

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesión de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

Título de Tesis

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

Por

Víctor Jeremías Cerrón Serpa

Asesor

Dr. Rodrigo Alfredo Matos Chamorro

Lima, diciembre 2016

Como citar

Estilo APA

Cerron S. (2016). Determinación de la eficiencia de un biofiltro para remover el sulfuro de hidrogeno (H₂S) contenido en el biogás, generado por un reactor anaerobio tipo UASB – Lima (Tesis de pregrado). Universidad Peruana Unión, Lima.

Estilo Vancouver

Cerron V. Determinación de la eficiencia de un biofiltro para remover el sulfuro de hidrogeno (H₂S) contenido en el biogás, generado por un reactor anaerobio tipo UASB – Lima (Tesis de pregrado). Lima: Universidad Peruana Unión, 2016

Presentación en Evento Científico

VI Congreso Nacional de Investigación (VI CONACIN) – UpeU, filial Juliaca 2016

Ficha catalográfica elaborada por el Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación (CRAI) de la UPeU

TIAm Cerrón Serpa, Víctor Jeremías
2 Determinación de la eficiencia de un biofiltro para remover el sulfuro de hidrogeno (H₂S)
C48 contenido en el biogás generado por un reactor anaerobio tipo UASB – Lima / Víctor Jeremías
2016 Cerrón Serpa. Asesor: Dr. Rodrigo Alfredo Matos Chamorro. -- Lima, 2016.
149 páginas: anexos, ecuaciones, figuras, tablas

Tesis (Licenciatura)--Universidad Peruana Unión. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. E.P. de Ingeniería de Ambiental, 2016.
Incluye bibliografía y resumen.
Campo del conocimiento: Ingeniería Ambiental.

1. Eficiencia de remoción. 2. Tiempo de residencia. 3. Ácido sulfhídrico.

CDD 615.907

DECLARACIÓN JURADA
DE AUTORÍA DEL INFORME DE TESIS

Rodrigo Alfredo Matos Chamorro, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado "REMOCION DE SULFURO DE HIDROGENO (H_2S) CONTENIDO EN EL BIOGAS, GENERADO POR UN REACTOR ANAEROBIO TIPO UASB - LIMA" constituye la memoria que presenta el Bachiller Víctor Jeremías Cerron Serpa para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente declaración en Lima, a los 9 días del mes de Febrero del año 2017.



Dr. R. Alfredo Matos Chamorro

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS



En Villa Unión, Ñaña, Lima, a los 28 días del mes de diciembre del año 2016., siendo las 9:00 a.m. se reunieron en el Salón de Grados y Títulos de la Universidad Peruana Unión, bajo la dirección del Señor Presidente del Jurado:

Prof. Iliana del Carmen Gutiérrez Rodríguez, y los demás miembros siguientes: Prof. Nilida Guiparo Cruz Huarcampa, Secretario, Msc. Natali Carbo Bustuzá, Lic. Sr. Javier Huerto López Gonzales, vocales; y Dr. Rodrigo Alfredo Quares Chauron, asesor, con el propósito de llevar a

cabo el acto público de la sustentación de tesis titulada: "Determinación de la eficiencia de un biorreactor para remover el sulfuro de hidrogeno (H₂S) contenido en el biogás, generado por un reactor anaerobio TIPO UASB - Lima"

Presentada por el/los Bachiller/es: Víctor Jeremías Cerón Serpa SEPPA

conducente a la obtención del Título Profesional de Ingeniero Químico.

El señor Presidente inició el acto académico, invitando al/los candidato/s hacer uso del tiempo requerido para su exposición. Concluida la exposición, el Presidente del Jurado invitó a los miembros del mismo a realizar las preguntas y cuestionamientos correspondientes, los cuales fueron absueltos por el (los) candidato(s). En seguida, el Jurado procedió a las deliberaciones respectivas, luego se registró en el acta el dictamen siguiente:

Bachiller: Víctor Jeremías Cerón Serpa Aprobado con (por) Exceleva (19)

con el mérito académico adicional de y

Bachiller: por

con el mérito académico adicional de

El Presidente del Jurado solicitó al/los candidato/s ponerse de pie. Luego el Secretario realizó la lectura del acta con el resultado final del acto académico, procediéndose inmediatamente a registrar las firmas respectivas.


Presidente


Secretario


Asesor


Vocal


Vocal


Vocal


Candidato


Candidato

**Dios maravilloso porque a través de la presente
Investigación fui testigo de su inmenso amor,
el cual me sostuvo y reconforto vez tras vez.**

A Dios sea la Gloria!

AGRADECIMIENTOS

A Jehová de los ejércitos “DIOS” porque por su palabra fueron hechas todas las cosas y por su palabra lo conocí, faltaron muchas cosas, habían demasiados percances y demore mucho más tiempo, pero Dios nunca me faltó. Los tiempos de Dios son perfectos, puso en el camino a las personas necesarias para ayudarme y conmovió los corazones apropiados para no desanimarme. Gracias a mi Dios y a esta tesis logre la “Confianza y dependencia en DIOS” y obtuve el título de Ingeniero Ambiental con mucho esfuerzo y sacrificio.

A mi grandiosa familia: mis amados padres (Jeremias Cerron Vílchez y Margot Serpa Prado), mis muy queridas tías (Margarita Cerron Vílchez y Rebeca Cerron Vílchez), mis hermanos (Joel, Hito, Aylin) todos ellos quienes mediante sus oraciones y palabras de ánimo nunca dejaron de confiar en mí, fueron siempre los más agradecidos con Dios ante cada solución que El brindaba. A la Lic. María Ana Cerron Vílchez porque fue la principal referente para decidir en optar por la titulación por tesis de investigación. A mi tío Salomón Cerron Vílchez y su esposa Redina Damián, quienes me hicieron parte de su hogar, siendo instrumentos de Dios para proveer siempre el alimento material.

A mi asesor el Doctor Alfredo Matos Chamorro por ser quien afirmo en mí durante su etapa de docente el querer asumir el reto de realizar esta investigación, agradecido con él por su disposición para responder a mis dudas y dificultades, dando siempre acertadas correcciones. Gracias a su paciencia y comprensión.

Agradecer a mi Universidad: La Universidad Peruana Unión “UPeU”, porque me enseñó y me dio las primeras pautas para conocer a Dios. A la Facultad de Ingeniería y Arquitectura: al Doctor Sócrates Quispe y a la Magister Natalí Carbo, los cuales promovieron y permitieron la compra y préstamos de los equipos de laboratorio empleados en la investigación. A la Magister Iliana del Carmen Gutiérrez Rodríguez (Directora de Escuela de Ingeniería Ambiental) y a la Magister Milda Amparo Cruz Huaranga (Directora de Investigación de la Escuela de Ingeniería y Arquitectura) por su disposición y completo apoyo durante la última etapa sustentación.

Agradecer al Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas y Residuos Peligrosos (CITRAR- FIA) de la Universidad Nacional de Ingeniería. Centro de Investigación dirigida por la Ingeniería Rosa Yaya y el Operador de planta (CITRAR – FIA – UNI) Bach Ing. Yon Cecilio quienes en el año 2013 me dieron la oportunidad de formar parte del equipo de brigadistas investigadores, además, permitieron que la presente investigación fuera desarrollada en sus instalaciones.

Al Doctor Aldo Muñoz por su apoyo inicial en el planteamiento del proyecto de investigación.
Al Bach. Ing. Javier Echevarría por permitir la continuidad de la investigación en las instalaciones del centro.

A los investigadores Katya Salcedo, Lucy Chumpitaz, José Vidal, Santiago de Guevara y Luis Huamani, quienes con sus experiencias compartidas incrementaron mis conocimientos. A los Señores Manuel y Ramsés, quienes brindaron su apoyo para la implementación del biofiltro en todas sus etapas (diseño, construcción e implementación) y sus aportes en cuanto a soluciones prácticas.

A los pioneros de investigaciones cuantitativas de la E.A.P. de Ingeniería Ambiental, Ing. Gabriel Hoyos, Ing. Daniel Armas e Ing. Japsen Valeriano, quienes fueron una gran inspiración para asumir el reto de realizar una tesis experimental y no rendirme hasta lograr el objetivo. Gracias a mis amigos y amigas, quienes reanimaban, y gracias a los que tampoco confiaban, porque su desconfianza me llevaba a buscar refugio en mi sustentador (DIOS).

INDICE GENERAL

	Pág.
RESUMEN _____	xx
ABSTRACT _____	xxi
CAPITULO I _____	22
INTRODUCCION _____	22
CAPITULO II _____	25
REVISIÓN DE LITERATURA _____	25
II.1. Características de las aguas residuales _____	25
II.2. Procesos de tratamiento anaerobios de las aguas residuales _____	27
II.3. Biogás _____	33
II.4. Métodos de determinación de olores _____	41
II.5. Tecnologías de tratamiento de olores _____	45
III.6. Dimensionamiento del biofiltro y parámetros de operación _____	56
III.7. Antecedentes _____	59
CAPITULO III _____	66
MATERIALES Y MÉTODOS _____	66
III.1. Lugar de ejecución _____	66
III.2. Materiales e Insumos _____	66
III.3. Variables de estudio _____	69
III.4. Procedimientos _____	69
CAPITULO IV _____	77
RESULTADOS Y DISCUSIONES _____	77
IV.1. Volumen de biogás _____	77
IV.2. Determinando la concentración de ácido sulfhídrico. _____	79
IV.3. Diseño del biofiltro _____	79
IV.4. Determinación de la eficiencia de un biofiltro en la remoción del ácido sulfhídrico (H ₂ S). _____	81
IV.5. Análisis estadístico _____	92
CAPITULO V _____	97
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES _____	97
V.1. Conclusiones _____	97
V.2. Recomendaciones _____	98
REFERENCIAS _____	99

INDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 - Composición típica del agua residual domestica	25
Tabla 2 - Características del agua residual afluyente a CITRAR	26
Tabla 3 - Composición de las aguas residuales industriales que vierten compuestos de Azufre	26
Tabla 4 - Procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales y biosólidos	28
Tabla 5 - Microorganismos representativos por cada fase del proceso de digestión Anaerobia	30
Tabla 6 - Principales características entre dominios <i>archaea</i> y <i>bacteria</i>	32
Tabla 7 - Características de las <i>arqueas</i> metanogénicas principales	32
Tabla 8 - Composición del biogás	34
Tabla 9 - Características de los principales compuestos odorizantes en las plantas de Tratamiento de aguas residuales	35
Tabla 10 - Efectos sobre la salud producidos por compuestos azufrados	36
Tabla 11 - Efectos sobre la salud producidos por compuestos nitrogenados	37
Tabla 12 - Efectos sobre la salud producidos por compuestos ácidos	37
Tabla 13 - Efectos sobre la salud producidos por aldehídos y cetonas	38
Tabla 14 - Efectos sobre la salud producidos por alcoholes y fenoles	38
Tabla 15 - Propiedades fisicoquímicas más importantes del ácido sulfhídrico	39
Tabla 16 - Efectos a distintas concentraciones de sulfuro de hidrogeno H ₂ S	40
Tabla 17 - Características de los medios filtrantes, cualidades y aspectos más importantes y las características específicas de cada medio	51
Tabla 18 - Parámetros de compost estable	52
Tabla 19 - Variaciones de un tratamiento biológico, ventajas y desventajas	53
Tabla 20 - Cálculos a realizar para diseñar adecuadamente un sistema de biofiltracion	57
Tabla 21 - Variables que influyen en la eficiencia de remoción, necesarias que se deben considerar durante la operación del biofiltro	58

	Pág.
Tabla 22 - Planta de tratamiento de aguas residuales Mogden	59
Tabla 23 - Condiciones de operación del biofiltro	61
Tabla 24 - Materiales y equipos empleados para la determinación de caudal de biogás, Producido por el reactor anaerobio tipo UASB	68
Tabla 25 - Materiales y equipos empleados para la determinación de la concentración De sulfuro de hidrogeno, implementación del biofiltro y evaluación de la eficiencia de Remoción	68
Tabla 26 - Cálculos empleados en el diseño del biofiltro	72
Tabla 27 - Características del compost para la experimentación	72
Tabla 28 - Codificación de los niveles a emplear en el diseño	76
Tabla 29 - Distribución de los ensayos	76
Tabla 30 - Parámetros empleados para determinar la producción volumétrica de biogás	77
Tabla 31 - Caudal de biogás teórico y empírico	78
Tabla 32 - Concentración de sulfatos en las aguas residuales municipales y en Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR)	79
Tabla 33 - Dimensiones del material de acrílico y el biofiltro	80
Tabla 34 - Puesta en marcha – Datos experimentales	81
Tabla 35 - Experimentos de la remoción de H ₂ S del biogás producido por un reactor UASB – Diseño factorial 3 ² + 4 puntos centrales	83
Tabla 36 - Resultados de la eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico a través de un Proceso bilógicos de tratamiento (Biofiltracion)	92
Tabla 37 - Verificación del ajuste de los modelos	93
Tabla 38 - Análisis de varianza (ANOVA)	94
Tabla 39 - descripción de las unidades de tratamiento con las que cuenta el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos	107
Tabla 40 - Sub producto del proceso anaerobio de tratamiento (biogás) y destino final Del agua depurada por los procesos de tratamiento	109
Tabla 41 - Caudal promedio de ingreso diario a la planta de tratamiento de CITRAR	110
Tabla 42 - Caracterización del agua residual / afluente a la planta de tratamiento de CITRAR	110

	Pág.
Tabla 43 - Caudal de biogás colectado recolectado del reactor anaerobio tipo UASB – Primera semana de monitoreo	113
Tabla 44 - Caudal de biogás colectado recolectado del reactor anaerobio tipo UASB – Segunda semana de monitoreo	113
Tabla 45 - Concentración de ácido sulfhídrico (H ₂ S) contenido en el biogás	120
Tabla 46 - Frecuencia de Monitoreo	123
Tabla 47 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°1	124
Tabla 48 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°2	125
Tabla 49 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°3	126
Tabla 50 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°4	127
Tabla 51 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°5	128
Tabla 52 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°6	129
Tabla 53 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°7	130
Tabla 54 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°8	131
Tabla 55 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°9	132
Tabla 56 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°10	133
Tabla 57 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°11	134
Tabla 58 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°12	135
Tabla 59 - Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°13	136
Tabla 60 - pH determinado a lo largo de la experimentación	146

INDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 - Representación esquemática de un reactor de mantos de lodos -UASB	29
Figura 2 - Cromatografía de gases y espectrómetro de masas (GC - MS) acoplado a un equipo de desorción térmica	42
Figura 3 - Panel de expertos, determinación de la concentración de olor por olfatometría	44
Figura 4 - Tecnología de tratamiento	45
Figura 5 - Rango de concentración y caudal en que opera eficientemente cada proceso	46
Figura 6 - Etapas del tratamiento gaseoso por absorción	47
Figura 7 - Precipitación de azufre a través de la adición de sales minerales	48
Figura 8 - Distribución del H ₂ S en agua a una temperatura de 25°C	49
Figura 9 - Sistema de biofiltración de lecho fijo con humidificador	54
Figura 10 - Biolavador de 2 fases, humidificador y con oxidación biológica	55
Figura 11 - Biofiltro de escurrimiento	56
Figura 12 - Desempeño global de un biofiltro tratando H ₂ S durante una operación de 150 días, eficiencia de remoción, entrada y salida de las concentraciones	60
Figura 13 - Eficiencia de remoción de un biofiltro en función a la concentración inicial de H ₂ S, a diferentes velocidades de la corriente (■) 0.030 m ³ /h; (o) 0.070 m ³ /h; (▲) 0.140 m ³ /h	63
Figura 14 - Antes y después de las mejoras	69
Figura 15 - Antes y después de las mejoras	69
Figura 16 - Bolsa de aluminio para el almacenamiento de biogás	70
Figura 17 - Adaptación del tanque Mariotte	70
Figura 18 - Diagrama de flujo para la determinación del caudal de biogás	70
Figura 19 - Detector monogás Tango TX1 doble sensor, rango de detección de 0 a 200 ppm	71
Figura 20 - Detector monogás Tango TX1 doble sensor, rango de detección de 0 a 200 ppm	71
Figura 21 - Diagrama de flujo para la determinación de la concentración de H ₂ S	71
Figura 22 - Diagrama de flujo para el diseño del biofiltro	72

	Pág.
Figura 23 - Válvula de control y punto de captación de oxígeno atmosférico	73
Figura 24 - Bomba de succión e impulsión	73
Figura 25 - Rotámetro, control de caudal de ingreso de biogás	73
Figura 26 - Rotámetro, control de caudal de ingreso de biogás	73
Figura 27 - Diagrama de flujo para la evaluación de la eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	74
Figura 28 - Tapa de sellado, ubicada en la parte superior de la campana de gases	78
Figura 29 - Biofiltro, después de la adaptación	80
Figura 30 - Pérdida de compost por fraccionamiento	82
Figura 31 - Capa biológica desarrollada sobre el medio filtrante	84
Figura 32 - Capa biológica desarrollada sobre el medio filtrante	84
Figura 33 - Microorganismos desarrollados sobre la canaleta de recolección agua tratada por el reactor UASB	84
Figura 34 - Desperfecto presentado durante la operación de la bomba de impulsión	86
Figura 35 - Válvula instalada para reducir la sobrepresión de la electrobomba	87
Figura 36 - Mangueras de conducción	91
Figura 37 - Diferencias entre las interacciones de las variables independientes sobre la Variable dependiente	95
Figura 38 - Diagrama de contorno de la eficiencia de remoción	96
Figura 39 - Tanque Mariotte con una solución al 15% de NaOH para medir metano	105
Figura 40 - Bolsa de aluminio	111
Figura 41 - Tanque Mariotte	111
Figura 42 - Bolsa de aluminio siendo llenada de biogás	112
Figura 43 - Bolsa de aluminio conectada al tanque Mariotte	112
Figura 44 - Orificio ubicado en la parte inferior del material de acrílico	114
Figura 45 - Vista lateral del material de acrílico	114
Figura 46 - Válvulas instaladas para el inicio de las experimentaciones	115
Figura 47 - Válvulas instaladas para el inicio de las experimentaciones	115
Figura 48 - Rociador acondicionado	115

	Pág.
Figura 49 - Rociador acondicionado	115
Figura 50 - Señor Manuel y Ramsés preparando el soporte de madera	116
Figura 51 - Soporte de madera listo	116
Figura 52 - Rotámetro desde distintas vistas (0.2 – 4 L/m de aire)	117
Figura 53 - Rotámetro desde distintas vistas (0.2 – 4 L/m de aire)	117
Figura 54 - Rotámetro desde distintas vistas (0.2 – 4 L/m de aire)	117
Figura 55 - Biofiltro instalado (válvulas, rotámetro, soporte de madera)	117
Figura 56 - Biofiltro listo para operar	118
Figura 57 - Investigador verificando las válvulas de conducción	118
Figura 58 - Reactor Anaerobio tipo UASB, CITRAR – UNI – FIA	119
Figura 59 - Válvulas de salidas, punto de monitoreo	119
Figura 60 - Punto de monitoreo - afluente de biogás hacia el biofiltro	121
Figura 61 - Punto de monitoreo - efluente del biofiltro	121
Figura 62 - Determinando la porosidad del compost	122
Figura 63 - Desarrollo experimental del ensayo N°1	137
Figura 64 - Desarrollo experimental del ensayo N°2	137
Figura 65 - Desarrollo experimental del ensayo N°3	138
Figura 66 - Desarrollo experimental del ensayo N°4	138
Figura 67 - Desarrollo experimental del ensayo N°5	139
Figura 68 - Desarrollo experimental del ensayo N°6	139
Figura 69 - Desarrollo experimental del ensayo N°7	140
Figura 70 - Desarrollo experimental del ensayo N°8	140
Figura 71 - Desarrollo experimental del ensayo N°9	141
Figura 72 - Desarrollo experimental del ensayo N°10	141
Figura 73 - Desarrollo experimental del ensayo N°11	142
Figura 74 - Desarrollo experimental del ensayo N°12	142
Figura 75 - Desarrollo experimental del ensayo N°13	143
Figura 76 - Compost siendo homogenizado	144

	Pág.
Figura 77 - Compost extraído para su determinación de pH	144
Figura 78 - Cinco gramos de compost para la determinación de pH	144
Figura 79 - Probeta con 45 mL de agua destilada	144
Figura 80 - Compost disuelto en agua destilada	145
Figura 81 - Determinando el pH para su posterior registró	145
Figura 82 - Determinando el pH para su posterior registró	145
Figura 83 - Variación de pH a los largo de la experimentación	146
Figura 84 - Biofiltro desinstalado	147
Figura 85 - Compost listo para ser homogenizado	147
Figura 86 - Rociador empleado para humectar el medio filtrante	147
Figura 87 - Material de acrílico siendo secado	148
Figura 88 - Protocolo de análisis de compost antes de experimentación	149
Figura 89 - Protocolo de análisis de compost después de experimentación	149

INDICE DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1 – Método de medición de biogás por desplazamiento de líquidos	105
Anexo 2 – Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos – Universidad Nacional de Ingeniería (CITRAR – FIA - UNI)	106
Anexo 3 – Datos relevantes para el desarrollo de la experimentación	110
Anexo 4 – Procedimiento de determinación experimental del caudal de biogás	111
Anexo 5 – Instalación del biofiltro	114
Anexo 6 – Procedimiento de determinación experimental de la concentración de ácido sulfhídrico (H ₂ S), contenido en el biogás	119
Anexo 7 – Determinación de la porosidad (método de imbibición)	122
Anexo 8 – Plan de monitoreo y resultados experimentales	123
Anexo 9 – Determinación de pH	144
Anexo 10 – Actividades de operación y mantenimiento del biofiltro	147
Anexo 11 – Resultados de los análisis de compost	149

INDICE DE ECUACIONES

	Pág.
Ecuacion 1 - Reacción de reducción de materia orgánica en las aguas residuales.	27
Ecuacion 2 - Reacción de reducción del dióxido de carbono en metano.	27
Ecuacion 3 - Reacción de acetato de plomo con sulfuro de hidrogeno	43
Ecuacion 4 - Carga de demanda química de oxigeno convertida en metano	66
Ecuacion 5 - Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor	67
Ecuacion 6 - Producción volumétrica de metano	67
Ecuacion 7 – Eficiencia de remoción	74
Ecuacion 8 – Tiempo de residencia real	75
Ecuacion 9 – Modelo estadístico obtenido (Diseño factorial 3 ²)	93
Ecuacion 10 – Caudal de biogás producido por el reactor	112
Ecuacion 11 – Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno	120
Ecuacion 12 – Determinación de la porosidad	122

GLOSARIO DE TERMINOS

Absorbente: Que atrae o retiene líquidos

Adaptación (puesta en marcha): Modificaciones que sufren los organismos ante la influencia de condiciones adversas.

