chain in Biogas Production from Sulfate-Rich Liquid Substrates: *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **88** (8): 1405–20.

Blanco, M; Murillo, B ; Forero, D; Cabeza,I. 2019. "Evaluación y Eficiencia de Remoción de Sulfuro de Hidrógeno (H₂S) y Amoniaco (NH₃) a través de Biofiltración a Escala Piloto. Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás. Bogotá-Colombia.

Cabeza, I. 2013. "Biofiltración de compuestos orgánicos volátiles utilizando diferentes tipos de lecho basados en mezclas de compost de RSU-poda: Monotorización mediante mediante diversas técnicas". Tesis para optar el grado de Doctor por la Universidad de Sevilla-España.

Cárdenas, B; Revah, S. y Hernández, J. 2003. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. INE 2. Departamento de Ingeniería de Procesos e Hidráulica. UAM Iztapalapa. México, D.F.

Cárdenas, B; Munguía, J; Martínez, D; Herrera, L; Hernández, S. Departamento De Ingeniería. 2002. Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas. INE-Semarnat, México.

Cerrón , V. 2016. Determinación de la eficiencia de un biofiltro para remover el sulfuro de hidrogeno (H_2S) contenido en el biogás generado por un reactor anaerobio tipo UASB - Lima "Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental." Facultad de Ingeniería y Agricultura. Universidad Peruana Unión. Lima-Perú. 149p.

Colmares, W; y Santos, K. 2007. Generación y manejo de gases en sitios de disposición Final. disponible en <http://www.ingenieriaquimica.org/system/files/relleno-sanitario.pdf>

Cox, H; Deshusses, A. 2002. Biotrickling filters for air pollution control. In: Britton, G. (Ed.), . In: The Encyclopedia of Environmental Microbiology, vol. 2. J. Wiley & Sons, New York, NY, pp. 82–795.

Das, J; Renea, E; Duponta, C; Dufournyc, A; Blinc, J; d, Van Hullebuscha, E. 2018. Performance of a compost and biochar packed biofilter for gas-phase hydrogen sulfide removal. *Bioresource Technology*. 273: 581–591.

Diaz, Y. 2018. "Eficiencia de Biofiltros Activados con Microorganismos Benéficos para Remover Gases de H_2S Emitidos de un Sistema de Tratamiento de Agua Residual de Curtiembre, SJL-2018". Tesis para obtener el Título en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad César Vallejo. Lima-Perú.

Duan, H; Koea, L; Yan, B; Chen, X. 2006. Biological treatment of H₂S using pellet activated carbon as a carrier of microorganisms in a biofilter. *Water Res.* 40, 2629–2636.

Dumont, E. 2017. Validation of a rapid procedure to determine biofilter performances, *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece>.

Elias, A; Barona, A. Arreguy, J; Rios, I; Aranguiz; Peñas, J. 2002. Evaluation of a packing material for the biodegradation of H₂S and product analysis. *Process Biochemistry* 37: 813-820.

Elizondo, A y Herrera, E. 2012. Evaluación de Medios Filtrantes Para La Reducción Del Sulfuro de Hidrógeno En El Mejoramiento de La Calidad Del Biogás.” Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.

Etcharren, P. 2005. Diseño de un sistema de biofiltración para la eliminación de la fabrica “Lubascher y Krausse” Temuco. Tesis Licenciado en Ciencias de la Ingeniería. Universidad Católica de Temuco, Facultad de Ingeniería. Temuco, Chile. 162p.

ENEK. 2013. Compostaje de estiércoles en agricultura ecológica. Consejo de Agricultura y Alimentación Ecológica de Euskadi.

tomado de https://www.eneek.eus/files/2018/01/GUIA_COMPOST_ENEEK_2013-1.pdf

Fernández, M; Ramirez, M; Perez, R; Gomez, J; Cantero, D. 2013. Hydrogen sulphide removal from biogas by an anoxic biotrickling filter packed with Pall rings. *Chem. Eng. J.* 225: 456–463.

Fernández, S. 2010. Cerdanyola del Vallès. Evaluación de los costes de construcción y operación de un biofiltro. Proyecto final de carrera de Ingeniería Técnica Industrial. Universidad Autónoma de Barcelona. 119 p.