Aerobio: Proceso bioquímico o condición ambiental que sucede en presencia de oxígeno.

Anaerobio: Proceso bioquímico o condición ambiental que se sucede en ausencia de oxígeno.

Antagonismo: Enfrentamiento o enemistad entre dos o más personas que aspiran a lograr una misma cosa.

Biogás: Conjunto de gases provenientes de la digestión anaerobia de residuos orgánicos, compuesto por metano, dióxido de carbono y otros gases de elevado poder calorífico.

Biomasa: Es el peso vivo o el peso total de la materia viva en una superficie o área determinada, se expresa en unidades de peso/superficie.

Cepas: De calidad u origen reconocidos por buenos

Compost: Abono orgánico rico y oscuro, producto de la des-composición de desechos, que posee un contenido balanceado de nutrientes, microorganismos y minerales.

Control Biológico: Eliminación de plagas mediante el uso de organismos vivos, tales como parásitos, depredadores, bacterias y virus.

Cromatógrafo: Método físico de separación para la caracterización de mezclas complejas, la cual tiene aplicación en todas las ramas de la ciencia. Es un conjunto de técnicas basadas en el principio de retención selectiva, cuyo objetivo es separar los distintos componentes de una mezcla, permitiendo identificar y determinar las cantidades de dichos componentes

Demanda bioquímica de oxígeno: Medida indirecta de la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos durante la degradación biológica de la materia orgánica.

Demanda química de oxígeno: Medida indirecta de la cantidad de oxígeno necesaria para estabilizar un residual.

Desorción: Lo contrario a la adsorción; la eliminación de materia desde un medio adsorbente, usualmente para recuperar material.

Efluente: Producto de desecho de un proceso gaseoso, líquido o sólido que es descargado al ambiente. Estos desechos pueden haber sido tratados o no.

Emisión: Descarga directa o indirecta de energía, o de sustancias o materiales en cualesquiera de sus estados físicos.

Exoenzimas: enzima cuya acción se desarrolla fuera de la célula que la produce.

Gas de efecto invernadero: Gases como el CO₂ o metano que se encuentran en la troposfera y que actúan como un techo que controla el ritmo de escape del calor de sol, desde la superficie terrestre.

Inoculación: Introducción de un microorganismo patológico en un medio de cultivo o en un organismo vivo.

Materia orgánica: Sustancia constituyente o procedente de los seres vivos.

Mesofilicos: aquel que tiene una temperatura óptima de crecimiento de entre 15 y 35 °C.

Nutriente: Sustancia que contiene alimento. Se emplea sobre todo en relación con los elementos del suelo y el agua que las plantas y animales toman.

Odorizantes: Compuesto químico volátil, de olor característico, que introducido en un gas combustible actúa de indicador de posibles fugas

Olor al agua residual: Es una característica física que se debe generalmente a la presencia de sustancias inorgánicas y/u orgánicas en suspensión o disolución, que poseen olor en sí mismas o de sustancias que pueden generar emisiones de gases, y/o a organismos microscópicos. Es causa de rechazo y de sospecha de contaminación.

Oxidación: Proceso natural de descomposición de minerales a través de reacciones químicas en presencia de oxígeno.

pH: Es una medida de la concentración del ión hidrógeno en el agua. Se expresa la concentración de este ión como pH, y se define como el logaritmo decimal cambiado de signo de la concentración de ión hidrógeno.

Prevención: Preparación y disposición que se hace anticipadamente para evitar un riesgo o ejecutar una cosa.

Reactor: Recipiente donde se realiza una reacción.

Sinergismo: Acción resultante de la asociación simultánea de dos o más sustancias químicas que produce un efecto mayor por la combinación de sus agentes que por separado.

Sostenible: Uso de la biosfera por las generaciones actuales, al tiempo que se mantienen sus rendimientos potenciales para las generaciones futuras.

Tecnología Limpia: Método de producción que al combinar la obtención de un alto rendimiento y el uso múltiple de la materia prima, con la conservación de la energía, evita la contaminación y trata de minimizar la generación de residuos

VOC: Sigla en inglés de compuesto orgánico volátil. Se refiere a todo aquél compuesto orgánico presente en la atmósfera en fase de vapor o como partícula. Pueden ser desde un hidrocarburo simple, hasta algún tipo de compuesto halogenado.

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue la de determinar la eficiencia de un biofiltro para remover ácido sulfhídrico (H_2S) contenidos en el biogás, generado por un reactor anaerobio tipo UASB para lo cual se evaluó el efecto de dos factores: Concentración de ácido sulfhídrico (41 – 90 ppm, 91 – 140 ppm y 141 – 190 ppm) y el tiempo de residencia (10.80 s, 27 s, 43.20 s) en relación a la eficiencia de remoción (%). El diseño experimental utilizado fue el diseño factorial 3^2 más cuatro puntos centrales. El factor más significativo fue el tiempo de residencia ($p=0.021943$) y la mayor eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico obtenida fue de 100% al operar el biofiltro a un mayor tiempo de residencia (43.20 s), además, se determinó que la concentración de sulfuro de hidrogeno no tuvo efecto significativo sobre la eficiencia de remoción.

Palabras Clave: Eficiencia de remoción, tiempo de residencia, ácido sulfhídrico, concentración de H_2S , biogás.

ABSTRACT

The aim of this research was to determine the efficiency of a biofilter to remove sulfuric acid (H₂S) contained in the biogas, generated by an anaerobic reactor type UASB. The experimental design used was the factorial design 3² plus four central points, the factors studied are the Concentration of hydrogen sulphide (41 - 90 ppm, 91 - 140 ppm and 141 - 190 ppm) and residence time (10.80 s, 27 s, 43.20 s). In relation to removal efficiency (%), the most significant factor was residence time (p = 0.021943) and the highest removal efficiency of hydrogen sulfide obtained was 100% by operating the biofilter at a longer residence time (43.20 S), in addition, it was determined that the concentration of hydrogen sulphide had no significant effect on the removal efficiency.

Keywords: Removal efficiency, residence time, hydrogen sulfide, H₂S concentration, biogas.

CAPITULO I

INTRODUCCION

Las aguas residuales domésticas por su contenido (alta carga orgánica, microorganismos patógenos, detergentes, restos de grasa, aceites, abonos y otros) y debido a su diversa utilización (municipal, industrial, agropecuario, etc.), tiene un gran potencial de generar fenómenos dañinos muy variables, con severas modificaciones en la calidad de los cuerpos líquidos donde serán destinados (Vizcarra, 2008).

Este tipo de aguas está constituidas por proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%) grasas y aceites (10%), los cuales sufren un proceso transformación por la acción de enzimas (proteasas, amilasas, lipasas, etc.) e hidrólisis, obteniéndose aminoácidos, péptidos, azúcares, etc. Dichos compuestos son la materia prima de los subproductos obtenidos a condiciones anaerobias de tratamiento (sulfuro de hidrógeno, aminas, mercaptanos, indol, escatol, etc.) (Romero, 2010).

El tratamiento anaerobio de aguas residuales, se presenta como una alternativa muy atractiva por su bajo consumo de energía y sus bajos requerimientos de nutrientes. El tratamiento anaerobio produce biogás, compuesto principalmente por metano (CH_4) el cual es generado por la acción (intercambio de electrones) de bacterias metanogénicas (*Methanococcus sp.*, *Methanosarcina barkeri*) (Chernicharo, 2013).

El proceso anaerobio no solo produce metano (generador de energía), pero, si la concentración de sulfato es elevada se produce ácido sulfhídrico, las bacterias sulfato reductoras (*Desulfovibrio sp.*) se desarrollan a partir de la reacción endógena de cisteína y homocisteína, las cuales dan como productos compuestos orgánicos volátiles sulfurados tales como el sulfuro de hidrógeno (H_2S) gas ofensivo por su olor desagradable (Chernicharo, 2013; Metcalf y Eddy, 1995).

La generación de olores es uno de los principales problemas relacionados con el rechazo de la población hacia la instalación de las plantas de tratamiento. El H_2S mezclado con CH_4 y CO_2 es corrosivo y muy tóxico (Morgan et al., 2010; Romero, 2010).

El sulfuro de hidrogeno (H_2S) reacciona con las enzimas contenidas en la sangra humana, continuas exposiciones a concentraciones bajas (15 -50 ppm) pueden causar irritación de la mucosa, dolores de la cabeza, confusión y nauseas. Exposiciones a concentraciones elevadas (200 y 300 ppm) puede resultar en coma y exposiciones por más de 30 minutos a 700 ppm causarían la muerte (MSDS 1996; Syed et al., 2006). Estos efectos se pueden manifestar.

Sobre toda persona o población expuesta a estas emisiones. El centro de investigación en tratamiento de aguas residuales y residuos peligrosos (CITRAR –FIA - UNI), provee un tratamiento primario a las aguas residuales, conformado por un proceso de tratamiento anaerobio de tipo UASB o RAFA (reactor anaerobio de flujo ascendente), proceso de tratamiento que brinda resultados óptimos de remoción (superior al 90%), no obstante, se generan problemas de olores debido a la producción del biogás con impurezas (sulfuro de hidrógeno, mercaptano, etc.). El biogás es quemado a fin de oxidar el metano el cual es cerca de 21 veces más contaminante que el monóxido de carbono (gas de efecto invernadero), sin embargo, la quema del biogás representa un mayor riesgo para la salud, ya que, el sulfuro de hidrógeno (H_2S) contenido en el biogás al ser oxidado por combustión forma óxidos de azufre los cuales son agravantes de enfermedades respiratorias tales como el asma, bronquitis crónica y enfisemas pulmonares (Romero, 2010; Seoanez, 2002).

Los efectos negativos de la contaminación por olores también afectan el aspecto económico, ya que, los olores desagradables son percibidos causando descontento sobre los pobladores, reduciendo las actividades recreativas y el turismo en zonas aledañas, más aun, la intensidad de los olores dan la impresión de sobrecarga y de mal funcionamiento de la planta de tratamiento, por ello, a fin de revalorar los procesos de tratamiento anaerobios de las aguas residuales se hace necesario la implementación de un tratamiento adecuado para la remoción del principal contaminante odorífero (H_2S) (Parker, 1983; Ramírez, 2007).

El Perú es un país el cual en materia de calidad de aire, está ajustándose a los estándares mundiales y a medida que se van actualizando, los controles vienen siendo más radicales. A esto se añade las condiciones laborales seguras más exigentes que también se están implementando a nivel nacional. Gracias a esta investigación se aportarán nuevos conocimientos sobre la purificación de las emisiones gaseosas específicamente de aquellas causantes de olores.

Toda actividad humana genera impactos positivos o negativos, en este caso el tratamiento anaerobio de las aguas residuales brinda resultados excelentes en cuanto a la remoción de materia orgánica biodegradable, sin embargo, es un proceso generador de compuestos odoríferos y dentro de ellos el principal es el sulfuro de hidrogeno (H_2S), compuesto necesario para remover por considerarse riesgoso para la salud, estos contaminantes odoríferos generan un rechazo hacia las instalaciones de tratamiento (plantas de tratamiento anaerobias).

Una vez que se determine la eficiencia del biofiltro para remover el sulfuro de hidrógeno, los resultados permitirán revalorar esta tecnología biológica, a su vez, se promoverá la aceptabilidad de los procesos anaerobios en tratamiento de aguas (reactor UASB), dado que, la toxicidad del sulfuro de hidrógeno no será más un limitante.

En el Centro de Investigación en Tratamiento de aguas residuales y residuos peligrosos (CITRAR –FIA - UNI) la alta eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno (principal compuesto odorífero) representara un beneficio para todo el personal (operadores, investigadores y visitas), ya que, las concentraciones de sulfuro de hidrógeno en el ambiente circundante serán reducidas, además, se evitara quemar el biogás, generando subproductos tóxicos como los óxidos de azufre (agravantes de enfermedades respiratorias) (Chernicharo, 2013; Seoanez, 2002).

El tratamiento del biogás permitirá remover el sulfuro de hidrógeno (gas considerado como impureza), purificando el biogás su poder calorífico se elevara, y será pertinente la evaluación de la posibilidad de aprovecharla como energía, habría que decir también, el biogás con impurezas representa un riesgo de producir daños internos de corrosión de los equipos (Rittmann y McCarty, 2001; Pasquali, 2004).

Las técnicas fisicoquímicas para el tratamiento de gases requieren mayores costos de inversión y de operación que las técnicas de tratamiento biológicas como la biofiltración, dado que, el medio filtrante está compuesto por material orgánico diverso de fácil adquisición favoreciendo la reducción de los costos.

El tratamiento de los compuestos generadores de olores ofensivos por métodos biológicos (biofiltración) permite la transformación de los contaminantes en sustancias no peligrosas, sin acumulación de subproductos o desechos de difícil manejo (Jiménez y Camargo, 2009; Van Groenestijn y Hesselink, 1993).

La presente investigación tuvo el objetivo general de determinar la eficiencia de un biofiltro para remover el ácido sulfhídrico contenido en el biogás generado por un reactor anaerobio tipo UASB – Lima, es decir se diseñó e implemento un biofiltro como técnica biológica de tratamiento de remoción, para lo cual se plantearon los objetivos específicos de determinar el caudal de biogás generado por el reactor anaerobio tipo UASB, además, se requirió determinar la concentración de ácido (H_2S) sulfhídrico, objetivos que permitieron el diseñar efectivamente el biofiltro para remover el ácido sulfhídrico (H_2S) generado por el reactor anaerobio tipo UASB.

CAPITULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

II.1. Características de las aguas residuales

La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición apropiada de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas (Romero, 2010).

El conocimiento de la naturaleza del agua residual es fundamental para el proyecto y diseño de las infraestructuras de recogida, tratamiento, evacuación y gestión ambiental. La composición típica del agua residual bruta es visualizada en la tabla 1, sin embargo, por la tabla 2 se reconoce que estas concentraciones distan de las estandarizadas, estas aguas residuales provienen de 2 centros poblados El Ángel y El Milagro las cuales se desarrollan en condiciones variadas (Ramírez M, 2007).

Tabla 1 – Composición típica del agua residual doméstica

Contaminantes	Unidades	Débil	Media	Fuerte
Solidos Totales (ST)	mg/L	350	720	1200
Disueltos Totales (SDT)	mg/L	250	500	850
• Fijos	mg/L	145	300	525
• Volátiles	mg/L	105	200	325
Solidos Suspendidos (SS)	mg/L	100	220	350
• Fijos	mg/L	20	65	75
• Volátiles	mg/L	80	165	275
Solidos Sedimentables	mg/L	5	10	20
Demanda Bioquímica de Oxígeno; 5 días, 20°C	mg/L	110	220	400
Carbono Orgánico Total (COT)	mg/L	80	160	290
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	250	500	1000
Nitrógeno (Total en forma de N)	mg/L	20	40	85
Orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniac libre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fosforo (Total en forma de P)	mg/L	4	8	15
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfatos	mg/L	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coliformes Totales	Nº/ 100 mL	10 ⁶ – 10 ⁷	10 ⁷ – 10 ⁸	10 ⁷ – 10 ⁹
Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)	µg/L	<100	100 – 400	>400

Fuente: Metcalf y Eddy (1995)

Tabla 2 – Característica del agua residual afluyente al Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR)

Parámetro	Unidad	Captación	Entrada UASB	Salida UASB
DQO	mg/L	572	413	277
pH	mg/L	6.78	7.12	6.88
Solidos Suspendidos	mg/L	244	212	90
Solidos Sedimentables	mg/L/h	2.5	2	0.4
Solidos Volátiles	mg/L	138	110	32
Sulfatos	mg/L SO ₄	198	186	184
DBO ₅	mg/L	249	173	116

Fuente: CITRAR (2013)

Las plantas de tratamiento de aguas residuales son altamente propensas a recibir afluentes con alta concentraciones de compuestos orgánicos o inorgánicos que incrementan los riesgos de sobrecargar la planta, principalmente efluentes de origen industrial que producirán problemas de operación (González, 2006).

Las principales industrias que vierten elevadas concentración de sulfatos al sistema de alcantarillado son las que se muestran en la tabla 3. Los procesos anaerobios de tratamiento producen olores debido a las condiciones en las que degrada la materia orgánica (Romero, 2010).

Tabla 3– Composición de las aguas residuales industrias que vierten compuestos de azufre

Industria	Compuestos
Fertilizante de Nitrógeno	Amoniaco, Cloruros, Cromo, solidos disueltos, nitratos, sulfatos, solidos suspendidos, nitrógeno orgánico, zinc.
Química Orgánica	Acidez, alcalinidad, solidos totales, solidos suspendidos, solidos disueltos, cloruros, sulfatos.
Petróleo	Amoniaco, DBO, DQO, cromo, grasas y aceites, fenoles, pH, sulfuros, solidos suspendidos, temperatura, solidos disueltos.
Pulpa y Papel	DQO, DBO, pH, solidos suspendidos y disueltos, coliformes, color, metales pesados, turbiedad, amoniaco, grasas y aceites, fenoles, sulfitos.
Acero	Grasas y aceites, pH, cloruros, sulfatos, amoniaco, cianuros, fenoles, solidos suspendidos, hierro, cromo, zinc, temperatura.
Textil	DBO, DQO, pH, solidos suspendidos y disueltos, cromo, fenoles, sulfuros, alcalinidad, color, grasas y aceites, metales pesados.

Fuente: Romero (2010).

II.2. Procesos de tratamiento anaerobios de las aguas residuales

Los procesos de tratamiento anaerobios (Tabla 4) son empleados para tratar aguas con gran contenido en materia orgánica (DBO muy alta; > 1000 mg/L), tales como aguas provenientes de fábricas de fibras, celulosa, alimento o leche. La degradación anaerobia se lleva a cabo en grandes tanques cerrados y requiere la cooperación de muchos tipos diferentes de microorganismos que metabolizan la materia orgánica (Madigan et al., 2009).

A través de la acción de los microorganismos anaerobios residentes, los componentes macromoleculares son primero digeridos por polisacaridas, proteasas y lipasas produciendo compuestos solubles. Estos componentes solubles son entonces fermentados produciendo una mezcla de ácidos grasos, H₂ y CO₂; los ácidos grasos son después fermentados a acetato, CO₂ y H₂. Estos productos son usados como sustrato por bacterias metanogénicas que son capaces de llevar a cabo la reacciones que se muestran en la ecuación 1 y 2 (Madigan et al., 2009).



Los principales productos del tratamiento anóxico son CH₄ (metano) y CO₂. El metano puede ser recogido y quemado (cuando no hay tratamiento), o por su poder calorífico (36500 kJ/m³) es usado como combustible para calentar y abastecer de energía a las plantas de procesamiento. Muchos procesos anaerobios no requieren de sedimentación pero es conveniente remover previamente la arena y el material inerte para evitar su acumulación en el lodo, lo cual desplaza la biomasa. Los procesos anaerobios se aceptan para operaciones a temperaturas mayores a 10° C, sin embargo, preferiblemente a temperaturas mayores de 20°C, cuando la temperatura de operación es menor a los 20°C se requiere incrementar el tiempo de retención por un factor de dos por cada disminución de 10°C en la temperatura de operación (Madigan et al., 2009; Romero, 2010).

Tabla 4 -Procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales y biosólidos

TIPO	NOMBRE COMÚN	USO	DIFICULTADES
Crecimiento Suspendido	Digestión Anaerobia: tasa estándar, tasa alta, uno y dos etapas. Proceso anaerobio de contacto	Estabilización, remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonacea (DBO _c), Remueve Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV).	Proceso sensible y de control difícil, no apropiado para concentraciones variables. Problemas de flotación del lodo (adherencia de burbujas de gas).
Hibrido	Lagunas anaerobias	Remoción de DBO _c , remoción de Sólidos Suspendidos (SS)	La recolección del gas generado es costosa.
	Tanque Séptico	Tratamiento primario, remoción de grasas, remoción de DBO _c , remoción de sólidos suspendidos.	Requiere de un cerrado hermético, de material no corrosivo.
	Proceso de flujo ascensional y manto de lodos anaerobios, PAMLA, RAFA o UASB.	Remoción de DBO _c , remoción de SS.	Remoción de patógenos baja, generación de olores (H ₂ S) en aguas con alto contenido de sulfato.
	Tanque Imhoff	Remoción de grasas, remoción de DBO _c , remoción de SS y digestión anaerobia de dichos sólidos.	El gas colectado se escapa por la zona de ventilación (no hay colecta de gas para tratar). Generación diaria de espumas.
Crecimiento Adherido	Filtro Anaerobio	Remoción de DBO _c , estabilización	El residuo debe contener alcalinidad para mantener el pH >6.5
	Proceso de lecho fluidizado y expandido	Remoción de DBO _c	Requiere de velocidades ascensionales más altas (> 1 – 2 m/h).

Fuente: Adaptado de Romero (2010)

II.2.1. Reactores anaerobios de manto de lodos y flujo ascendente

Proceso de tratamiento fue desarrollado y aplicado en Holanda (Figura 1), el proceso consiste en un flujo ascendente de aguas residuales a través de un lecho de lodo denso y de alta actividad. Los sólidos en el reactor varían de un lodo muy denso y con partículas granulares de alta capacidad de sedimentación cercana al fondo (lecho de lodo), hasta un lodo más disperso y ligero cercano a la parte superior del reactor (manto de lodo). La estabilización de la materia orgánica ocurre en todas las zonas de reacción (lecho y manto de lodos), la circulación interior que colabora con la formación y mantenimiento de los gránulos es producida por el flujo ascensional del agua residual y los gases producidos. Las partículas que contienen gas ascienden a la parte superior del reactor, allí se produce la liberación del gas adherido a las

partículas, al entrar éstas en contacto con el deflector (desgasificadores) las partículas desgasificadas vuelven hasta la superficie del manto de fango, el gas libre y el gas liberado de las partículas se capturan en una bóveda de recogida de gases (campana de gas). El agua entra por el fondo y el efluente abandona el reactor, a través de un decantador interno localizado en la parte superior de dicho reactor, aunque parte de las partículas menos densas se pierden con el efluente, se proporciona un tiempo medio de residencia de sólidos en el reactor lo suficientemente alto para mantener el crecimiento de una masa densa de microorganismos formadores de metano, a pesar del reducido tiempo de retención hidráulica (Chernicharo, 2013; Metcalf y Eddy, 1995).

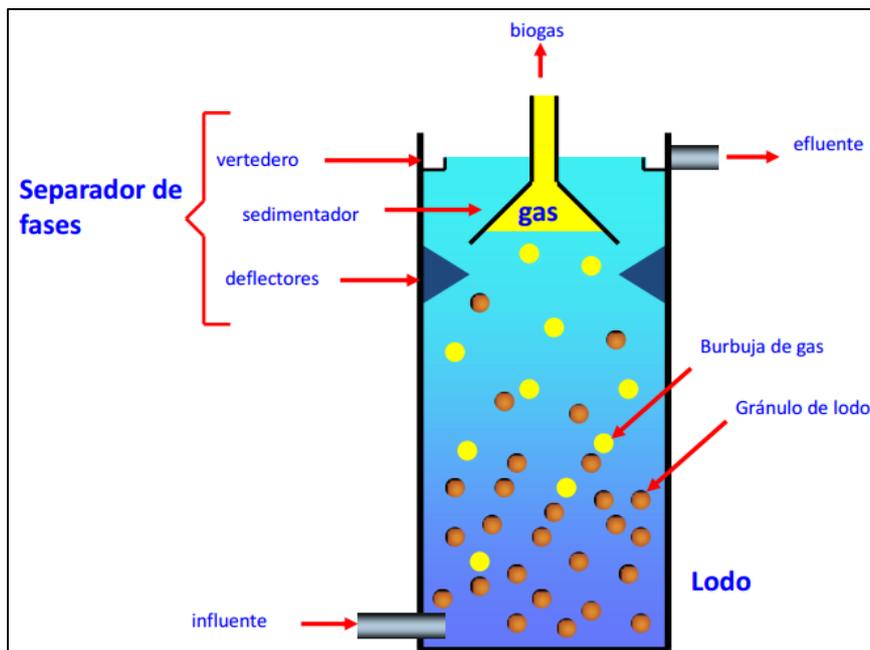


Figura 1 – Representación esquemática de un Reactor de Manto de Lodo (UASB) (<https://www.uasb.org>)

II.2.2. Microbiología de la digestión anaerobia

Chernicharo (2013) declara que la digestión anaerobia es considerada como un ecosistema de diferentes grupos de microorganismos, que realizan un trabajo interactivo convirtiendo la materia orgánica en metano, gas carbónico, agua, gas sulfhídrico, amoníaco y nuevas células bacterianas, en la tabla 5 se describe cada grupo microbiano.

Tabla 5 – Microorganismos representativos por cada fase del proceso de digestión anaerobia

Fase	Bacterias
Fermentativa Hidrolítica	<p><i>Clostridium</i>, <i>Micrococcus</i> y <i>Staphylococcus</i>: son géneros productores de lipasas, para degradación de lípidos a ácidos grasos.</p> <p><i>Bacteroides</i>, <i>Butyvirio</i>, <i>Clostridium</i>, <i>Fusobacterium</i>, <i>Selemonas</i>, <i>Streptococcus</i>, <i>Proteus</i>, <i>Peptococcus</i> y <i>Bacillus</i>: géneros productores de proteasas, para degradar proteínas a aminoácidos.</p> <p><i>Clostridium</i>, <i>Staphloccocus</i>, <i>Acetivibrio</i>, <i>Eubacterium</i>: géneros productores de amilasa, para degradar polisacáridos a azúcares menores.</p>
Fermentativa Acidogénica	<p><i>Clostridium</i>, <i>Bacteroides</i>, <i>Ruminococcus</i>, <i>Butyribacterium</i>, <i>Propionibacterium</i>, <i>Eubacterium</i>, <i>Lactobacillus</i>, <i>Streptococcus</i>, <i>Pseudomonas</i>, <i>Desulfobacter</i>, <i>Micrococcus</i>, <i>Bacillus</i> y <i>Eschirichia</i>: los productos son importantes sustratos para las bacterias acetogénicas y arqueas metanogénicas.</p>
Sintrófica Acetogénica	<p><i>Syntrophobacter</i> y <i>Syntrophomomas</i>: productoras de acetato, hidrogeno y dióxido de carbono.</p>
Metanogénica	<p><i>Methanobacteriales</i>, <i>Methanococcales</i>, <i>Methanomicrobiales</i>, <i>Methanosarcinales</i> y <i>Methanopyrales</i>, todas dentro del filo <i>Euryarcheota</i>. Se resalta que el dominio Archaea posee más de cien especies.</p>
Reductoras de Sulfato	<p>Genero <i>Desulfobulbus sp.</i> <i>Desulfomonas sp.</i> Y la mayoría del genero <i>Desulfotomaculum</i>, especies que oxidan sus sustrato de forma incompleta hasta acetato.</p> <p>Genero <i>Desulfobacter</i>, <i>Desulfococcus</i>, <i>Desulfosarcina</i>, <i>Desulfobacterium</i> y <i>Desulfonema</i>, capaces de oxidar completamente su sustrato incluyendo desde acetato hasta gas carbónico.</p>

Fuente: Adaptado de Chernicharo (2013).

✓ **Fase de hidrólisis y acidogénesis**

Los microorganismos no son capaces de asimilar la materia orgánica particulada, por ello en la primera fase de hidrolisis los materiales particulados complejos son convertidos en materiales disueltos más simples, los cuales ya pueden atravesar las paredes celulares de las bacterias fermentativas. Esta conversión se logra a través de la acción de exoenzimas excretados por las bacterias fermentativas hidrolíticas (Chernicharo, 2013).

Los productos solubles provenientes de la fase de hidrolisis son metabolizados en el interior de las células, a través del metabolismo fermentativo. La mayoría de microorganismos acidogénicos fermentan azúcar, aminoácidos y ácidos grasos y producen diversos compuestos más simples como por ejemplo los ácidos orgánicos (principalmente acético, propionico y butirato), alcoholes (etanol), cetonas (acetona), dióxido de carbono e hidrogeno. Los microorganismos fermentativos son los primeros en actuar en la etapa secuencial de degradación del sustrato. La etapa acidogénica solo será limitante del proceso si el material a ser degradado no fuese fácilmente hidrolizables, los ácidos orgánicos son el principal producto de los organismos fermentativos por ello son designados como bacterias fermentativas acidogénicas (Chernicharo, 2013).

✓ **Fase de acetogénesis:**

Bacterias sintróficas acetogénicas oxidan los compuestos orgánicos intermedios como propionato y butirato en sustrato apropiado para los microorganismo metanogénicas (acetato, hidrogeno y dióxido de carbono) (Chernicharo, 2013).

La formación de acetato produce una gran cantidad de H_2 , lo que hace que el valor del pH en el medio líquido disminuya. La producción de acetato a partir de propionato y butirato es termodinámicamente inhibido por la presencia de bajas concentraciones de hidrógeno disuelto y acetato, de esta manera, las reacciones acetogénicas solo podrán ocurrir si la concentración de productos (hidrógeno y acetato) se mantuvieran en bajas concentraciones, y ello se logra por la acción de microorganismos consumidores de acetato (microorganismos metanogénicas acetoclásticos) e hidrógeno (microorganismo metanogénicos hidrogenotróficos y bacterias reductoras de sulfato) (Chernicharo, 2013).

✓ **Fase de metanogénesis**

Los microorganismos metanogénicos están clasificados dentro del dominio *Archaea*, son bacterias muy distintas a las bacterias típicas (Tabla 6). Las arqueas exhiben varios atributos bioquímicos y estructurales únicos, los que la adaptaron para vivir en hábitats particulares. Este grupo está constituido por microorganismos anaerobios estrictos, generalmente presentes en la naturaleza, en ambientes donde receptores de electrones, como O^2 , NO_3^- , Fe^{3+} y SO_4^{2-} , estén ausentes o se encuentren en bajas concentraciones. Su hábitat común es el sedimento anóxicos, pantanos, suelos profundos y tracto gastrointestinal de animales. Las arqueas utilizan solamente un limitado número de sustratos tales como el ácido acético, hidrógeno, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas y monóxido de carbono. En función de la fisiología, las arqueas se dividen en dos grupos principales (Tabla 7), el primero que forma metano a partir de

ácido acético o metanol, y el segundo, que produce metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono (Chernicharo, 2013).

Tabla 6 – Principales características entre los dominios *Archaea* y *Bacteria*

Características	Dominio <i>bacteria</i>	Dominio <i>archaea</i>
Pared Celular	Contiene peptideoglicano	No contiene peptideoglicano; posee un polisacárido similar, denominado <i>pseudopeptideoglicano</i> .
Membrana de lípidos	Compuesta por éster de ácidos grasos, formando cadenas rectas.	Compuesta por éster de ácidos grasos, formando cadenas largas y ramificadas.
RNA polimerasa	Existe un único tipo, con una estructura cuaternaria simple (estructura tridimensional).	Existen varios tipos, que son estructuralmente más complejos. Como consecuencia, algunos aspectos de la síntesis de proteínas son diferentes de la realizada por bacterias.

Fuente: Vazzoler et al. (Citado por Chernicharo, 2013)

Tabla 7 - Características de las *arqueas metanogénicas* principales.

METANOGENICAS ACETOCLÁSTICAS	METANOGENICAS HIDROGENOTRÓFICAS
Utilizan al acetato como fuente de carbono y energía, produciendo gas carbónico (CO ₂) y metano (CH ₄)	Utilizan el gas carbónico (CO ₂) como fuente de carbono y receptor de electrones; utilizan el hidrogeno (H ₂) como fuente de energía, produciendo metano.
<ul style="list-style-type: none"> • Son pocas las especies predominantes en la digestión anaerobia. • Responsables de la producción del 60 – 70% de metano. 	<ul style="list-style-type: none"> • Prácticamente todas las especies conocidas de arqueas metanogénicas son capaces de producir metano, a partir del hidrogeno y de gas carbónico • Resulta en una mayor liberación de energía.

Fuente: Adaptación de Chernicharo (2013)

✓ Fase sulfidogénesis

La digestión anaerobia puede incluir también la fase de reducción de sulfatos y formación de sulfitos (sulfidogénesis), fase que depende de la composición química del sustrato ya que debe haber una presencia significativa de sulfato (Chernicharo, 2013).

En esta fase el sulfato y otros compuestos de azufre son utilizados como receptores de electrones y a su vez estos son reducidos a sulfuro a través de la acción de bacterias sulfatoreductoras. El metabolismo de las bacterias sulfatoreductoras es de gran importancia en el proceso de digestión anaerobia, principalmente por su producto final el sulfuro de hidrógeno. El proceso disimilatorio de sulfato se da estrictamente bajo condiciones anaerobias, son un grupo muy versátil capaz de utilizar una amplia gama de sustratos incluyendo toda la cadena de ácidos orgánicos volátiles, diversos ácidos aromáticos, hidrógeno, metanol, etanol, glicerol, azúcares, aminoácidos y varios compuestos fenólicos (Chernicharo, 2013).

Con la presencia de sulfatos, muchos de los compuestos intermedios pasan a ser utilizados por las bacterias sulfatoreductoras provocando alteración de las rutas metabólicas en el digester anaerobio. Las bacterias sulfatoreductoras pasan a competir con las bacterias fermentativas acetogénicas y metanogénicas por el sustrato disponible. La competición entre bacterias es mayor cuando la concentración relativa de SO_4^{2-} es mayor en relación a la concentración de DQO (Chernicharo, 2013).

En cuanto a la eficiencia de remoción de DQO la sulfidogénesis es mejor que la metanogénesis, no obstante, la DQO removida conduce a la producción de gas sulfhídrico y puede resultar en problemas de corrosión, generando malos olores y toxicidad del medio, por consiguiente la actividad de las bacterias metanogénicas es alterada reduciéndose la producción de metano (Chernicharo, 2013).

II.3. Biogás

El biogás producido es una ventaja obtenida a partir de la digestión anaerobia o fermentación de la materia orgánica (animal y vegetal), el biogás tiene diferentes usos energéticos como calefacción, alumbrado o la generación de energía eléctrica. Es una mezcla gaseosa combustible la cual a su vez está compuesta por varios gases los cuales se muestra en la tabla 8, la concentración de los distintos gases en el biogás dependerán de la composición de las materias primas (afluente), las condiciones de descomposición, tiempo de retención hidráulica en el biodigestor y otros, sin embargo, estos elementos trazas (los otros gases) son considerados

como impurezas, reducen el poder calorífico del metano, por ende, el biogás antes de ser utilizados como generador de energía debe ser purificado a fin de remover el CO₂, H₂S, vapor de agua, nitrógeno y oxígeno. La purificación del biogás permitirá obtener un biogás con una concentración de gas metano superior al 95% el cual tiene un poder calorífico de 36500 kJ/m³. El elemento más perjudicial para la generación de electricidad es el sulfuro de hidrógeno (H₂S), debido, a su poder corrosivo que daña y disminuye la vida útil de los motores, conversores y distintas maquinas que intervengan en su conducción (Varnero et al., 2012; Rittmann y McCarty, 2001).

Tabla 8 – Composición del biogás

Gas	Concentración (%)
Metano (CH ₄)	55 – 70 %
Dióxido de carbono (CO ₂)	30 – 45 %
Oxígeno	200 ppm – 1 %
Nitrógeno	< 5 %
Vapor de agua y sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	50 ppm - 3 %

Fuente: Vernerero et al. (2011)

II.3.1. Compuestos generadores de malos olores

En los procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales, los compuestos odorizantes, provenientes de la actividad microbiana son: gas sulfhídrico, mercaptanos, amoniaco, aminas con bajo peso molecular, indol, escatol, ácidos grasos volátiles, alcoholes, aldehídos, cetonas, esterres y otros, las características de estos gases se pueden observar en la tabla 9. La generación de olores está considerada como una forma específica de contaminación atmosférica y uno de los compuestos que causa mayores problemas es el ácido sulfhídrico, por tratarse de un gas corrosivo de olor desagradable a huevos podridos y porque es detectado a concentraciones bajas (0,0001 a 0,03 mg/N m³aire). Según el tribunal Europeo de Derechos Humanos y la jurisprudencia contencioso administrativo, la contaminación por olores desagradables llega a afectar el derecho a la intimidad domiciliaria de las personas (Chernicharo, 2013; Mariz, 2011; Ramírez, 2007).

Tabla 9 – Características de los principales compuestos odorizantes en las plantas de tratamiento de aguas residuales

Clase de compuestos	Compuesto	Peso molecular (g)	Formula química	Característica de olores	Limite olfativo (mg/ N m ³ aire)
Azufre	Ácido Sulfhídrico	34,1	H ₂ S	Huevo podrido	0,0001 a 0,03
	Metilmercaptano	48,1	CH ₃ SH	Repollo, ajo	0,0005 a 0,08
	Etilmercaptano	62,1	C ₂ H ₅ SH	Repollo deteriorado	0,0001 a 0,03
	Dimetilsulfuro	62,13	(CH ₃) ₂ S	Legumbres deterioradas	0,0025 a 0,65
	Dietilsulfuro	62,13	(C ₂ H ₅) ₂ S	Etéreo	0,0045 a 0,31
	Dimetildisulfuro	94,2	(CH ₃) ₂ S ₂	Podrido	0,003 a 0,0014
Nitrógeno	Amoníaco				
	Metilamina	17	NH ₃	Picante e irritante	0,5 a 37
	Etilamina	31,05	CH ₃ NH ₂	Pescados en descomposición	0,0021
	Dimetilamina	45,08	C ₂ H ₅ NH ₂	Picante, amoniacal	0,05 a 0,83
	Indol	45,08	(CH ₃) ₂ NH	Pescado deteriorado	0,047 a 0,16
	Escatol	117,5	C ₈ H ₆ NH	Fecal nauseabundo	0,0006
	Cadaverina	131,5	C ₉ H ₈ NH	Fecal nauseabundo	0,0008 a 0,10
	102,18	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Carne en descomposición		
Ácidos	Acético	60,05	CH ₃ COOH	Vinagre	0,025 a 6,5
	Butírico	88,1	C ₃ H ₇ COOH	Manteca	0,0004 a 3
	Valerico	102,13	C ₄ H ₉ COOH	Sudor	0,0008 a 0,10
Aldehídos y Cetonas	Formaldehido	30,03	HCHO	Ocre, sofocante	0,033 a 1,12
	Acetaldehído	44,05	CH ₃ CHO	Manzana	0,04 a 1,8
	Butiraldehído	72,1	C ₃ H ₇ CHO	Rancio	0,013 a 15
	Isovaleraldehído	86,13	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Fruta, manzana	0,072
	Acetona	58,08	CH ₃ COCH ₃	Fruta dulce	1,1 a 240
Alcoholes y Fenoles	Etanol	46	CH ₃ CH ₂ OH	-	0,2
	Butanol	74	C ₃ H ₇ CH ₂ OH	-	0,006 a 0,13
	Fenol	94	C ₆ H ₅ OH	-	0,0002 a 0,004
	Cresol	108	C ₆ H ₄ CH ₃ OH	-	0,00001

Fuente: Chemicharo (2013)

✓ Efectos Dañinos de los compuestos odoríferos

Cada compuesto odorífero posee un olor característico, produciendo fenómenos de sinergismo (potenciación de olor) o antagonismo (fenómenos de enmascaramiento), los efectos que puede producir cada uno de ellos (compuestos odoríferos), son descritos en las tablas 10, 11, 12, 13 y 14.