García-Peña, E; Hernández, S; Favela-Torres, E; Auria, R; Revah, S. 2001. Toluene biofiltration by the fungus *Scenedosporium apiospermum* TB1. *Biotechnol Bioeng* 76, 61-9.

González-Sánchez, A. 2006. Estudio de la oxidación biológica de compuestos reducidos de azufre por un consorcio alcalófilo en un biorreactor. Tesis Doctor en Ciencias Ingeniería Química. Universidad Autónoma Metropolitana, División de Ciencias Básicas e Ingeniería. México DF. 90 p.

González-Sánchez, A., Revah, S., Deshusses, M. 2008 . “Alkaline Biofiltration of H₂S Odors”. Environm. Sci. Technol. 19, pp. 7398-7404.

Graziani, P. 2018. Economía circular e innovación tecnológica en residuos sólidos Oportunidades en América Latina. Disponible en:
<http://scioteca.caf.com/handle/123456789/1247>

Gutiérrez, J. 2018. Situación actual y escenarios para el desarrollo del **biogás en México** hacia 2024 y 2030. Editado por Red Mexicana de Bioenergía A.C. Red Temática de Bioenergía de CONACYT.

Hartikainen,T; Martikainen,P; Olkkonen,M; Ruuskanen,J. 2002. Peat Biofilters in long-term experiments for removing odorous Sulphur compounds. Water, Air and Soil Pollution. 133(1): 335- 348.

Hernando, H. 2013. Generación de Energía a partir de Biogás en Colombia. Pesquisa E pos-Graduação. Especialização em Energias Renováveis com ênfase em Biogás. Universidade Federal da Integração Latino Americana. Foz do Iguacu- Brasil. 127 p.

Horikawa, M; Rossi,F; Gimenes,M; Costa, C; Da Silva,M. 2004. Chemical Absorption of H₂S for Biogás Purification. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 21 (3) : 415- 422.

Huynh,H; Thi,N; Le,L. 2020. Removal of H₂S in biogas using biotrickling filter: Recent development. *Process Safety and Environmental Protection*. 297-309.

IPCC, 2014. Climate Change. Mitigation of Climate Change. United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Jaber, M; Calvert, A; Amrane, A; Le Cloirec, P; Dumont, E. 2017a. Removal of hydrogen sulfide in air using cellular concrete waste: Biotic and abiotic filtrations. *Chemical Engineering Journal*. 319, 268-278

Janssen, A; Meijer, S; Bontsema, J; Lettinga, G.1998. Application of the redox potential for controlling a sulfide oxidizing bioreactor. *Biotechnol Bioeng*; 60: p. 147-155.

Jiménez, E; Villegas, A. 2006. Diseño de un sistema de biofiltración para la remoción de estireno. *Revista EIA*, 3 : 9–20.

Jones, D; Martínez,A; Marro,K; Deshpande,S. 2004. Kinetic Evaluation of H₂S and NH₃ Biofiltration for Two Media Used for Wastewater Lift Station Emissions. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 54 : 24- 35.

Kim, H., Kim, J.Y., Chung, S.J., Xie, Q. 2002. Long-term operation of a biofilter for simultaneous removal of H₂S and NH₃. *Air Waste Manage. J*. 52, 1389–1398.

Lazcano,C;Gómez-Brandón,M;Domínguez,J.2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72:1013-1019

Leson G. y A.M. Winer.1991. Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions. *JAWMA* 41(8): 1045-1054.

Lestari, R ; Wahyudi, B; Syamsiah, S. 2016. “Hydrogen Sulfide Removal from Biogas Using a Salak Fruit Seeds Packed Bed Reactor with Sulfur Oxidizing Bacteria as Biofilm.” *Biochemical Pharmacology* 4 (2): 2370–77.

Lira, R. 2013. Estudio de la Bioxidación de asufre elemental por *Sulfobacillus thermosulfidooxidans* a 45°C. Tesis. Ingeniero Civil Químico e Ingeniero Civil en Biotecnología. Facultad de Ingeniería. Universidad de Chile. 88 p.

Llaneza, H; Morís, M. A; González, A. y González, E. 2010. Caracterización, purificación y control de biogás. Estudio de Viabilidad de Sistemas de Purificación y Aprovechamiento de Biogás, 1–29.