Tabla 10 – Efectos sobre la salud producidos por compuestos azufrados

Compuestos odoríferos azufrados	Efectos en la salud humana				
	Irritación de las membranas mucosas	Vía respiratoria superior e inferior	Gastrointestinal	Síntomas generales	Otros
Ácido Sulhídrico (H₂S)	Irritación de ojos y piel	Lesiones pulmonares (exposición por horas)	Náuseas y/o vómito	Dolor de cabeza, mareos.	Carcinogénico
Metilmercaptano (CH₃SH)	Piel, ojos, nariz y garganta	Tos, laringitis, edemas pulmonares.	Náuseas y/o vómito	Dolor de cabeza, mareos.	Anemia. Daños al hígado y riñones
Etilmercaptano (C₂H₅SH)	Piel, ojos, nariz y garganta y boca	Asfixia	Náuseas	Dolor de cabeza, Fatiga.	Alteración del sistema cardiovascular y nervioso
Dimetilsulfuro ((CH₃)₂S)	Piel, ojos, nariz y garganta	Asfixia	NR	Dolor de cabeza	Alteración del sistema nervioso
Dietilsulfuro ((C₂H₅)₂S)	Provoca irritación ocular grave e irritación de la piel	Puede irritar las vías respiratorias.	Náuseas y/o vómito	Dolor de cabeza	NR
Dimetildisulfuro ((CH₃)₂S₂)	Irritación de ojos y piel	Puede irritar las vías respiratorias.	Nauseas	Dolor de cabeza, somnolencia	NR

NR: NO REPORTADO

Fuente: New Jersey Department of Health (<http://web.doh.state.nj.us/>), Consultado 15 de Mayo 2014

Tabla 11 – Efectos sobre la salud producidos por compuestos nitrogenados

Compuestos odoríferos nitrogenados	Efectos en la salud humana				
	Irritación de las membranas mucosas	Vía respiratoria superior e inferior	Gastrointestinal	Síntomas generales	Otros
Amoníaco	Irritación de ojos, piel y garganta	Daño en el pulmón.	Quemaduras en el estómago	Dolor de cabeza	Bloque a la hemoglobina
Metilamina	Irritación de piel y ojos	Dificultad respiratoria y tos	NR	NR	Cancerígeno
Etilamina	Irritación de ojos, piel nariz y garganta	Dificultad respiratoria y tos	NR	NR	Lesiones en hígado y riñones
Dimetilamina	Irritación de piel, ojos	Dificultad respiratoria, edema pulmonar y neumonitis.	Quemaduras en el estómago (larga exposición)	NR	NR
Indol	NR	NR	NR	NR	NR
Escatol	NR	NR	NR	NR	NR
Cadaverina	NR	NR	NR	NR	Potencia el efecto tóxico de la histeína

NR: NO REPORTADO

Fuente: New Jersey Department of Health (<http://web.doh.state.nj.us/>), Consultado 15 de Mayo 2014

Tabla 12 – Efectos sobre la salud producidos por compuestos ácidos

Compuestos odoríferos ácidos	Efectos en la salud humana				
	Irritación de las membranas mucosas	Vía respiratoria superior e inferior	Gastrointestinal	Síntomas generales	Otros
Acético	Irritación de la piel y ojos	Bronquitis y carraspera crónica	NR	NR	NR
Butírico	Irritación de la piel y ojos y garganta	Tos y dificultad respiratoria	Ardor estomacal	NR	NR

NR: NO REPORTADO

Fuente: New Jersey Department of Health (<http://web.doh.state.nj.us/>), Consultado 15 de Mayo 2014

Tabla 13 – Efectos sobre la salud producidos por aldehídos y cetonas

Compuestos odoríferos: aldehídos y cetonas	Efectos en la salud humana				
	Irritación de las membranas mucosas	Vía respiratoria superior e inferior	Gastrointestinal	Síntomas generales	Otros
Formaldehído	Irritación de la piel y ojos	Asfixia, tos, espasmo laríngeo	Nauseas	Dolor de cabeza, jadeo.	NR
Acetaldehído	Irritación de la piel y ojos	Tos	Nauseas, diarrea y vómitos	Somnolencia, pérdida del conocimiento	NR
Butiraldehído	Irritación de la piel y ojos	Laringitis, edema pulmonar	Sensación de quemazón en el estómago	NR	Posible carcinogénico
Isovaleraldehído	Irritación de la piel y ojos	Edema pulmonar, irritación del pulmón	Náuseas y vómito	Dolor de cabeza	NR
Acetona	Irritación de los ojos. Resequedad de piel	Irritación de tráquea	Irritación gástrica, dolor y vómito	Dolor de cabeza	NR

NR: NO REPORTADO

Fuente: New Jersey Department of Health (<http://web.doh.state.nj.us/>), Consultado 15 de Mayo 2014

Tabla 14 – Efectos sobre la salud producidos por alcoholes y fenoles

Compuestos odoríferos: alcoholes y fenoles	Efectos en la salud humana				
	Irritación de las membranas mucosas	Vía respiratoria superior e inferior	Gastrointestinal	Síntomas generales	Otros
Etanol	Irritación de la piel y ojos. Dermatitis.	Tos	Náuseas y vómito	Dolor de cabeza	Depresión
Butanol	Irritación de la piel y ojos. Dermatitis.	Irritación de garganta	Náuseas y vómito	Dolor de cabeza	Efactor narcóticos
Fenol	Irritación de la piel y ojos. Dermatitis.	Tos	Náuseas y vómito	Dolor de cabeza	Pérdida del conocimiento
Cresol	Irritación y quemaduras de la piel, la boca	Irritación de garganta	Dolor abdominal y vómitos	NR	NR

NR: NO REPORTADO

Fuente: New Jersey Department of Health (<http://web.doh.state.nj.us/>), Consultado 15 de Mayo 2014

III.3.2. Sulfuro de Hidrógeno (H₂S)

Según el departamento de trabajo de los Estados Unidos el sulfuro de hidrógeno es un gas incoloro, inflamable y extremadamente peligroso con olor a huevo podrido. El departamento de salud y servicios para personas de New Jersey en el 2012 estableció un resumen de límites de exposición laboral ante sulfuro de hidrógeno: La Occupational Safety and Health Administración (OSHA) establece un límite legal de exposición permitido de 20 ppm el cual no debe excederse en ningún momento, la National Institute of Occupational Safety and Health (NIOSH) recomienda un límite de exposición de 10 ppm (el cual no debe excederse en ningún momento) y American Conference of Industrial Hygienists (ACGIH) estableció el límite recomendado de exposición en el aire de 5 ppm como promedio durante un turno laboral de 8 horas. Los límites establecidos son rigurosos debido a la alta peligrosidad del gas, a continuación se muestran las propiedades fisicoquímicas del sulfuro de hidrogeno (Tabla 15).

Tabla 15 – Propiedades fisicoquímicas más importantes del ácido sulfhídrico.

Propiedades fisicoquímicas	
Nombre químico	Sulfuro de Hidrogeno
Sinónimo	Ácido Sulfhídrico
N° CAS	7783 – 06 – 04
Formula	H ₂ S
Peso molecular	34.08
Punto de ebullición	- 60, 7°C
Punto de fusión	-82,4
Punto de inflamación	Gas inflamable
Temperatura de auto – ignición	260 °C
Densidad relativa (agua = 1)	1.54 (gas líquido)
Densidad de vapor (aire = 1)	1.189
Presión de vapor en milibar (20°C)	1.810
Solubilidad en agua (g/100 ml a 20°C)	2.9
Límite de inflamabilidad (% en volumen de aire)	4.3 – 45.5
Coeficiente de Henry a 25° C (mol·m ⁻³) _{aire} / (mol·m ⁻³) _{agua}	0.41
Límites de explosividad (% en volumen en el aire)	4.3 – 45.5
Constantes de disociación	pk _{a1} = 7.04 (genera anión hidrosulfito HS ⁻) pk _{a2} = 11.96 (genera el anión disulfuro S ⁼)
Factor de Conversión	1 ppmv = 1.39 mg/m ³

Fuente: EPA (2004).

El sulfuro de hidrógeno (H₂S) es uno de los principales compuestos odoríferos más tóxico.

- ✓ El sulfuro de hidrógeno es un compuesto fácil de monitorear, su determinación es relativamente más fácil (equipo multigas y tubos colorimétricos).
- ✓ El sulfuro de hidrógeno (H₂S) es uno de los principales compuestos odoríferos más tóxico con mayor efecto dañino sobre la salud tal como se muestra en la tabla 16 (MSDS, 1996; Syed et al., 2006).
- ✓ Cuando el biogás contiene mayores concentraciones de sulfuro de hidrogeno (>3%) el biogás es más corrosivo para las estructuras de concreto de la planta y reduce el poder calorífico de la mezcla gaseosa, dañando la estructura interna de los generadores eléctricos (Viquez, 2010).
- ✓ Olor desagradable a huevos podrido y muy fácil de percibir debido a su límite de detección extremadamente bajo (0.0001 – 0.03 mg/Nm³ aire), características que le permiten enmascarar a otros compuestos (Chernicharo, 2013; Romero, 2010).

Tabla 16 – Efectos a distintas concentraciones de sulfuro de hidrógeno (H₂S)

Concentración de sulfuro de hidrógeno (H₂S)		
Unidades		Efectos
mg/m³	ppm	
0.03 – 0.28	0.002 – 0.2	Detección de olor (desarrolla alguna tolerancia).
70 – 209	50 – 150	Irritación de los ojos y vías respiratoria, parálisis olfatoria.
279 – 679	200 – 500	Bronquitis, dolor de cabeza, mareo, tambaleos.
679 – 1395	500 – 1000	Edema pulmonar, depresión respiratoria, inconsciencia.
1395 – 2092	1000 – 1500	Colapso rápido, parálisis respiratoria, mortal en algunos minutos.
2510 – 6973	1800 – 5000	Mortal

Fuente: Consejería de Sanidad (2007).

III.4. Métodos de determinación de olores

Caracterización del olor

Además de su complejidad (sulfuros, aminas, aldehídos, etc.) los olores ofensivos se caracterizan por sus concentraciones de olor bajos (dentro del rango de 1 ug/L – 1 mg/L) y sus altos caudales emitidos (1000-5000 veces más altas que las tasas de flujo de aguas residuales), sin embargo, las concentraciones a nivel de trazas de ciertos olores pueden inducir molestias significativas debido a su bajo umbral de detección (concentración mínima de un odorante para que sea percibido por el sentido del olfato humano) (Chernicharo, 2012).

La naturaleza subjetiva de la percepción olfativa del humano y la complejidad química de las emisiones olorosas de plantas de tratamiento de aguas residuales hacen que la caracterización de olores sea una tarea difícil, de tal forma que la medición de olores es ahora la piedra angular de la gestión de olores. La percepción del olor sensorial constituye junto con las mediciones analíticas el enfoque más común para caracterizar a los olores ofensivos (Lebrero, 2012).

III.4.1. Técnica analítica

Martínez et al. (2004) describen que las técnicas analíticas se basan en los análisis químicos cuantitativos y cualitativos de las moléculas olorosas, es decir mide el olor en términos de su composición química, sin tomar en cuenta la intensidad y grado de molestia de los olores.

Las principales técnicas de medida de compuestos odorantes son la cromatografía de gases y la espectrofotometría de gases acoplada con otros detectores (Mariz, 2011).

a) Cromatografía de Gases

La cromatografía es una técnica donde los componentes de una mezcla (el gas analizado) se separan (por intercambio iónico) en una columna mediante su distribución entre dos fases: una fase móvil que fluye a través de una fase estacionaria (Gavira y Hernanz, 2007).

Los compuestos a separar son solubles en la fase móvil y quedan retenidos en la fase estacionaria, ya que, al paso de la fase móvil los compuestos se separan según el coeficiente de distribución entre ambas fases. Los compuestos emergen en el extremo de la columna cromatográfica a diferentes tiempos de retención (tiempo requerido desde la inyección de la muestra hasta la aparición del pico cromatográfico más alto dependiendo del equipo) (De Blas, 2009).

La elección de la columna cromatográfica adecuada es esencial para la correcta separación de los gases ofensivos en muestras de aire en el ambiente. Para ello las columnas cromatograficas más utilizadas son: soporte de sílice fundida y/o alúmina. El detector es la parte del cromatógrafo que se encarga de determinar la salida del analito (compuesto a analizar) por el final de la columna (De Blas, 2009).

Otros detectores minoritarios son el detector fotométrico de llama (PFD), empleado en compuestos como pesticidas e hidrocarburos que contengan fósforo o azufre. En este detector se hace pasar el gas por una llama hidrógeno/oxígeno donde parte del fósforo se convierte en una especie HPO, la cual emite a $\lambda = 510$ y 526 nm, y simultáneamente el azufre se convierte en SO₂, con emisión a $\lambda = 394$ nm (Gutiérrez y Droguet, 2002).

Las últimas tecnologías permiten hacer mejoras en el diseño de los cromatógrafos, se puede optimizar el movimiento del soluto a través de una fase móvil, y esto se logra con un equipo de desorción (procesos contrario a absorción) química, como puede verse en la figura 2 (Torres et al., 2008).



Figura 2 – Cromatografía de gases y espectrómetro de Masas (GC – MS) acoplado a un equipo de Desorción térmica (Torres et al., 2008)

b) Cromatografía de Gases acoplado a Espectrómetro de masas (CG-MS)

Básicamente esa combinación de técnicas trabaja con el proceso absorción- desorción. Este proceso consiste en la separación de uno o más componentes de una mezcla gaseosa con la ayuda de un solvente líquido, con el cual forma una solución (un soluto A, o varios solutos, se absorben de la fase gaseosa y pasan a la fase líquida), esto implica una difusión molecular o una transferencia de masa del soluto “A” a través del gas “B” que no se difunde y está en reposo, hacia un líquido, también en reposo (Curren, 2012).

Se define absorción como una operación unitaria regida por transferencia de materia que consiste en poner en contacto un gas con un líquido con el objetivo de disolver algunos componentes del gas. En la desorción un gas disuelto en un líquido es arrastrado por un gas inerte quedando eliminado del líquido inicial y el gas a analizar fluye (Arjuna et al., 2001).

Mariz (2011) indica que el funcionamiento de la CG-MS consiste en la inyección de la muestra de aire en una corriente de gas portador (nitrógeno o helio) que pasa a través de la columna de CG-MS. La columna adsorbe y desorbe (procesos ya explicados líneas arriba) los compuestos químicos en el aire a diferentes velocidades para separarlos y una vez que han sido separados pasan por el detector.

c) Tubos colorimétricos

El funcionamiento de estos tubos detectores de gas se basa en la adsorción de los contaminantes del aire en superficies sólidas (pared interna del tubo colorimétrico), la concentración del contaminante se manifiesta a través de la visualización de un color (Ni y Heber, 2001).

La base de cualquier lectura directa de estos tubos es la reacción química de la sustancia medida con los productos químicos de la preparación de llenado. Dado que esta reacción conduce a una decoloración esta técnica también se puede llamar sensor químico colorimétrico. La conversión de la sustancia en el tubo colorimétrico es proporcional a la masa del gas de reacción, es posible indicar esta conversión como indicación de longitud de onda de la mancha. Esta indicación esta normada en los estándares (EPA, 2003).

Las capas de relleno de los tubos se componen de diferentes sistemas de reactivos. Existen reactivos esenciales utilizados en los tubos y en algunos casos estos reactivos son combinado en el mismo tubo para dar efectos deseados. Para el caso del sulfuro de hidrógeno, la reacción que ocurre en el tubo se expresa en la ecuación 3, el reactivo es el acetato de plomo, como resultado de la reacción del acetato de plomo con el sulfuro de hidrógeno se obtendrá sulfuro de plomo (Sensidyne, 2013).



Mariz (2011) declara que los tubos colorimétricos ofrecen lecturas instantáneas, sin embargo, incorporan escalas limitadas y la precisión alcanzada es de un 10% de la escala completa de la lectura del tubo, así mismo, se presentan interferentes como la humedad, el volumen de la muestra y otros. Los tubos tienen un rango de medición que varía entre 100-2000 ppm. La escala del detector esta calibrada para una temperatura de 20°C y a presión atmosférica. El fabricante provee una tabla de corrección de temperatura y presión para condiciones no estándares (McKinzey, 2003).

III.4.2. Análisis instrumental

Equipos multigases

Dado que los métodos de análisis no son capaces de evaluar la percepción de olores, otro enfoque es medir sustancias gaseosas en un enfoque holístico en lugar de forma analítica. En los últimos años, varios sistemas de gas-sensor (SGR) se han desarrollado para evaluar mezclas de compuestos volátiles y olores, la idea fundamental detrás de estos sistemas es imitar el sentido humano del olfato análogo a la percepción del olor humano. Los sistemas de sensores a menudo fueron llamados narices electrónicas o artificiales.

La “percepción del olor” se logra mediante espectroscopia infrarroja. La radiación infrarroja incide sobre una sustancia, existen dos clases de movimiento de las moléculas: estiramiento y deformación de los átomos que conforman la molécula, cuando la luz infrarroja de una misma frecuencia incide en una molécula se produce absorción de energía, por lo que la amplitud de la absorción aumentara proporcionalmente a la intensidad de radiación, lo que producirá generación de calor. Entonces simplemente el sensor de calor (termocupla) que viene acoplado al equipo mide esta variación de temperatura y mediante algoritmos calcula el volumen del gas (Bitter y Müller, 2007).

III.4.3. Técnica sensorial

Olfatometría

El método olfatométrico está constituido de paneles de expertos de 6 a 8 personas (Figura 3) con capacidad de percibir concentraciones bajas de olores, con el fin de permitir emisiones ocasionales de olor y a niveles casi imperceptibles de parte de los generadores (plantas de tratamiento) lo cual ha sido establecido por norma europea UNE – EN 13725 (Canales et al., 2007).



Figura 3 - Panel de expertos – Determinación de La Concentración de olor por Olfatometría (Torres et al., 2008)

El olor es una sensación cuya medida ha necesitado del desarrollo empírico de una técnica sensorial (Olfatometría – emplea el olfato como sistema de detección). La olfatometría es un método reconocido científicamente cuyo objetivo es proporcionar datos sobre la concentración, intensidad del olor y la sensación que produce (determinar el nivel de olor – concentración de olor) (Iglesias, 2007).

Se creía que controlando únicamente a las sustancias que generaban el olor se minimizaba su efecto, sin embargo, resulto incorrecto debido a la presencia de más de 60 sustancias dentro de una mezcla, de las cuales no se ha podido comprobar su sinergia (potenciación del olor) y antagonismo (fenómeno de enmascaramiento) (Ospina et al., 2011).

Canales et al. (2007) mencionan que el proceso de Olfatometría consta de 5 fases que:

- ✓ **FASE I**, determinación de las fuentes relevantes y toma de muestras representativas.
- ✓ **FASE II**, análisis de muestras mediante el olfatómetro (panel de expertos)
- ✓ **FASE III**, cálculo de las emisiones de olor de la fuente (uo_E / m^3 – Unidad de Olor Europea).
- ✓ **FASE IV**, cálculo de los niveles de inmisión en los alrededores.
- ✓ **FASE V**, determinación de posibles medidas a adoptar.

II.5. Tecnologías de tratamiento de olores

El control y la limitación de los olores han pasado a ser factores de gran importancia en el diseño de redes de alcantarillado, plantas de tratamiento y sistemas de evacuación de aguas residuales. La elección de la tecnología de tratamiento depende del compuesto causante del olor, la naturaleza del compuesto, el volumen a tratar, características del aire contaminado, características y gestión de los subproductos generados. La figura 4 muestra las distintas tecnologías de tratamiento se clasifica en físicas, químicas y biológicas (Ramírez, 2007; Metcalf y Eddy, 1995).