Luque, A. 2015. Diseño de un biofiltro percolador anóxico para la desulfuración de biogás con nitrificación simultánea de aguas con alto contenido en amonio. Trabajo de Fin de Grado en Ingeniería Química. Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz-España. 192 p.

Marín, M. 2011. Purificación Biológica de Biogas. Tesis. Ing. Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 56 p.

Martí, J. 2019. Biodigestores Tubulares: Guía de Diseño y Manual de Instalación. *Redbiolac*. Ecuador. ISBN: 978-9942-36-276-6

Maurya, R; Tirkey, SR; Rajapitamahuni, S; Ghosh, A & Mishra, S. 2019. Recent Advances and Future Prospective of Biogas Production. Disponible en : <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817937-6.00009-6>

Merino, M. 2017. Ecodiseño de un Sistema de Remoción de sulfuro de hidrógeno en un Biodigestor pecuario. Tesis de Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental. Chihuahua-México. 101p.

MINAGRI. 2019 . Resolución Ministerial Nro 0246.

Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minagri/normas-legales/286466-0246-2019-minagri>

MINAM, 2011. Ministerio del Ambiente. Plan Nacional de Acción Ambiental-PLANAA 2011-2021.

MINAM, 2016. Ministerio del Ambiente. Peru-renueva-su-compromiso-climático-firma-el-acuerdo-de-Paris.Reporte. Lima -Perú.

MINAM, 2017. Ley Integral de Gestión Integral e Residuos Sólidos, Disponible en: <https://sinia.minam.gob.pe/normas/ley-gestion-integral-residuos-solidos>.

MINEM. 2014. “Plan Energetico Nacional 2014-2025.” Disponible en: http://www.archivogeneral.gov.co/sites/all/themes/nevia/PDF/Transparencia/Acuerdo_02_de_2014.pdf.

Miloshova, M; Baltas,D; Bychkov, E. 2003. New chalcogenide glass chemical sensors for S₂-and dissolved H₂S monitoring. *Water Science and Technology*, 2003, 47(2):135-140

Mora, M; López, L; Lafuente, J; Pérez, J; Kleerebezem, R; van Loosdrecht, M; Gamisans, S; Gabriel, D. 2016. Respirometric characterization of aerobic sulfide, thiosulfate and elemental sulfur oxidation by S-oxidizing biomass. *Water Research*. 89: 282-292.

Moreno , A. 2008. Tesis Maestría. Ingeniería Ambiental – Agua.” Efecto de la carga másica y altura del medio filtrante sobre la remoción de H₂S mediante biofiltración.Universidad Autónoma de México.D.F. 95p.

Muñoz, R ; Meier,L ; Jason, D. 2015. A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological Technologies for biogas upgrading, *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 14 (4).

Morgan-Sagastume,J.M; Revah,S; Noyola,A. 2000. Malos olores en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales: Su control a través de Procesos Biotecnológicos. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. Memorias técnicas. México, D.F, FEMISCA, 2000. p.1-12 .

Morgan-Sagastume J.M., S. Revah, and A. Noyola. 2015. “Remoción de H₂S. .” *Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015* 1 (5)

Montebello, A; Fernandez, M; Almenglo, F; Ramirez, M; Cantero, D; Baeza, M; Gabriel, D. 2012. Simultaneous methylmercaptan and hydrogen sulfide removal in the desulfurization of biogas in aerobic and anoxic biotrickling filters. *Chemical Engineering Journal*, 200/202, 237–246

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. *J Environ Manage* 91, 1039–1054.

Nagendranatha,C; Baeb, S; Min, B. 2019. Biological removal of H₂S gas in a semi-pilot scale biotrickling filter: Optimization of various parameters for efficient removal at high loading rates and low pH conditions. *Bioresource Technology*. doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121328

Noyola, A; Morgan-Sagastume, J y López-Hernández, J.E. 2006. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. *Rev. Environ Sci. Biotechnol.* 5: 93-114

Ortega, L. 2015. “Principales Métodos Para La Desulfuración Del Biogás Principal Methods for Biogas Desulphurization” 36 (1): 45–56.

Ottengraf, S; Meesters, J; Van den Oever A;Rozena,H. 1986. “Biological Elimination of Volatile Xenobiotic Compounds in Biofilters.” *Bioprocess Engineering* : 25: 3089–3103.

Oyarzún, P ; Arancibia, F; Canales, C ; Aroca, E. 2003. Biofiltration of high concentration of hydrogen sulphide using *Thiobacillus thioparus*. *Process Biochemistry* 39: 165- 170.

Pascual, C. 2017. Optimización de biofiltración anóxica de biogás para su desulfuración. Máster en Ingeniería Ambiental. Universidad de Valladolid. Escuela de Ingenierías Industriales.

Pérez, H. y Villa, P. 2005. “Desulfuración Biológica : Una Alternativa Para El Tratamiento de Emisiones de Gases a La Atmósfera.” *Agua Latinoamericana* **5** (3): 17–20.

PNB. 2013. Programa del Plan Nacional de Biodigestores en Perú. Disponible en: http://www.snvworld.org/en/download/publications/snv-sp-hivos_2013_-_pnb-peru.pdf

Pokorn, D. and Zabranska, J. 2015. Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology. *Biotechnology Advances* 33: 1246-1259.

Rabbani, K; Charles, W; Kayaalp, A; Cord-Ruwisch, R; Hoa, G. 2016. Pilot-scale biofilter for the simultaneous removal of hydrogen sulphide and ammonia at a wastewater treatment plant *Biochemical Engineering Journal* 107:1–10

Ramírez, D. 2007. Control y Eliminación de Compuestos Volátiles provenientes de un Digestor Anaerobio mediante Biofiltración. Tesis de Maestría en Ciencias en Bioprocesos. Unidad Profesional de Biotecnología. DF-México. 81p.

Revah, S. y Ortiz, I. 2004. “El desarrollo de bioprocesos para el tratamiento de aire contaminado emitido por fuentes fijas.” En “Fundamentos y Casos Exitosos de la Biotecnología Moderna” Francisco Bolívar Ed. El Colegio Nacional México. Pp 625- 658.

Revah, S; Vergara-Fernández, A; Hernández, S. 2011. Fungal Biofiltration for the Elimination of Gaseous Pollutants from Air. In: *Mycofactories*, Ed. by Leitão AL Bentham Science Publishers, pp. 109-120.

Revah, S. y Noyola, A. 1996. “El mercado de la biotecnología ambiental en México y las oportunidades de vinculación Universidad-Industria” Galindo E. Ed. Fronteras de la biotecnología y Bioingeniería, SMBB, pp. 121-133

Rivera, A. 2006. Diseño de un Sistema de Biofiltración de H₂S y NH₃ de efluentes gaseosos de una E.D.A.R. Proyecto de fin de carrera de Ingeniería Química. Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz. España. 213p.

- Rivero, R. 1993. La lombricultura y sus fundamentos. Primera ed España, S.A.P.T, 302p.
- Román, P; Martínez, M ; Pantoja, A. 2013. Manual de Compostaje del Agricultor. Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. FAO. Santiago de Chile-Chile.
- Rybarczyk, P ; Szulczynski, B; G´ebicki,J ; Hupka,J. 2018.Treatment of malodorous air in biotrickling filters: a review, *Biochemical Engineering Journal*.
doi.org/10.1016/j.bej.2018.10.014
- Seyed, M; Mehdinia, P; Abdul, L;Hassan,T.2013.”Removal of Hydrogen Sulfide by Physico-Biological Filter Using Mixed Rice Husk Silica and Dried Activated Sludge” *Soil Air Water*. DOI: 10.1002/clen.201100459
- Seyed, M; Soreanu, G; Falletta, P and Béland,M. 2006. “Removal of Hydrogen Sulfide from Gas Streams Using Biological Processes - A Review.”
- Seyed, M; Puziah, A; Hassan,T. 2013. “Removal of Hydrogen Sulfide by Physico-Biological Filter Using Mixed Rice Husk Silica and Dried Activated Sludge. *Clean Soil Air Water*. 00 (0), 1–6
- Skerman, A. 2017. Practical options for cleaning biogas prior to on-farm use at piggeries. A thesis submitted for the degree of Master of Philosophy at The University of Queensland in School of Chemical Engineering.
- Soreanu, G; Béland, P; Falletta, K; Edmonson y Seto, P. 2008. “Laboratory Pilot Scale Study for H₂S Removal from Biogas in an Anoxic Biotrickling Filter.” *Water Science and Technology* **57** (2): 201–7.
- Tait, S. 2017. Final report prepared for the Cooperative Research Centre for High Integrity Australian Pork. National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), *Advanced Water Management Centre*, University of Queensland.