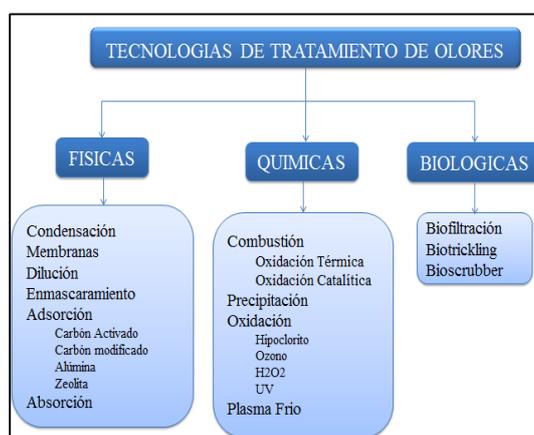


Figura 4 – Tecnologías de tratamiento (www.sta-at.com)

La selección de la técnica apropiada de tratamiento depende del caudal de aire y de la concentración del contaminante tal como se muestra en la figura 5.

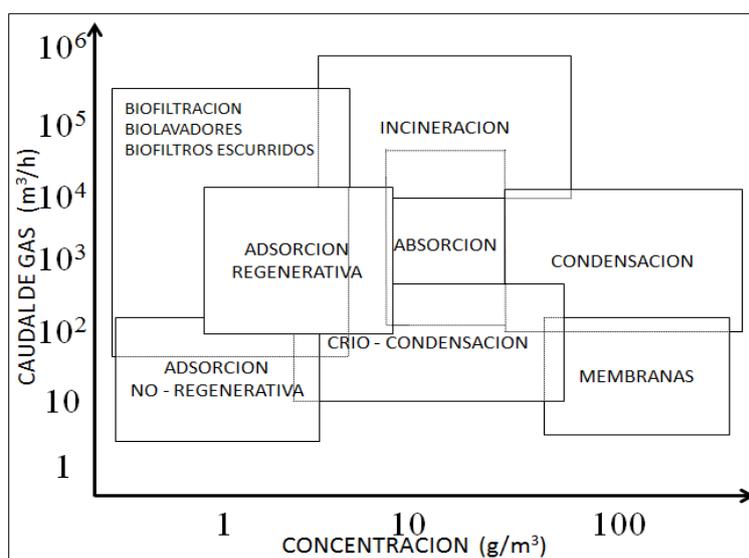


Figura 5 – Rango de concentración y caudal en que opera Eficientemente cada proceso (Ramírez, 2007)

III.5.1. Tratamiento Físico

Los procesos más empleados en el tratamiento físico son la condensación y la adsorción.

a. Condensación

Proceso por el cual un vapor se transforma en líquido, esto ocurre cuando el vapor es enfriado hasta permitir la nucleación de gota. Hay 3 tipos de condensadores en función de la temperatura de operación: convencionales (-18 hasta 4 °C), refrigerados (-100°C) y criogénicos (-195,5 °C). Esta técnica se emplea cuando la concentración de contaminante es muy alta (>100 g/m³) y la sustancia posee un punto de ebullición muy bajo (Ramírez, 2007).

b. Absorción

En este proceso el gas se disuelve en el líquido. Es un proceso de transferencia de masa, el gas contaminado pasa desde puntos de mayor concentración hasta puntos de menor concentración. La eliminación del gas contaminante se hace en tres etapas tal como se muestra en la figura 6. El agua es el solvente más empleado, sin embargo, su capacidad de absorción se limita a unos cuantos gases como son el NH₃, Cl₂ y SO₂, también, se utilizan soluciones alcalinas o ácidas incluso aminas. Para eliminar ácido sulfhídrico (H₂S) se requiere de soluciones de metil y etilamina, por otro lado, cuando se desea regenerar el absorbente es necesario elevar la

temperatura de la solución. Posterior a ello el contaminante ya desprendido de la solución absorbente requerirá de un tratamiento adicional a fin de reducir su peligrosidad, este proceso de regeneración y pos-tratamiento lo hace inviable por los costos (Davis y Masten, 2005; Martin et al., 2000; Pasquali, 2004; Person 2003; Strauss y Mainwaring, 1990).

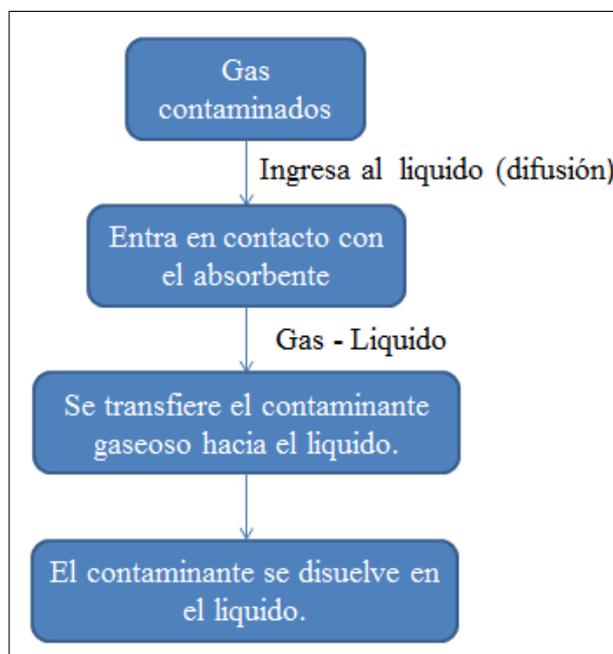


Figura 6 – Etapas del tratamiento gaseoso Por absorción (Davis y Masten, 2005)

III.5.2. Tratamiento Químico

Los procesos más empleados en el tratamiento químico son la oxidación química, el ajuste de pH y los procesos de combustión (oxidación térmica).

a) Oxidación Química

Los principales productos químicos utilizados son el oxígeno puro, nitrato, peróxido de hidrogeno, cloro, permanganato de potasio y sales metálicas. Cuando se agrega nitrato al agua residual (previo al tratamiento anaerobio) las bacterias sulfato reductoras prefieren el nitrato (compuesto de baja reactividad y peligrosidad) antes que a los sulfatos, evitando que los sulfatos sean reducidos a sulfuros (Mariz, 2011).

b) Precipitación

La adición de sales metálicas de hierro (sal no toxica), se forman complejos con el sulfuro (complejo no toxico y muy insoluble) conllevando a la formación de un precipitado sedimentable como se muestra en figura 9, aunque, el precipitado de sulfuro ferroso ocupara un espacio útil que podría ser ocupado por más microorganismos anaerobios reductores de la materia orgánica, desplazando biomasa útil para la degradación anaerobia (FAO, 2011; Smith y Smith, 2007).

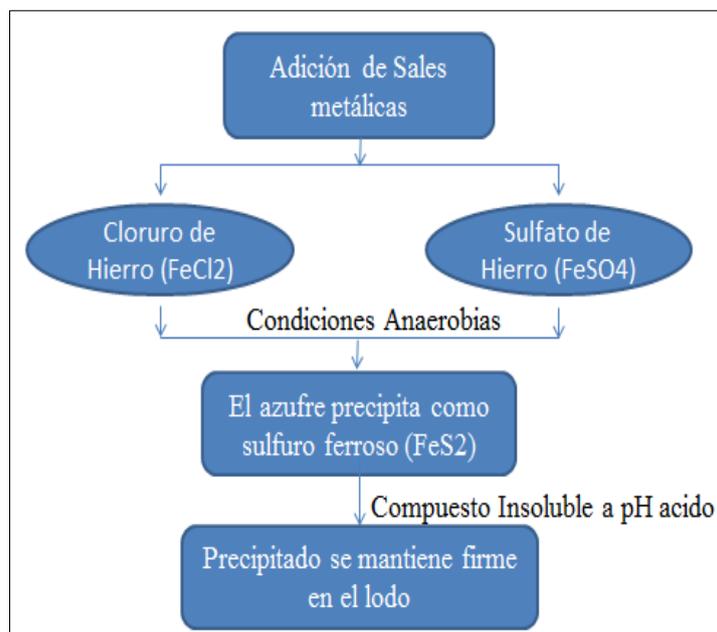


Figura 7 – Precipitación de azufre a través de la adiciones De sales metálicas (Smith y Smith, 2007)

c) Ajuste de pH

El sulfuro puede estar presente en la fase gaseosa (H_2S_{gas}) o disuelta en la fase líquida (H_2S_{aq}). La forma disociada del sulfuro es el hidrosulfuro (HS^-) el cual predomina en un medio con valores de pH por encima de 7 (Figura 8), esta técnica busca aumentar el pH agregando soluciones alcalinas a fin de mantener el pH a valores neutros y ligeramente básicos, permitiendo al H_2S mantenerse en la solución en forma de hidrosulfuro (HS^-), la forma disociada del H_2S es menos toxica pues no desprende olores desagradables, por otro lado, es necesario controlar el pH a fin de evitar superar valores por encima de 8.3, condición en la cual se inhibiría por completo el desarrollo de los microorganismos formadores de metano afectando el proceso de tratamiento (Chernicharo, 2013; Mariz, 2011).

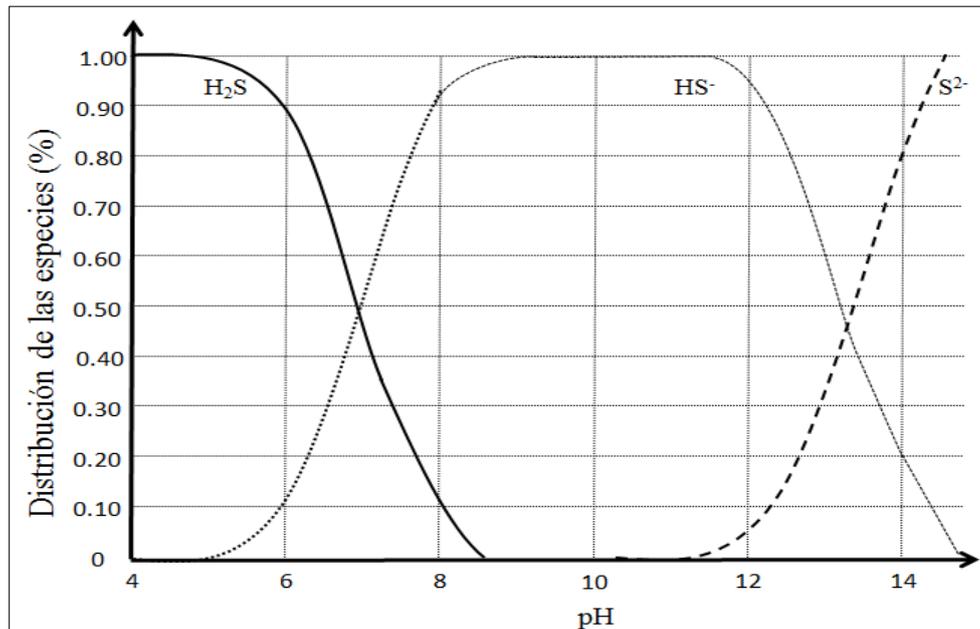


Figura 8 – Distribución del H₂S en agua a una temperatura de 25° C (Chernicharo, 2013)

d) Combustión

Los gases son eliminados a temperaturas superiores a 800 °C, temperaturas que permiten alcanzar una eficiencia de remoción de 99% , su costo elevado (requerimientos energéticos) lo hacen inviable, también es empleada la oxidación catalítica para ello se utiliza un catalizador el que permite un menor requerimiento de temperatura (< 800 °C), pero, al requerir de gran cantidad de catalizador los costos son más elevados y con la principal desventaja de que los catalizadores son inhibidos por compuestos de azufre (Mariz 2011; Ramírez, 2007).

La oxidación térmica del H₂S genera óxidos de azufre que afectan la salud, son agravantes de enfermedades respiratorias (asma, bronquitis crónica, enfisemas pulmonares), por ello su operación (desarrollo del tratamiento) requiere un control minucioso para alcanzar temperaturas superiores a 800 °C y tiempo de retención adecuados a fin de garantizar su destrucción (Brennan et al., 1996; Jiménez y Camargo, 2009; Seoanez, 2002).

III.5.3. Tratamiento Físico – Químico

La sustancia adsorbida queda retenida en los poros superficiales del sólido; por esta razón los adsorbentes están formados por partículas que poseen una gran superficie por unidad de masa (superficie específica).

Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masas en el que el gas se une con un sólido. El gas (el adsorbato) penetra en los poros del sólido (absorbente), en su red cristalina el enlace puede ser físico o químico. La fuerza electrostática (gravedad) es la que sujetan al gas contaminante con el absorbente. Para contener el absorbente se usan recipientes a presión que tienen material adsorbente fijo (Devinny et al., 1999; Elizondo y Herrera, 2012; Gil et al., 2013).

En la adsorción química el material adsorbente debe ser constantemente cambiado porque el contaminante se adhiere con el adsorbente de forma muy fuerte dificultando su regeneración. La adsorción física por su parte no requiere un cambio constante su adherencia es débil con el contaminante, por acción del calor (elevadas temperaturas) se revierte el proceso y logra su regulación. Es importante considerar un adecuado adsorbente lo cual depende de la composición del gas a tratar (Martin et al., 2000; Pasquali, 2004; Regina, 2006).

Para la adsorción física, el adsorbente por excelencia resulta ser el carbón activado por su alta porosidad, rápida capacidad de adsorción, adsorbente no polar, por lo cual, hidrocarburos son fácilmente adsorbidos (mayor afinidad) (Martin et al., 2000; Pasquali 2004; Regina, 2006).

III.5.4. Tratamiento Biológico

El tratamiento biológico se emplea para el tratamiento de compuestos inorgánicos volátiles como el sulfuro de hidrogeno y otros compuesto reducidos de azufre, el tratamiento biológico está constituido por un medio orgánico (soporte para el desarrollo de los microorganismos) (Etcharren, 2005).

El material de empaque o relleno (soporte orgánico o inorgánico) puede ser de turba, compost, suelo, carbón activado o materiales sintéticos los cuales disminuyen la pérdida de presión. Las diferencias entre cada material se observan en la tabla 17. Dependiendo del medio, de sus características específicas (área superficial, permeabilidad, contenido de nutrientes, absorción de contaminantes) y de su operación el material de relleno requerirá ser remplazada en un mayor o menor tiempo de 2 a 5 años (EPA, 2004; Ramírez, 2007; Revah y Ortiz, 2004).

Tabla 17 - Características de los medios filtrantes, cualidades y aspectos más importantes y la característica específica para cada medio.

Parámetro	Compost	Turba	Suelo	Carbón activado y/o perlita	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
Coste	Bajo	Bajo	Muy bajo	Media – alto	Muy alto

Fuente: Etcharren (2005).

III.5.4.1. Medio de Soporte - Compost

El compost es un abono orgánico rico y oscuro, que posee un contenido balanceado de nutrientes, microorganismos y minerales favorables para el desarrollo de los microorganismos. El compost posee parámetros (Tabla 18) que favorecerán el desarrollo de microorganismos, puesto que, el carbono proveerá energía a los microorganismos y el nitrógeno permitirá la síntesis proteica, una relación superior a 20 entre estos nutrientes favorecerá el crecimiento y reproducción de los microorganismos (Colomer y Gallardo, 2007).

Omri et al. (2013) en sus investigaciones demuestran que la turba y el compost poseen una elevada área superficial específica con un elevado potencial de retención de humedad y elevado potencial de absorción cualidades que lo hacen apropiados para su empleo como material de soporte para los microorganismos en un biofiltro.

Tabla 18 – Parámetros de compost estable

Parámetro	Recomendado
Temperatura	Estable (10 – 40°C)
Color	Marrón oscuro – negro ceniza
Olor	Sin olor desagradable
pH	Alcalino
C/N	> = 20
Nº de termófilos	Decreciente a estable
Respiración	< 10 mg/g compost
Media	< 7.5 mg/g compost
COD	<700 mg/g (peso seco)
ATP	Decreciendo a estable
Actividad enzimática	Incrementándose estable
Polisacáridos	<30 – 50 mg glucósidos/g. peso seco
Reducción de azucares	35%
Germinación	<8
Nematodos	Ausentes

Fuente: Colomer y Gallardo (2007).

Los estudios nutricionales han demostrado que las bacterias pueden asimilar varios compuestos orgánicos carbonados y usarlos para hacer nuevo material celular (carbono proporciona una fuente de energía), las bacterias requieren de nitrógeno para producir otras bacterias (necesaria para el crecimiento y funcionalidad de la célula), el azufre se requiere porque es un componente estructural de los aminoácidos cisteína y metionina (Madigan et al., 2009).

III.5.4.2. Variación del tratamiento biológico

La filtración biológica oxida el ácido sulfhídrico (H₂S) a sulfato, esta oxidación se lleva a cabo gracias a la acción de los microorganismos que se desarrollan en el medio filtrante, el sulfato es un compuesto químico exento de riesgo, por lo cual, ya no requerirá de una tecnología adicional de tratamiento. Las investigaciones muestran que un proceso biológico de tratamiento de gases es lento y se obtiene una mayor eficiencia cuando los contaminantes se encuentran en menores concentraciones (Gonzales, 2006; Revah y Ortiz, 2004).

La oxidación del compuesto más reducido de azufre (H₂S) se da a través de la oxidación (pérdida de electrones por un sustrato) como los electrones no pueden permanecer en estado libre en solución no es posible que se separen de un cuerpo sin la presencia de otro compuesto

que fije electrones. Esta oxidación permite la formación de azufre elemental (S^0) (Madigan et al., 2009; Pelczar y Reid, 1978).

Algunas bacterias que oxidan el H_2S depositan el azufre elemental dentro de la célula (el azufre depositado es una reserva de energía) cuando se agota el suministro de H_2S , se puede obtener energía adicional mediante la oxidación del azufre a sulfato. Uno de los productos de las reacciones de oxidación de azufre es el H^+ esta producción de protones da lugar a un descenso de pH, por lo cual, un resultado de la oxidación de compuestos reducidos de azufre es la acidificación del medio (Madigan et al., 2009; Pelczar y Reid, 1978).

El tratamiento biológico es el proceso más reconocido y adecuado para el tratamiento de gases residuales, por sus ventajas económicas y energéticas son consideradas tecnologías limpias, los diseños más empleados son; Los biofiltros de lecho escurrido, los biolavadores y los biofiltros de lecho fijo son las variaciones del tratamiento biológico, cada variación con distintas características, ventajas y desventajas las cuales se detallan en la tabla 19 (Bolívar 2004; Etcharren, 2005; Omri et al., 2011).

Tabla 19– Variaciones de un tratamiento biológico, ventajas y desventajas

Tipo de biofiltro	Ventajas	Desventajas
Biofiltro de Lecho Fijo	Altas superficies de contacto gas – líquido, fácil arranque y operación, bajos costos de inversión, soporta periodos sin alimentación, conveniente para operación intermitente, no produce agua de desecho.	Poco control sobre fenómenos de reacción, baja adaptación a altas fluctuaciones de flujo de gas.
Biolavador	Mejor control de la reacción, posibilidad de evitar acumulación de subproductos, equipos compactados, baja caída de presión	Baja superficie de contacto gas – líquido, no soporta periodos sin alimentación, genera lodo residual, arranque completo, necesidad de aireación extra, altos costos de inversión, operación y mantenimiento, necesidad de suministrar nutrientes.
Biofiltro de Lecho Escurrido	Control de concentraciones de sustratos, posibilidad de evitar acumulación de subproductos, equipos compactos, baja caída de presión, alta transferencia de oxígeno y del contaminante.	Baja superficie de contacto gas – líquido, generación de lodos, no soporta periodos sin alimentación, necesidad de suministrar nutrientes, arranque complejo, altos costos de inversión, operación y mantenimiento, taponamiento por biomasa, producción de agua de desecho, no conveniente para tratamiento de contaminantes cuyos subproductos son compuestos ácidos.

Fuente: Etcharren (2005).

Todas ellas operan bajo el mismo mecanismo, difieren en su diseño, control de parámetros, flexibilidad de operación y en sus características funcionales. Entre las principales diferencias están la presencia o ausencia de soporte orgánico, inorgánico o sintético (Etcharren, 2005; Vergara et al., 2003).

a. Biofiltro de lecho fijo:

Tecnología en la cual se emplean microorganismos (biomasa) fijados al medio porosos (lecho) a fin de degradar los contaminantes presentes en la corriente de aire. Los microorganismos forman una biopelícula adherida a la superficie del medio de soporte fabricado por materiales orgánicos que proveen soporte a los microorganismos y nutrientes, en estos sistemas el gas a tratar pasa previamente por un humidificador para mantener la humedad del sistema, como se observa en la figura 9. Se utiliza para tratar compuestos con constantes de Henry menores de 10 y concentraciones de contaminante menores de 1 g/m^3 (EPA, 2003; Kok, 1992; Ramírez, 2007).