Tello, L; Vega, R. 2015. Metodologías para determinar la retención de humedad y la densidad del Compost. *Anales Científicos*. 76 (1): 186-192.

Varnero, M; Carú, M; Galleguillos, K; Achondo, P. 2012. “Tecnologías Disponibles Para La Purificación de Biogás Usado En La Generación Eléctrica.” *Informacion Tecnologica* **23** (2): 31–40.

Vergara, A; Lara, L; Alarcón, N. y Aroca, G. 2003. “Biofiltración de Aire Contaminado Con Hidrocarburos Volátiles.” XY Congreso de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental AIDIS, 2–3.

Vikrant, K; Tsang,D; Soo,S; Shekh,G;Sharan,R.2019. Biofiltration of hydrogen sulfide: Trends and challenges. Development & Use of Renewable Energy in Sewage Treatment. *Energy Procedia* 158: 502-508

Viquez, J. 2010. “Remoción Del Sulfuro de Hidrógeno (H₂S).” *Revista ECAG Informa*, no. 53: 16–21.

Villén, L. 2010. “Diseño de Un Biofiltro”.Escola Universitària d'Enginyeria Tècnica Industrial de Barcelona - España.

Yingwen, Ch; Wanga, Xi; Hea, Sh; Zhub, Sh; Shen. 2016. “The Performance of a Two-Layer Biotrickling Filter Filled with New Mixed Packing Materials for the Removal of H₂S from Air.” *Journal of Environmental Management* 165 (1): 11–16.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Módulo empleado para el trabajo de laboratorio



Anexo 2: Equipo usado para la medición del sulfuro de hidrógeno



Anexo 3: Medición de sulfuro de hidrógeno



Anexo 4: Colocando el biofiltro en la línea de obtención de biogás



Anexo 5: Análisis de la composición del biogás



Anexo 6: Compartiendo resultados de laboratorio en el X° Encuentro de la RedBioLAC-Fox de Iguazú



Anexo 7: Visita al Laboratorio de Biofiltración .Universidad Metropolitana de México- Diciembre 2018

investigación

Una de las áreas de desarrollo de la Ingeniería Biológica es el tratamiento biológico de corrientes gaseosas contaminadas. En el Departamento de Procesos y Tecnología de la UAM-Cuajimalpa se investiga la eliminación de compuestos reducidos de azufre como H_2S , CS_2 y mercaptanos. Se realizan estudios sobre poblaciones microbianas sulfoxidantes que trabajan bajo condiciones de pH extremo (alcalófilas o acidófilas) o con fisiología basada en la obtención de energía a partir de oxidación del hierro. Además se estudia la remoción biológica del H_2S presente en combustibles gaseosos (biogas, gas natural)





La biofiltración ofrece una alternativa efectiva y económica para el control del mal olor producido por compuestos reducidos de azufre provenientes de fuentes fijas (industrias, basureros, plantas de tratamiento de agua, etc.)

El grupo de investigación cuenta con amplia experiencia en el área mediante la obtención de patentes e implementación de sistemas a gran escala en procesos industriales de producción de celofán o rayón y en plantas de tratamiento de aguas.



Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Cuajimalpa

Av. Vasco de Quiroga 4871, Col. Santa Fe,
Cuajimalpa, México, D.F. 05248.
Torre III, Pisos 7 y 8
Tel. 5814 6500 ext. 3703

Coordinación Licenciatura Ingeniería Biológica
coordingbiol@correo.cua.uam.mx





Biofiltración


Dra. Marcía Morales Ibarria
Dr. Sergio Revah Moiseev
srevah@correo.cua.uam.mx



Anexo 8: Análisis del soporte compost al inicio del trabajo de investigación



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : CLARA FIGUEROA CORNEJO

PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LA MOLINA

MUESTRA DE : COMPOST

REFERENCIA : H.R. 62156



FECHA : 29/01/18

Nº LAB	CLAVES	pH	C.E. dS/m	M.O. %	N %	P ₂ O ₅ %	K ₂ O %
027	CEMTRAR - LA MOLINA	6.83	8.47	45.45	2.23	1.40	0.95

Nº LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %
027	CEMTRAR - LA MOLINA	6.15	1.19	49.72	0.34

Nº LAB	CLAVES	Cenizas %	Densidad g/cc
027	CEMTRAR - LA MOLINA	52.40	0.37

Anexo 9: Análisis Microbiológico al inicio del trabajo de investigación

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
 FACULTAD DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES

ANALISIS MICROBIOLÓGICO
 ACTIVIDAD MICROBIANA


SOLICITANTE: CLARA FIGUEROA CORNEJO
 MUESTRA DE: MATERIAS ORGANICAS
 PROCEDENCIA: LIMA
 REFERENCIA: H.R. 58189
 FECHA: 28/01/2018

Código de muestra	Código de campo	Humedad gravim (%)	Organismos mesófilos viables (UFC/g sustrato seco)			Respiración microbiana mg CO ₂ /g sustrato seco/día	Biomasa microbiana mg C/g sustrato seco
			Bacterias	Actinomicetos	Hongos		
58	COMPOST	37.19	1.33×10^8	3.0×10^6	1.87×10^5	0.45	1.07
59	HUMUS	59.35	6.33×10^7	2.30×10^5	1.83×10^5	0.66	0.55


UFC: Unidad formadora de colonia

Av. La Molina s/n Campus UNALM - Telf.: 614-7800 Anexo 222 Teléfono Directo: 349-5622 e-mail: lab.suelo@lamolina.edu.pe

Anexo 10: Análisis del compost al final del trabajo de investigación



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
 FACULTAD DE AGRONOMIA
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : CLARA FIGUEROA CORNEJO

PROCEDENCIA : LIMA/ LIMA/ LA MOLINA

MUESTRA DE : COMPOST


REFERENCIA : H.R. 63481


FECHA : 24/05/18

N° LAB	CLAVES	pH	C.E. dS/m	M.O. %	N %	P ₂ O ₅ %	K ₂ O %
448		6.02	9.20	33.78	1.72	1.35	0.72

N° LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %	Cenizas %
448		6.5	1.59	38.90	0.38	60.57

Anexo 11: Análisis microbiológico del compost al final del trabajo de investigación

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**
FACULTAD DE AGRONOMIA
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



ANALISIS MICROBIOLÓGICO
POBLACION MICROBIANA

SOLICITANTE : CLARA FIGUEROA CORNEJO

MUESTRA DE : COMPOST

PROCEDENCIA: LIMA/ LIMA/ LA MOLINA


REFERENCIA : H.R. 63480

BOLETA : 1579

FECHA : 04/06/2018

Código de muestra	Código de campo	Humedad gravim (%)	Organismos mesófilos totales (UFC/ g compost seco)		
			Bacterias	Actinomicetos	Hongos
M 066		73.41	4.5×10^5	2×10^4	27.33×10^3

UFC : Unidad formadora de colonia



Anexo 12: Análisis estadístico de resultados a nivel laboratorio, de las variables concentración, flujo, soporte y sus interacciones

	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	F	p-value
Concentración	21133.181	3	1156955.273	0.000
Flujo	717.927	1	117910.723	0.000
Soporte	0.011	2	0.936	0.397
Bloque	0.055	4	2.2493	0.072
Concentración: Flujo	7923.068	2	650633.351	0.000
Flujo: Soporte	0.004	2	0.288	0.751
Concentración: Soporte	0.076	4	3.104	0.020
Residual	0.438	72		

Tabla N°1 Análisis de Varianza, $\alpha = 0.05$

Análisis de resultados:

- Los factores **Concentración** y **Flujo** tienen efectos principales significativos, más no es el caso del factor **Soporte**.
- Existe interacción entre los factores **Concentración: Flujo** y **Concentración: Soporte**, pero no en el caso **Flujo: Soporte**

Tabla N°2 Comparación múltiple de medias (Tukey), $\alpha = 0.05$

Grupos		Diferencia promedio	p-value	Inferior	Superior	Significancia
C1	C2	49.073	0.001	35.723	62.423	*
C1	C3	66.561	0.001	53.212	79.911	*
C2	C3	17.489	0.0068	4.139	30.839	*
F1	F2	38.266	0.0203	6.769	69.763	*

- Con la prueba de Tukey sobre los factores **Concentración** y **Flujo** (Tabla N°2). Se encontraron diferencias significativas entre los 3 niveles de **Concentración**, siendo la mayor diferencia entre **C1** y **C3** (DP 66.561, $p < 0.05$), así como entre los 2 niveles de **Flujo** (DP 38.266, $p < 0.05$).