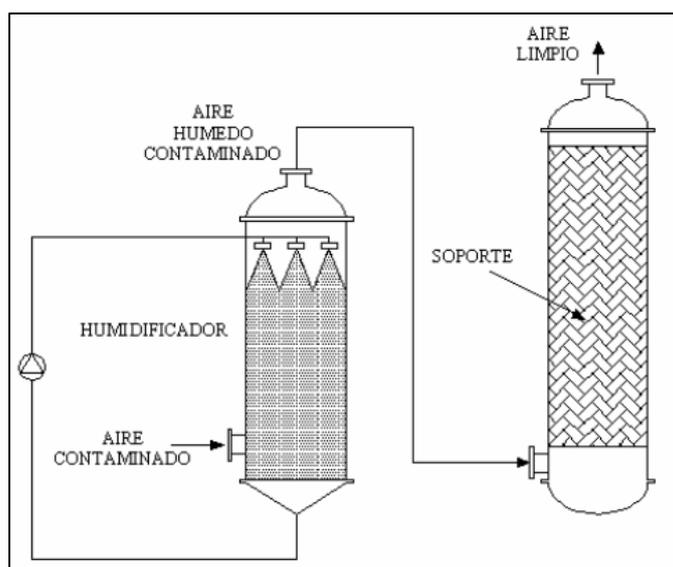


Figura 9 – Sistema de biofiltración de lecho fijo con Humidificador (Ramírez, 2006).

b. Biolavadores:

Esta tecnología consta de 2 fases, en la primera fase el gas es absorbido en la columna de aspersión y posterior a ello el contaminante es oxidado en el bioreactor. El líquido proveniente de la columna de aspersión es recirculado hacia el reactor de lodos, la cual proveerá de nutrientes inorgánicos que sostendrán estable la vida microbiana, cuando la concentración de contaminantes es alta se inyecta aire a fin de completar la oxidación (figura 10) (Revah y Ortiz, 2004).

La fase móvil (bioreactor) permite controlar adecuadamente la temperatura, pH, la adición de nutrientes y se puede eliminar fácilmente los efectos inhibitorios. Estos sistemas son adecuados cuando el contaminante es altamente soluble, sin embargo, dada la necesidad de la transferencia del contaminante de la fase gas a la gaseosa esta tecnología se restringe a compuestos con constantes de Henry menores a 0.01 y a concentraciones de contaminante menores a 5 g/m^3 (Kennes y Thalasso, 1998; Kok, 1992).

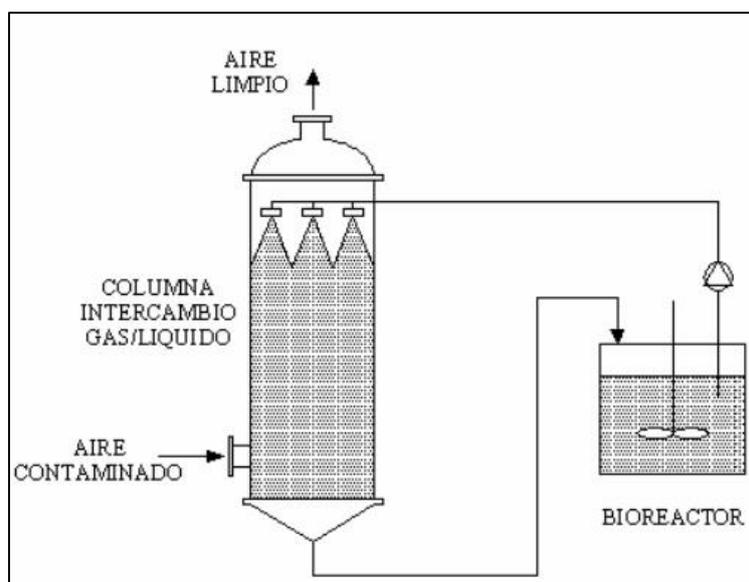


Figura 10 – Biolavador de 2 fases, humidificador y con oxidación Biológica (Ramírez, 2006).

c. Biofiltro de escurrimiento:

En esta técnica la adsorción y oxidación ocurren simultáneamente. Se tienen columnas empacadas con material que permitirá el desarrollo de la biopelícula. Se recomienda volúmenes vacíos altos (90 – 95%) es decir mayor porosidad del medio filtrante a fin de minimizar la caída de presión y reducir el riesgo de obstrucción por el crecimiento microbiano, en estos filtros se alcanza una alta densidad poblacional de microorganismos lo cual es favorable para aumentar la eficiencia.

Es recomendable mantener las condiciones de humedad, pH y eliminar los productos degradados (gas ya tratado que viene a ser el efluente). En la oxidación del sulfuro, el sulfato es un producto oxidado, sin embargo, este una vez acumulado disminuye el pH del medio y a concentraciones altas resulta inhibitorio para los microorganismos (Revah y Ortiz, 2004).

A través del lecho se alimenta la corriente gaseosa con el contaminante a eliminar, como se observa en la figura 11. Por la parte superior se añade una corriente líquida que puede ser recirculada para aportar con nutrientes a la biopelícula y reincorporar a los microorganismos

sulfoxidantes aun en condiciones de seguir metabolizando el contaminante. Esta técnica es empleada para tratar compuestos con constantes de Henry menores de 1 y concentraciones de contaminantes menores de 0.5 g/m^3 (Kennes y Thalasso, 1998; Kok, 1992).

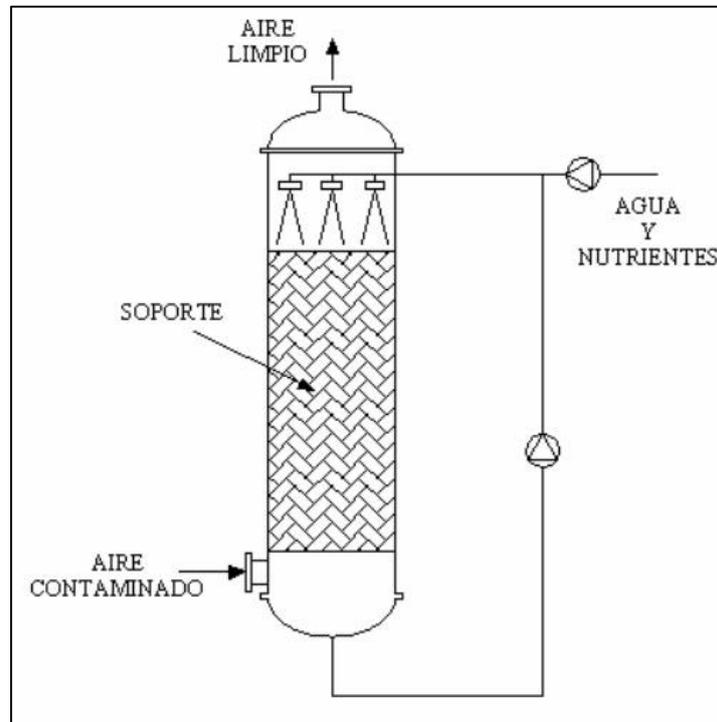


Figura 11 – Biofiltro de escurrimiento (Ramírez, 2006)

III.6. Dimensionamiento del biofiltro y parámetros de operación

El dimensionamiento se desarrolla de manera secuencial y para su correcto desarrollo se deben considerar recomendaciones establecidas por investigaciones anteriores tal como se observa en la tabla 20, estos cálculos son fundamentales para diseñar un biofiltro. Una vez diseñado el biofiltro requiere de un cuidado a nivel operacional minucioso a fin de optimizar su funcionalidad por ello los parámetros deben basarse en la recomendaciones experimentales, los parámetros importantes a considerar se muestran en la tabla 21.

Tabla 20 – Variables que influyen en la eficiencia de remoción, necesarias que se deben considerar durante la operación del biofiltro

Variable	Importancia	Recomendado
Medio filtrante adecuado	Soporte adecuado para el desarrollo del biopelícula debe permitir una circulación adecuada del aire.	Materiales sintéticos amortiguan los cambios de pH.
pH	Si se inocula, tener en cuenta el pH en el que las bacterias sulfoxidantes se desarrollan	6 – 8
Resistencia a la compactación	A fin de evitar la caída de presión.	Granulometría adecuada
Presencia de nutrientes	Provee de nutrientes	Alto contenido de materia orgánica (35 %- 55 %) y alta concentración de microorganismos.
Efecto de la presión	Disminuir la caída de presión, ya que, si no se requerirá de sopladores.	Buscar una mayor porosidad del material filtrante
Humedad	Mantener la humedad adecuada a fin de evitar la caída de presión cuando los poros se llenan de agua y los nutrientes serian arrastrados formando residuos (lodo). El déficit de humedad causara inactivación de microorganismos.	40 – 60%
Microorganismos	Cuando se emplean organismos autótrofos el material de construcción debe permitir el ingreso de luz solar.	Acrílico
Temperatura	Ajustar a las necesidades del microorganismo por lo general son mesofilicos.	15 – 41 °C
Biopelícula	Es en ella donde los microorganismos realizan su actividad metabólica (oxido - reducción). En ella ocurre la transmisión de nutrientes.	Considerar compuestos tóxicos y concentración de contaminante.

Fuente: Adaptado de Etcharren (2005).

Tabla 21 – Cálculos a realizar para diseñar adecuadamente un sistema de biofiltración

Cálculo	Fórmula	Recomendación
A = Área de la sección transversal (m ²) Q= Caudal de gas (m ³ /h) V= Velocidad de diseño de gas (m/s)	$\frac{Q}{V}$	Velocidad entre 1 – 3 m/s, menor velocidad aumentara tiempo de contacto entre líquido y agua.
D = Diámetro de la columna	$D = \sqrt{\frac{4 \times A}{\pi}}$	
Altura promedio de la columna	$\frac{L}{Dr}$	La relación entre longitud y el diámetro varía entre (3 - 6).
EBRT = Tiempo de residencia del gas en el biofiltro (s)	$\frac{V_f}{Q}$	V _f = Volumen del lecho filtrante (m ³).
Tiempo de Residencia real	$Tr = \frac{V_f \times \theta}{Q}$	Se considera la porosidad del medio filtrante.
Carga volumétrica; C.V. (m ³ /m ³ .h)	$\frac{Q}{V_f}$	Cantidad de gas que será purificado, por unidad de volumen
Carga superficial; C.S. (m ³ /m ² .h)	$\frac{Q}{A}$	Cantidad de gas que será purificado, por área de medio filtrante.
Carga másica volumétrica (g/m ³ .h) *C _e = Concentración de entrada de contaminante (g/m ³)	$\frac{Q \times C_e}{V}$	Masa de contaminante que ingresa al biofiltro por volumen de material filtrante por tiempo.
Carga másica superficial (g/m ² .h)	$\frac{Q \times C_e}{A}$	Masa de contaminante que ingresa al biofiltro por área por tiempo.
Eficiencia de eliminación (ER) *C _s = Concentración de salida del contaminante (g/m ³)	$\frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100$	Evidencia cual es la eficiencia del bioreactor.

Fuente: Adaptado de Marín (2011).

Las tecnologías biológicas no generan contaminantes secundarios, los costos de inversión y operación son bajos, fáciles de operar y son energéticamente eficientes, poseen una alta eficiencia de remoción (eliminación del contaminante), permiten trabajar a temperaturas relativamente bajas (15 a 30 °C) y a presión atmosférica (Marín, 2011).

III.7. Antecedentes

Nelson y López (2003) determinaron la eficiencia de remoción de un biofiltro para remover sulfuro de hidrógeno, implementando 4 unidades de control de olores: 1 biofiltro Monashell para tratar las emisiones provenientes de las aguas servidas que ingresan a la planta de tratamiento de aguas residuales, una unidad de carbón activado para tratar las emisiones provenientes de los espesadores de lodos y los estanques de lodos, 1 biofiltro de algas calcinadas que trataban las emisiones provenientes de los digestores, 1 biolavador que trata los olores proveniente de los clarificadores secundarios. Los monitoreos semanales de cada unidad de tratamiento se realizaron empleando tubos Dragger, Jerome 631 – X y data – logger. Estas mediciones se realizan a la entrada y salida de cada unidad. Se alcanzó una eficiencia máxima de 99% con el biolavador y filtro de carbón activado. La alta porosidad del carbón activado provee una mejor transferencia del gas hacia los poros altamente colonizados por las bacterias, favoreciendo su descontaminación. Los resultados se observan en la tabla 22.

Tabla 22 – Resultados mediciones en terreno planta de tratamiento de aguas residuales Mogden.

Unidad de control de olores	Fecha	Remoción de H ₂ S (%)	Fuente de aire
Biofiltro	Octubre 2002	86	Planta elevadora
Bioscrubber	Octubre 2002	99	Espesadores
Carbón Activado	Julio 2003	99	Espesadores y lodos importados

Fuente: Nelson y López (2003).

Ramírez M (2007) evaluó el efecto del tiempo de residencia, tratando concentraciones de H₂S en el rango de 6,9 - 93,7 ppmv inoculando cepas de *Thiobacillus thioparus* (ATCC 23645) bacterias que pertenece al reino *Eurobacterium* y a la familia *Thiobacillaceae*, bacterias estrictamente aerobia y autótrofa. El material de soporte para la bacteria fue espuma de poliuretano el cual tiene una densidad de 20 kg/m³ y una porosidad de 96% se utilizaron cubos de 1 cm³ las cuales se obtuvieron a partir de planchas de espuma de 1 cm de espesor, la superficie específica de la espuma de poliuretano es de 600 m²/m³. Para cada valor de carga de alimentación se fue disminuyendo simultáneamente el tiempo de residencia del gas y la concentración de entrada, de forma que la carga fuese constante. Se emplearon tiempos de residencia de 150, 120, 90, 60, 30, 20 y 11 segundos. Una disminución del tiempo de residencia del gas provoca una baja del porcentaje de eliminación. Así, para las cargas estudiadas de 2,89 y

11,50 gS/ m³h, el porcentaje de eliminación fue mayor de 99% para tiempos de residencia mayores de 90 segundos.

Omri et al. (2011) evaluaron la eficiencia de remoción, los cambios de pH y las células bacterianas presentes en un sistema de biofiltración. La concentración de H₂S presente en el gas estaba en el rango de 227,2 – 1136 mg/m³. El biofiltro de forma cubica, 2 m de altura, anchura exterior de 5.4 m y un ancho interno de 4.9 m, conformado por turba como medio de soporte, tratando el contaminante en un tiempo de residencia de 60 segundos. El biofiltro operaba a flujo descendente para mantener el medio filtrante con el porcentaje de humedad adecuada se hidrataba y nutria a los microorganismos con el agua residual ya tratada. El pH fue medido utilizando un pH metro digital calibrado (HANNA pH 210), la concentración de H₂S gaseoso a la entrada y salida del biofiltro eran continuamente medidas con detectores de gas en tubos (tubos colorimétricos – Rohrchen, Alemania) con rangos de detección entre 100 – 2000 ppm para la entrada y 1 – 200 ppm para la salida.

Al cabo de 150 días de continua operación la concentración de H₂S fue periódicamente determinada a fin de calcularse la eficiencia, los resultados se muestran en la figura 12. El sistema de biofiltración compuesto por turba alcanzo eficiencias hasta del 99% con fluctuaciones en la eficiencia debido a las variaciones de concentración del contaminante, sin embargo, a pesar de ello la eficiencia no llego a ser inferior al 90% (Omri et al., 2011).

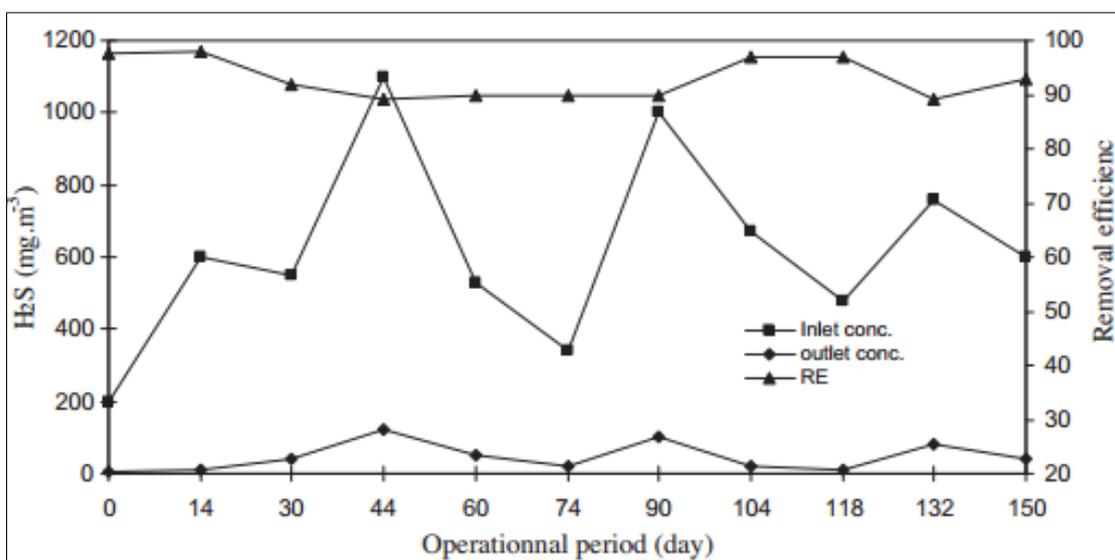


Figura 12 – Desempeño global de un biofiltro tratando H₂S durante una Operación de 150 días, eficiencia de remoción, entrada y salida de las concentraciones de H₂S (Omri et al., 2011).

El control del pH fue un parámetro muy importante para el funcionamiento del biofiltro, ya que, el desarrollo microbiológico es fuertemente influenciado por él. Los cambios en el pH estuvieron en el rango de 2,5 – 7,8; 3,3 – 7,5 y 6 – 7,3 en la parte baja, intermedia y alta del biofiltro (ya que este parámetro era medido a distintas alturas del biofiltro), los autores recomiendan que para favorecer la actividad microbiológica es adecuado mantener el medio filtrante en un pH neutro y cualquier variación afectara en la eficiencia de la remoción. El descenso en el pH se dio a los 30 días de operación (descendió en 2.5 el valor), descenso que se visualiza también en la figura 12, a través del cual se percibe un descenso en la eficiencia de remoción, además, el porcentaje de humedad debe ser mantenido entre 20% y 60% (Omri et al., 2011).

Treto et al. (2011) evaluaron la remoción de sulfuro de dimetilo mediante biofiltración con caña inoculando microorganismos (*Hyphomicrobium VS*). El bagazo fue tamizado hasta obtener partículas entre 4 y 8 milímetros pues tamaños grandes: (>30 mm), darían una densidad de empaque baja (kg bagazo/ m³ reactor) y posibilidad de acanalamiento, ambos factores promueven capacidades de eliminación (CE) bajas. El *Hyphomicrobium VS* se cultivó añadiendo 50 µL de la cepa. Las concentraciones de sulfuro de dimetilo (DMS) fueron medidas en un cromatógrafo (Varian 3700) equipado con un detector de flama ionizada y una columna de 30 m CO – SIL 5 CB empacada con un diámetro de 0.53 mm y un espesor de la película de 5 µm. El biofiltro fue construido empleando Plexiglas con diámetro de 0.045 y un volumen de empaque de 1.5 litros, las conexiones fueron hechas con teflón. Las condiciones de operación del biofiltro son mostradas en la tabla 23.

Tabla 23 – Condiciones de operación del biofiltro

Tiempo de operación (días)	EBRT (segundos)	Carga de entrada (g dms/m ³ h)	Concentración inicial (ppmv dms)
0 – 30	180	0.62	12
31 – 60	90	1.25	12
61 – 90	180	2.6	50
91 – 120	90	5.2	50

Fuente: Treto et al. (2011).