Anexo 13: Métodos de análisis – LASPAF

1. **Humedad.** Método gravimétrico: se pesa una muestra de aprox. 500 g de compost fresco y se lleva a estufa a 70 - 75 °C por 48 h, y se pesa nuevamente. La humedad se determina por la pérdida de peso de la muestra original (%). La materia seca se determina por el peso final con respecto a la muestra original. Posteriormente, el compost secado a estufa es molido en molino eléctrico y tamizado a malla de 1 mm, para los análisis posteriores.

2. **pH y CE.** Se pesa aprox. 100 g de compost seco en un vaso de precipitados y se satura con agua destilada hasta formar una pasta saturada de consistencia suelta. El pH y la CE, se determinan en la pasta mediante electrodos de inmersión, empleando un multiparámetro pH CE marca Consort C1020.

3. **Materia orgánica:** Una muestra de 5 g de compost seco es colocada en un crisol de porcelana previamente pesado, y llevada a estufa a 550 °C por ocho horas. Posteriormente el crisol es llevado a un desecador para enfriar y es vuelto a pesar. El contenido de materia orgánica (%) se calcula por la pérdida de peso de la muestra original.

4. **Cenizas:** El crisol anterior es llevado nuevamente a estufa a 850 °C por toda la noche. Luego es llevado a un desecador para enfriar y es vuelto a pesar. El contenido de cenizas (%) es calculado por el peso remanente en el crisol respecto a la muestra original (5 g).

5. **Nitrógeno:** Método de micro-Kjeldahl. Una muestra de 1.0 g de compost seco es colocada en un tubo de digestión, se agregan 3 ml de H₂SO₄ QP 98 por ciento de pureza y se lleva a digestión en undigestor marca Gerhardt por 3 h, hasta obtener un líquido claro. El tubo es llevado a un destilador micro-Kjeldahl donde es destilado en presencia de NaOH 4 N. El vapor liberado es recibido en solución de H₃BO₃ con indicador mixto morado (azul de bromotimol y rojo de metilo) hasta viraje de color verde claro. Posteriormente el H₃BO₃ es retrovalorado con HCl 0.1 N hasta que retorne a su color morado. El N es calculado a partir del gasto de HCl necesario para reaccionar con el amonio capturado en el H₃BO₃.

- El análisis de los demás elementos es realizado previa digestión vía húmeda en mezcla nitro-perclórica. 1.0 g de compost seco es llevado a un matraz y digerido con 10 ml de una mezcla de HNO₃ y HClO₄ 5:1, hasta obtener un extracto claro. Posteriormente el extracto es llevado a volumen de 50 ml con agua destilada. La mejor referencia es: Zasoski R.J., Burau R.G. 1977. A rapid nitric-perchloric acid digestion method for multi-element tissue analysis. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 8(5), 425-436.

6. El **P** es determinado por colorimetría. Una alícuota de 2.5 ml del extracto es reaccionada con el reactivo sulfomolibdico (H_2SO_4 , molibdato de amonio y bisulfito de sodio) hasta desarrollar color azul. Posteriormente la muestra es llevada a volumen de 25 ml y la absorbancia es determinada en un espectrómetro de luz visible Thermo Genesys. El contenido de P es calculado de acuerdo a la absorbancia de la muestra a 550 nm.

7. Contenido de **K, Ca, Mg y Na**: los cationes son determinados por espectrofotometría de absorción atómica en una alícuota de 1 ml del extracto, llevada a volumen de 10 ml con agua destilada. Empleamos un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer Analyst 200.

8. **Densidad**: Método de la probeta: se pesan 100 g de compost fresco y se colocan en una probeta graduada. Se compacta ligeramente mediante golpes suaves a la base de la probeta y se mide el volumen, Posteriormente se determina el peso seco de la muestra a partir del contenido de materia seca, se calcula la densidad aparente como la relación entre la masa sólida y el volumen ocupado por el compost.