Los primeros 30 días el biofiltro opero a 0.62 m³/h y una concentración de entrada de 12 ppmv alcanzando al cabo de 8 días un 94% de remoción, a partir del décimo día se estabilizo su funcionamiento alcanzando una remoción del 96%, a los 24 días se alcanzó la máxima remoción de 97.6%. A los 31 días se duplico el flujo de alimentación manteniendo la concentración de 12 ppmv de DMS, sin embargo, a consecuencia de esta variación la eficiencia se redujo hasta un 87%, no obstante, su capacidad de eliminación aumento a 1.09 gDMS/m³h. A los 61 días de

operación se incrementó la concentración de entrada a 50 ppmv de DMS a un flujo de entrada de 2.6 m³/h a estas condiciones la eficiencia descendió hasta 71% esta disminución se debió a las nuevas condiciones a las que tuvo que adaptarse el microorganismo. Finalmente a los 91 días se duplica la carga hasta 5.20 gDMS/m³h produciéndose una disminución brusca de la eficiencia hasta 65%, no obstante, a los 11 días de adaptación a estas nuevas condiciones el biofiltro logra alcanzar una eficiencia de 90% (Treto et al., 2011).

Ramírez M (2006) estudio la influencia de las principales variables de operación sobre la eficacia del proceso de eliminación de H₂S por biofiltración *Th. Thioparus* inmovilizado en espuma de poliuretano utilizando un biofiltro de escurrimiento. Para generar la corriente de entrada se disponía de una botella de 50 litros a 150 bares, compuesta por: 0,5% de H₂O; 21% de H₂S y el resto de N₂. La corriente estaba concentrada (5000 ppmv) haciendo necesaria una dilución a fin de obtenerse el caudal y la concentración deseada. El aire contaminado procedía de una compresora industrial con posibles restos de otros contaminantes por ello fue necesario acondicionar el gas a través de un prefiltrado. El biofiltro fue construido de PVC transparente de 63 mm de diámetro y 320 mm de altura útil. El volumen de trabajo fue de 800 ml (altura =257 mm), con una capacidad de soporte de 10.5 kg. Se empleó un caudal de recirculación de 190 ml/h a una velocidad de 0.06 m/h, la temperatura de trabajo se mantuvo constante a 30 °C y para medir la concentración de ácido sulfhídrico se utilizó un sensor específico de la marca Crowcon (Modelo GASFLAG, TXGARD - IS). Las variables estudiadas fueron: tiempo de residencia (EBRT = "Empty Bed Resident Time") de 10, 30, 70 y 100 segundos con concentraciones de entrada de 10 hasta 758 ppmv y concentraciones de sulfato de 4 hasta 9 g/L. Las variables fijas: volumen de empacado 800 mL, cantidad de soporte 10.5 kg, tamaño de espuma de 1 cm³, la temperatura se mantuvo constante a 30 °C y con un pH de 7.0

El experimento duro 152 días. La experimentación se inició con el mayor tiempo de residencia y la concentración más baja. Para cada concentración de entrada se realizó la medida de la concentración de salida, para los cuatro tiempos de retención de residencia se mantuvo una concentración de sulfato en el medio de recirculación menor de 3 – 4 g/L. Una vez acabado este estudio se estudió el efecto inhibitor de la variación de las concentraciones (35, 200 y 600 ppmv) a un tiempo de residencia continuo de 30 segundos. Con una alimentación de 150 ppmv los porcentajes de eliminación obtenidos fueron de 99.5, 98.6, 74.8 y 47.3 para 100, 70, 30 y 10 segundos, respectivamente, por lo que se comprueba que al aumentar el caudal diez veces se produce una disminución del 99.5 al 47.3 % de eficiencia de remoción. Esta disminución no se debe a un insuficiente tiempo de reacción entre el sustrato y la biomasa, la disminución se produce por un problema de difusión del sustrato de la fase gas a la fase líquida dada la baja solubilidad del ácido sulfhídrico (Ramírez M, 2006).

Oyarzun et al. (2003) diseñaron un sistema de biofiltración utilizando turba como material de soporte para el desarrollo de *T. thioparus* (ATCC 23645) para tratar una corriente gaseosa con altas concentraciones de H₂S. El biofiltro fue construido en tubo de acrílico de 0.055 m de diámetro y 0.6 m, el flujo de caudal fue controlado con un Aalborg (Model GFC17, USA). El sulfuro de hidrogeno fue analizado empleando la cromatografía (Perkin – Elmer, USA) equipado con un detector de conductividad térmica. El pH de la turba fue determinado mezclando 5 g con 50 ml de agua destilada por 15 minutos para su posterior determinación con un pH metro. La inoculación al sistema permitió la colonización eficientemente en la turba con *T thioparus* alcanzando 2.7×10^8 células por gramos de turba seca. La figura 13 muestra la eficiencia de remoción obtenida en función a la concentración de H₂S y el flujo volumétrico del gas. Un descenso gradual en la eficiencia se observó cuando la concentración se incrementó, obteniéndose mejores resultados a condiciones de un bajo flujo. El biofiltro alcanzo una eficiencia del 100% a concentraciones de H₂S fue de 355 ppm y un flujo de 0.030 m³/h. Cuando la concentración de H₂S se incrementa la eficiencia de remoción decrece, reduciéndose de 90 a 60% con 0.070 y 0.140 m³/h respectivamente.

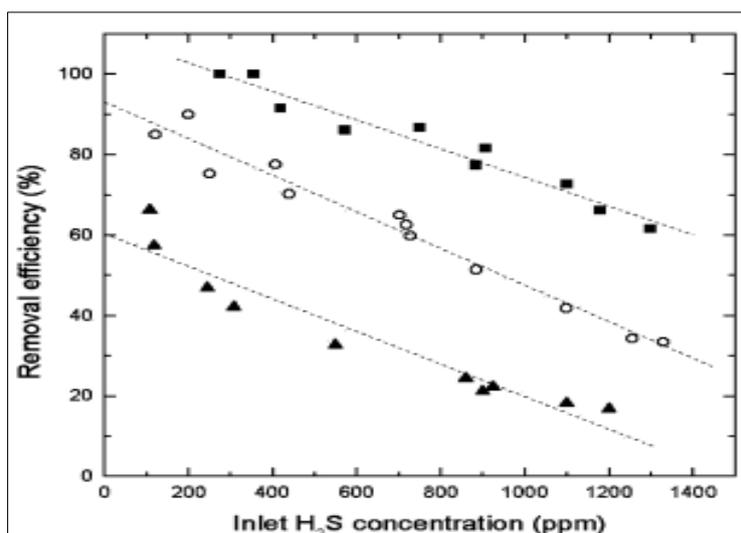


Figura 13 - Eficiencia de remoción de un biofiltro en función a la concentración Inicial de H₂S, a diferentes velocidades de la corriente: (■) 0.030 m³/h; (○) 0.070 m³/h; (▲) 0.140 m³/h (Oyarzún et al., 2003).

Elizondo y Herrera (2012) evaluaron 4 medios filtrantes para la reducción del sulfuro de hidrógeno a fin de mejorar la calidad del biogás para lo cual se construyeron 4 filtros para los cuales los materiales filtrantes fueron: la cascara de coco, grava, arena, aserrín, carbón vegetal y bokashi. Las fibras de coco estaban en su estado original, el aserrín con un tamaño menor a 1 cm, el carbón vegetal de 3 – 5 cm, grava de 1 a 2 cm.

Dos 2 filtros conformado por tres capas: su primera capa una mezcla de cascara de coco y grava, la segunda capa de aserrín y arena (primera y segunda capa ayudaban a absorber la humedad) a fin de facilitar la adsorción del H_2S en la tercera capa constituida por carbón vegetal. Los 2 siguientes filtros constituidos de la misma forma (primera y segunda capa para absorber humedad) con excepción de la tercera que estaba conformada por bokashi. Al finalizar la experimentación los resultados fueron contrastados, se determinó que para los filtros compuestos en su tercera capa con carbón activado la eficiencia de remoción promedio alcanzada fue de 97%, en cambio, para los filtros compuestos en su última capa por bokashi la eficiencia promedio de remoción alcanzada fue de 96%. Las diferencias en los porcentajes de reducción de H_2S se deben a la forma en que se encuentran disponibles las moléculas de carbono en el medio filtrante de carbón vegetal y bokashi, ya que, en el carbón vegetal las partículas de carbono no se encuentran asociadas con otros compuestos. A través de una prueba estadística T Student se determinó que a pesar de la mínima diferencia porcentual existe una diferencia significativa entre las eficiencias, siendo el medio filtrante de carbón vegetal el más eficiente, el biogás después de pasar por el medio filtrante de carbón activado sale con una mayor calidad a comparación del biogás que pasa por el medio filtrante de bokashi (Elizondo y Herrera, 2012).

Omri et al. (2013) Investigaron el efecto del incremento de la velocidad de flujo del H_2S primeramente sobre el biofiltro (capacidad de eliminación y su eficiencia de remoción) y segundo en la diversidad bacteriana y su dinámica, varios parámetros fisicoquímicos y microbiológicos fueron monitoreados incluyendo la concentración de H_2S , contenido de humedad, pH, Demanda química de oxígeno (DQO), concentración de sulfato y numero de colonias formadas.

El biofiltro fue diseñado de forma cubica con una altura de 2 m, anchura exterior de 5.4 m y anchura interior de 4.9 m, rellena con turba (altura de 1 m y porosidad de 60%), la concentración de H_2S inestable en el flujo de entrada al biofiltro ($200 - 1300 \text{ mg/m}^3$) razón por la cual los microorganismos fueron afectados contrastando con el tiempo de residencia de 60 segundos. Se agregó una solución nutriente que fue roseada por la parte superior del biofiltro a fin de mantener su humedad y de proveer de nutrientes a los microorganismos el flujo de irrigación fue invariable. Se concluye que el porcentaje de humedad debe ser mantenido entre el 40 y 60% a fin de mantener la actividad biológica, además los resultados demuestran que la turba y el compost como materiales de empaque (soporte de microorganismos) poseen una buena capacidad para retener la humedad debido a que ellas poseen una elevada área específica, capacidad de absorción y potencial de retención de humedad, además, determinaron que las bacterias sulfuro oxidantes prefieren un medio acido (pH 3) en la mencionada investigación se determinaron los parámetros a 3 distintas capas (alturas) fondo, medio y parte superior para las

cuales en el fondo y el medio los rangos de variación se encontraron entre 4 – 7.8 y 3.3 – 7.5 respectivamente, sin embargo, en la parte superior los cambios de pH fueron insignificantes (6 – 7.3) estas variaciones del fondo y el medio se pueden deber a la producción de H⁺ y sulfato o el ácido sulfúrico producto de la oxidación del H₂S, también, se determinó que las mayores caídas de pH se debieron a un incremento en la concentración de H₂S (Omri et al., 2013).

La eficiencia de remoción decrece de 99% a 64% inmediatamente cuando la carga de H₂S es incrementada de 6 g/m³h a 10 g/m³h. El pH y la concentración de H₂S afectan el desarrollo del biofiltro, así mismo, los resultados demuestran que un sistema de biofiltración conteniendo turba como medio de soporte es apto para remover H₂S de los contaminantes odoríferos producidos por el tratamiento de las aguas residuales, la turba suministra un ambiente rico y nutritivo para el desarrollo bacteriano por su capacidad de retención de humedad y su efecto tampón, los microorganismos más abundantes encontrados en el biofiltro con bacteria heterótrofas como *Pseudomonas* y *Xanthomonadacea bacterium* y se demuestra que los microorganismos cambian simultáneamente conforme la concentración de H₂S se incrementa y estos cambios afectan la eficiencia de remoción (Omri et al., 2013).

Morgan y Noyola (2005) compararon el desempeño biofiltros a escala para remover H₂S operando bajo 2 regímenes: convencional y con mezcla (retirar el medio filtrante cada 2 días y homogeneizar manualmente); la operación convencional conduce el gas contaminado a través de un medio de soporte (compost), agregando por la parte superior agua para mantener la humedad. Se monitoreó el contenido de humedad, caída de presión, pH, acumulación de sulfato y los cambios físicos del medio filtrante (tamaño de partícula, esfericidad, fracción de vacío, zonas muertas y distribución de gas).

El medio filtrante estaba constituido por compost maduro producido por alimento y restos de jardín como estiércol de caballo, el compost tenía una relación de C/N de 20, contenido de humedad de 65%, pH de 7.48 y alcalinidad de 357 mg CaCO₃/L, una real y densidad aparente de 1.1 y una fracción de vacío de 46%. Durante la puesta en marcha del biofiltro la remoción alcanzada fue de 63 ± 10%, eso demuestra la elevada capacidad de remoción de H₂S que tiene, al inicio de este periodo (0 – 25 días) el biofiltro fue capaz de soportar altas variaciones de carga (± 50%). Durante los primeros 25 días el pH descendió de 7.5 a 4.5. El tiempo de residencia fue controlado en 5 puntos de muestreo cada sección con 9.7 segundos de tiempo retención a fin de llegar al punto 5 con un tiempo de residencia total de 48.6, como lo esperado se alcanzó una eficiencia de remoción de 100% a los 40 s. Se recomienda una operación del biofiltro con mezclado del lecho, este mezclado provee condiciones adecuadas para controlar la acumulación de sulfato (Morgan y Noyola, 2005).

CAPITULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

III.1. Lugar de ejecución

Este proyecto de investigación fue desarrollado en el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería (CITRAR – FIA - UNI). Se encuentra ubicado en la parte norte del campus universitario, Sector “T” en un área de 4.5 Ha, al lado derecho de la avenida Túpac Amaru en el distrito del Rímac. En el anexo 2 se detalla cada proceso de tratamiento.

III.2. Materiales e Insumos

III.2.1. Materia Prima

La unidad de captación del Centro de Investigación tiene una capacidad máxima de 10 L/s, sin embargo, el caudal de agua que es tratado por la planta es inferior, datos que fueron necesarios para el dimensionamiento del biofiltro (Anexo 3).

Las aguas residuales que son captadas para ser tratadas en el centro de investigación provienen de los asentamientos humanos el Ángel y el Milagro grupos poblacionales que pertenecen al distrito de Independencia (Censo 2007 – 207 647 habitantes), se requirió conocer la caracterización de las aguas residuales que ingresan a la planta (afluente) a fin de determinar las concentraciones de materia orgánica, sulfatos y sólidos.

Dicha caracterización permitió calcular la producción de biogás, se emplearon las fórmulas simplificadas por Chernicharo (Ecuación 4, 5 y 6), se contrastó este resultado con el hallado experimentalmente.

- i. Producción de biogás:

$$DQO_{CH_4} = Q \times (S_o - S) - Y_{obs} \times Q \times S_o \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde:

DQO_{CH_4} =Carga de DQO convertida en metano (KgDQO_{CH4}/d)

Q =Caudal de agua residual afluente (m³/d)

S_o=Concentración de DQO afluente (KgDQO/m³)

S =Concentración de DQO efluente (KgDQO/m³)

Y_{obs} =Coeficiente de producción de sólidos en el sistema, en términos de DQO (0,11 a 0,23 kgDQO_{lodo} / kgDQO_{apl}).

La conversión de la masa de metano ($\text{kgDQO}_{\text{CH}_4}/\text{d}$) en producción volumétrica ($\text{m}^3\text{CH}_4/\text{d}$) puede hacerse utilizando las siguientes ecuaciones 5 y 6:

$$f(t) = \frac{P \times KDQO}{R \times (273+T)} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Q_{CH_4} = producción volumétrica de metano (m^3/d)

$f(t)$ = Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor (KgDQO/m^3).

P = Presión atmosférica (1 atm).

K_{DQO} = DQO correspondiente a un mol de CH_4 (64 gDQO/mol).

R = Constantes de los gases (0,08206 atm.L/mol.K).

T = Temperatura operacional del reactor ($^{\circ}\text{C}$).

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{DQO_{\text{CH}_4}}{f(t)} \quad (\text{Ecuación 6})$$

III.2.2 Técnica empleada

Para la presente investigación se empleó la biofiltración de escurrimientos, ya que, la constante de Henry del ácido sulfhídrico es de 0.41, esta técnica evita la acumulación de subproductos (reduce la acumulación de sulfatos), no se generan zonas muerta ni favorece la formación de grietas preferenciales que generen caídas de presión. El desarrollo microbiano alcanzado es alta, por ende, su eficiencia será mayor. Recomiendan tener especial consideración sobre el pH y el porcentaje de humedad sobre el medio filtrante. Las dimensiones del biofiltro dependen de la cantidad de biogás producido por el reactor, por ello los cálculos realizados fueron determinantes.

El medio de soporte para el desarrollo y proliferación de los microorganismos fue constituido por compost, el cual fue adquirido y analizado a fin de determinarse su composición nutricional.

III.2.3 Materiales y equipos

Los materiales y equipos en óptimas condiciones (calibrados y en perfecto estado de conservación,) a fin de proveer resultados precisos. A continuación se muestran los materiales y equipos en las siguientes tablas 24 y 25.

Tabla 24 – Materiales y equipos empleados para la determinación de caudal de biogás producido por el reactor anaerobio tipo UASB

Cantidad	Material y/o equipos
3	Bolsas de aluminio
1	Cronometro
2	Válvula de ½ pulgada
2	Balde (adaptado a tanque Mariotte)
6	Caja de guantes (100 unidades)
6	Alcohol (Botella de litro)
1	Probeta de 100 mL
1	Probeta de 1000 mL
1	Materiales de escritorio

Tabla 25 – Materiales y equipos empleados para la determinación de la concentración de Sulfuro de hidrogeno, implementación del biofiltro y evaluación de eficiencia de remoción

Cantidad	Material y/o equipos
1	Detector monogas por difusión
5	Manguera de ½ pulgada (metros)
1	Recipiente de acrílico de 3 mm espesor
3	Compost (kg)
2	Válvula de pulgada y media
5	Válvulas de ½ pulgada
1	Higrómetro
1	Rotámetro
1	Software para el análisis estadístico (Statistica 7.0)

III.3. Variables de estudio

Las variables independientes estudiadas fueron: La concentración de H₂S del afluente (ppm) y tiempo de residencia (s). La variable dependiente fue la eficiencia de remoción del sulfuro de hidrógeno (%).

III.3.1. Variables independientes

- Concentración de ácido sulfhídrico en un rango de 41 a 190 partículas por millón.
- El tiempo de residencia en un rango de 10.80 a 43.20 segundos.

III.3.2. Variables dependientes

- La eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico obtenida luego de la oxidación de sulfuro de hidrogeno, resultados que serán expresados en porcentajes.

III.4. Procedimientos

El procedimiento de trabajo se dividió en cuatro partes: Inicialmente se realizó la determinación del caudal del biogás, posterior a ello fue necesario la determinación de la concentración de H₂S en el biogás, producto de estas primeras actividades se pudo establecer el diseño del biofiltro y finalmente se evaluó la eficiencia de remoción del ácido sulfhídrico (H₂S).

III.4.1. Determinación del caudal de biogás

Previa a esta actividad fue necesaria la implementación de algunas mejoras en el sistema de conducción del biogás (válvulas, tubos, mangueras), con el fin de reducir el riesgo de pérdida de biogás por fugas (Figuras 14 y 15). Durante 2 semanas se hicieron mediciones diarias del caudal de biogás generado, 3 horarios (9 a.m., 12p.m. y 3 p.m.). Se hizo uso de la bolsa de aluminio (permitió acumulación de biogás) y el tanque Mariotte (permitió determinar el volumen de biogás) (Figura 16 y 17). Los pasos seguidos son presentados en el diagrama de flujo (Figura 18) (Anexo 4).



Figuras 14 y 15 – Antes y después de las mejoras



Figura 16 y 17 – Bolsa de aluminio y adaptación de tanque Mariotte

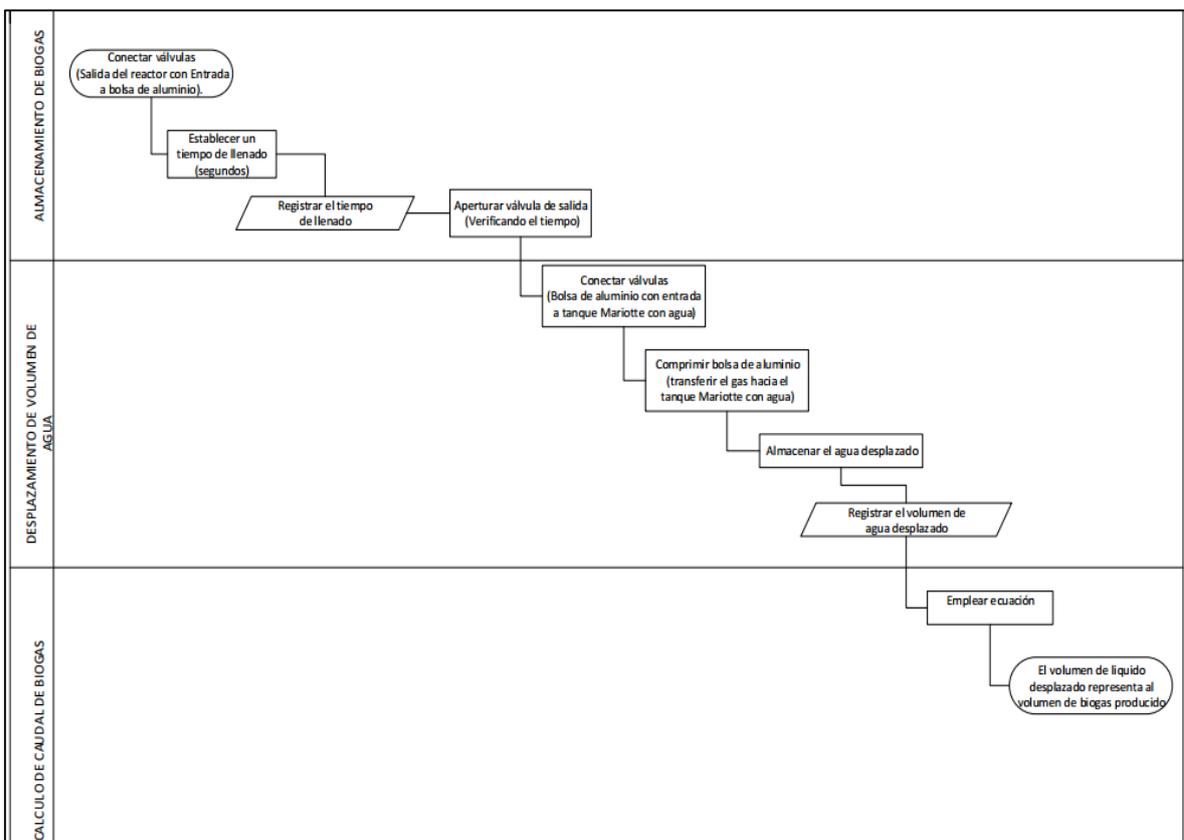


Figura 18 – Diagrama de flujo para la determinación del caudal de biogás

III.4.2. Determinación de la concentración de H₂S

Las medición de la concentración de sulfuro de hidrogeno (H₂S) se realizaron con el detector monogas por difusión (Figura 19 y 20). Después de monitorear por una semana la concentración de sulfuro de hidrogeno, se llegó a la conclusión que la concentración generada por el reactor UASB es superior a los 200 ppm, por ende, para las experimentación se hizo necesaria la dilución del contaminante. La secuencia seguida es resumida en el siguiente diagrama (Figura 21) (Anexo 6).



Figura 19 y 20 - Detector monogas Tango TX1 – Doble sensor – Rango óptimo De detección de 0 – 200 ppm

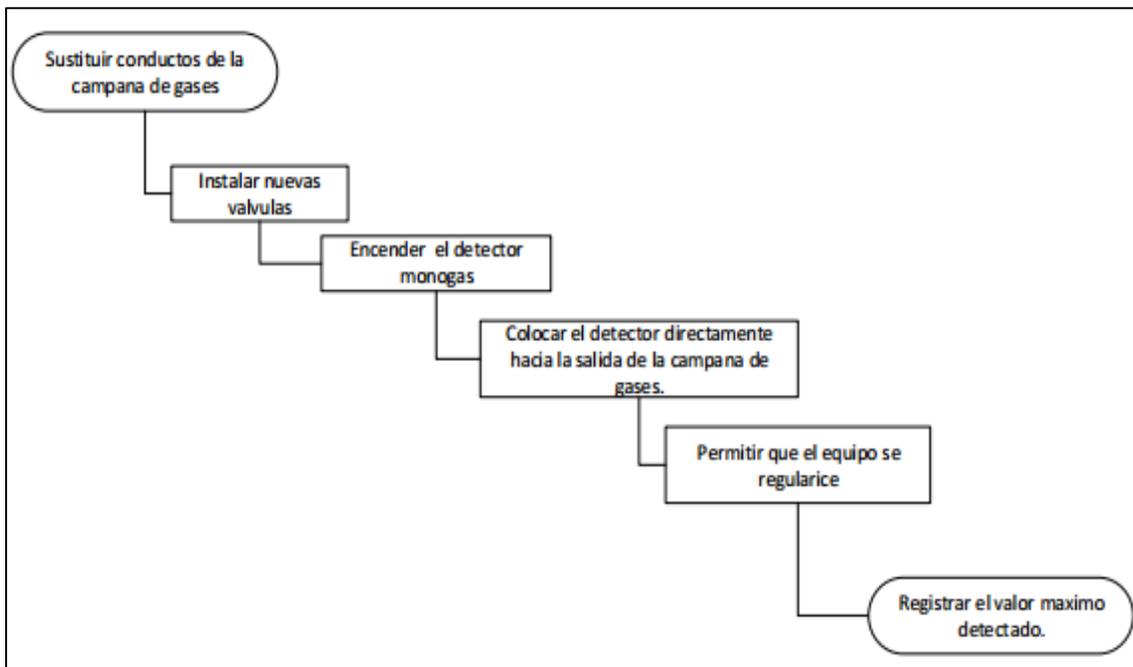


Figura 21 – Diagrama de flujo para la determinación de la concentración de H₂S

III.4.3. Diseño del biofiltro

Una vez determinada la cantidad de biogás generada, se realizó el dimensionamiento, de material de acrílico se preparara el recipiente para el biofiltro (Tabla 26), adicionalmente se consideraron ciertos aspectos que permitieron el diseño adecuado del biofiltración: borde libre (margen de seguridad), espesor (ingreso de la radiación) y los orificios para el ingreso de biogás y líquidos. En la figura 22 se visualiza el orden de las actividades seguidas en el diseño. El medio de soporte (compost) conto con ciertas características (Tabla 27), también, se realizó el tamizado de las partículas de compost para obtener un tamaño de partículas homogénea (reduciendo la posibilidad de acanalamiento).

Tabla 26 – Cálculos para el diseño del biofiltro

PASO	DATOS	UNIDAD	CRITERIOS
1	Volumen = V	L	
	Tiempo de residencia = T_R	S	
	Caudal = Q	L/m	$V = T_R \times Q \times (1 + PS\%)$
	Porcentaje de seguridad = PS	Adimensional	
2	Altura = H	m	
	Diámetro = D	m	$H = \frac{V}{A} = \frac{V}{D^2 \times \frac{\pi}{4}}$
	Área = A	m ²	

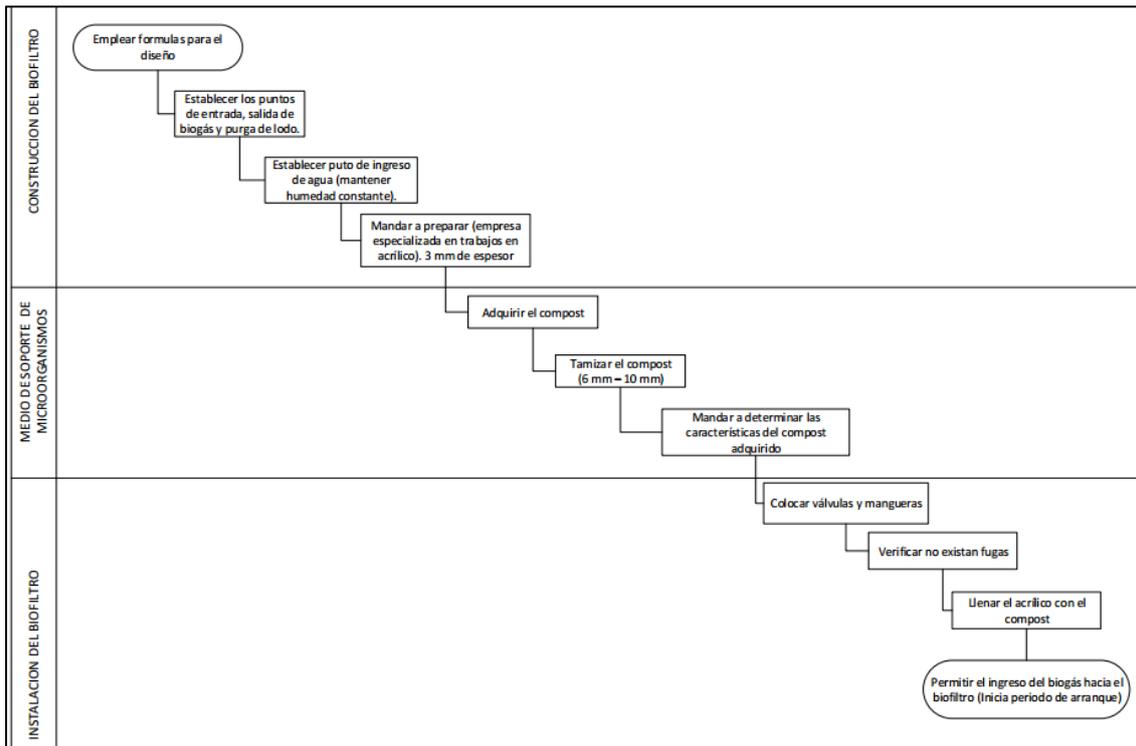


Figura 22 – Diagrama de flujo para el diseño del biofiltro

Tabla 27 – Caracterización del compost para la experimentación

Párametro	Valor	Unidad
Ph	7.33	
Materia Organica (g/100g)	23.59	g/100g
Nitrogeno Total (g/100g)	1.60	g/100g
Azufre Total (g/100g)	2.40	g/100g
Carbono Organico Oxidable (g/100g)	13.68	g/100g
Porosidad (*)	0.60	

Fuente: CERPER - Certificaciones del Perú S.A.

(*) Determinado experimentalmente - Anexo 7

III.4.4. Evaluación de la eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno (H_2S)

Los resultados de la concentración de sulfuro de hidrogeno fueron determinantes para establecer la necesidad de implementar la manera de poder reducir la concentración del contaminante, controlar su flujo de ingreso, y conducirlo apropiadamente (flujo continuo). Se implementó una válvula y un punto de captación de oxígeno atmosférico (Figura 23), seguida de la instalación de una bomba de succión e impulsión (Figura 24) y finalmente un rotámetro para regular el caudal de ingreso y con ello variar el tiempo de residencia (Figura 25 y 26). Adicionalmente se desarrollaron algunas actividades adicionales (Lavado del material de acrílico, humectación del medio de soporte, homogenización del medio filtrante y la determinación del pH) que serán explicadas con más detalles en los anexos.



Figura 23 – Válvula de control y punto de captación de oxígeno atmosférico



Figura 24 – Bomba de succión e impulsión



Figura 25 y 26 – Rotámetro, control de caudal de ingreso (biogás)

Alcanzados los objetivos previos se instaló el biofiltro, antes de iniciar con la determinación de la eficiencia propiamente dicha fue necesaria la puesta en marcha (periodo para la proliferación adaptación de microorganismos). (Chung et al., 2005) recomienda un tiempo de puesta en marcha corto, tiempo comprendido entre 14 y 18 días. La presente investigación estableció una puesta en marcha de 16 días, la puesta en marcha se desarrolló a condiciones específicas: Baja concentración de contaminante (0 – 40 ppm de H₂S) y bajo tiempo de residencia (10.80 segundos), posterior a la puesta en marcha se evaluó la eficiencia de remoción, esta evaluación se logró a través del monitoreo continuo del afluente de biogás (gas contaminado antes de ingresar al biofiltro) y al efluente (salida del gas del biofiltro), con estos datos recopilado se pudo aplicar la ecuación (Ecuación 7). Se siguió la siguiente secuencia de actividades (Figura 27).

$$E = \frac{C_a - C_e}{f(t)} \quad \text{(Ecuación 7)}$$

Donde:

E = Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno (%).

C_a = Concentración de sulfuro de hidrogeno, afluente hacia el biofiltro (ppm).

C_e = Concentración de sulfuro de hidrogeno, efluente hacia el biofiltro (ppm).

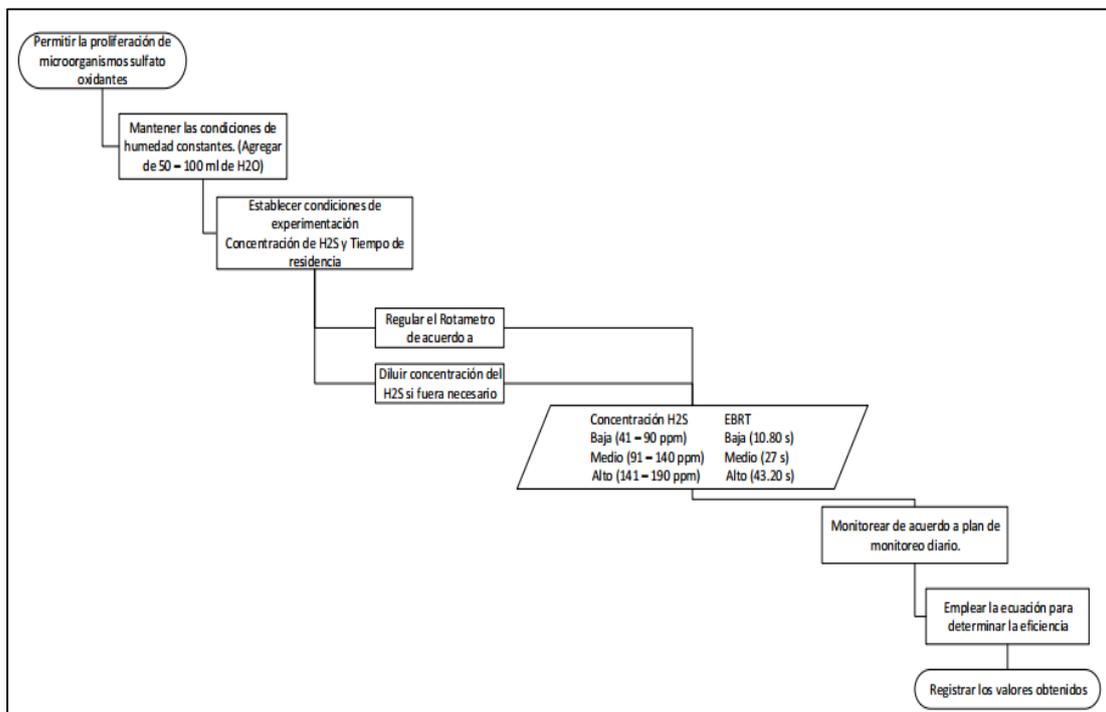


Figura 27 – Diagrama de flujo para la evaluación de la eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno (H₂S).

3.4.4.1. Concentración de H₂S

El rango de detección del equipo detector monogas TX1 es de 0 a 200 ppm, por ende, las condiciones experimentales se establecieron dentro de dicho rango. Se establecieron 3 niveles de experimentación: bajo (41ppm – 91 ppm), medio (91ppm – 140 ppm), alto (141 ppm – 1200 ppm), con el fin de determinar el rango más favorable, condición a la cual operara eficientemente.

3.4.4.2. Tiempo de Residencia

Con el rotámetro implementado se pudo regular el flujo de ingreso, dicho dispositivo tiene la capacidad para registrar un caudal de 0.2 a 4 L/m, por ende, se consideró 3 caudales de tratamiento alto (4 L/m), medio (1.6 L/m) y bajo (1 L/m), establecidos estos caudales se aplicó la ecuación 8 con el cual se determinó los 3 tiempos de residencia para la experimentación: bajo (10.80 segundos), medio (27 segundos) y alto (43.20 segundos) (Tabla 28).

$$EBRT = \frac{V * \theta}{Q} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde:

EBRT= Tiempo de retención real (s)

V= Volumen del biofiltro (L)

Q= Caudal de gas (L/s)

θ = Porosidad o volumen de espacios vacíos/ volumen del lecho (adimensional).

3.4.5. Distribución de ensayos

Los ensayos fueron distribuidos de acuerdo al diseño factorial tres al cuadrado, el cual estuvo constituido por dos factores (la concentración de ácido sulfhídrico en el afluente y el tiempo de residencia) y tres niveles (bajo, medio y alto), adicionalmente se realizaron cuatro puntos centrales (permiten reducir el error y verificar calidad del modelo), haciendo un total de 13 ensayos. Los niveles codificados de cada factor se presentan a continuación (Tabla 28).

Tabla 28 – Codificación de los niveles a emplear para el diseño

FACTORES DE ESTUDIOS	CODIFICACIÓN	NIVEL		
		-1	0	+1
Concentración de H ₂ S afluyente (ppm)	X ₁	Baja (41 – 90)	Media (91 – 140)	Alta (141 – 190)
Tiempo de residencia (s)	X ₂	10.80	27	43.20

En la tabla 29 se muestra la distribución de los ensayos de laboratorio, en donde X₁ y X₂ representan la concentración de H₂S de afluyente hacia el biofiltro (ppm) y tiempo de residencia respectivamente (s). El análisis estadístico fue realizado con el software Statistica v 7.0.

Tabla 29 – Distribución de los ensayos

Ensayo	X ₁	X ₂
1	-1	-1
2	-1	0
3	-1	1
4	0	-1
5	0	0
6	0	1
7	1	-1
8	1	0
9	1	1
10 (C)	0	0
11 (C)	0	0
12 (C)	0	0
13 (C)	0	0

Nota: (C): Punto central

X₁: Concentración de H₂S (ppm), X₂: Tiempo de residencia (s)

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIONES

IV.1. Volumen de biogás

Con los valores experimentales de caudal de agua residual, las concentraciones de DQO en el afluente y efluente del reactor anaerobio tipo UASB y algunos parámetros adicionales (carga de presión atmosférica, equivalente molar, constante de gases, temperatura) (Tabla 30), se pudo calcular la producción teórica de biogás (Tabla 31).

Tabla 30 – Parámetros empleados para determinar la producción volumétrica de biogás

PASO	PARAMETRO		VALOR	UNIDADES
1	Caudal	Q	310.53	m ³ /d
	Concentración de DQO afluente	S _o	413	mg/L
	Concentración de DQO efluente	S	277	mg/L
	Coficiente de producción de solidos	Y _{obs}	0.11	kgDQO _{lodo} /kgDQO _{apl}
	Carga de DQO convertida en metano	DQO _{CH4}	28.12	kgDQO _{CH4} /d
2	Presión atmosférica	P	1	Atm
	Equivalencia molar	k _{DQO}	64	gDQO/mol
	Constante de gases	R	0.08206	Atm.L/mol.K
	Temperatura operacional del reactor	T	19	°C
	Factor de corrección para T°	f(t)	2.67	KgDQO/m ³
3	Producción volumétrica de metano	Q _{CH4}	10.53	m ³ /d
			15.04	m ³ /d
	Producción volumétrica de biogás (*)	B	10.45	L/m
			0.17	L/s

(*)Venero et al. (2011) detalla las concentraciones del biogás, del total de biogás generado el 70% metano (CH₄), a partir de esta relación se determina la producción de biogás.

El caudal promedio de biogás fue determinado a partir de 2 semanas de medición (Anexo 4), se determinó un valor promedio, se determinó el cual teórico de generación y el cual empírico de emisión (caudal de biogás para tratar) (Tabla 31). El caudal obtenido experimentalmente será empleado para el diseño del biofiltro.

Tabla 31 – Caudal de biogás generado teórico y empírico

CAUDAL PROMEDIO TEÓRICO	UNIDAD	CAUDAL PROMEDIO EMPÍRICO	UNIDAD
0.17	L/s	0.02	L/s
10.45	L/m	0.92	L/m
15.04	m3/d	1.68	m3/d

Estas diferencias se deben a que, no todo el biogás que es generado está siendo almacenado y transportado efectivamente, el reactor anaerobio tiene una antigüedad mayor a 10 años. Se observan una gran cantidad de grietas (Figura 28) los cuales están generando fugas de biogás que son percibidas olfativamente, por ende, solo el 11.17% pudo ser captado para su tratamiento.



Figura 28 – Tapa de sellado, ubicada en la parte superior de la campana de gases.

IV.2. Determinando la concentración de ácido sulfhídrico.

La tabla 32 muestra la concentración de sulfatos en el reactor, entrada y salida (afluente y efluente), la alta concentración de sulfatos genera concentraciones de ácido sulfhídrico (H₂S) superiores a los 200 ppm, concentración que superior a la del rango de detección del equipo.

Metcalf y Eddy (1995) tipifican que las aguas residuales domiciliarias que ingresan a las plantas de tratamiento se clasifican en tres rangos (débil, medio y alto), en base a ello se conoce que la concentración típica alta de sulfatos es de 100 mg/L (Tabla 32).

Tabla 32 - Concentración de sulfatos en las aguas residuales municipales y en el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR)

CONCENTRACION DE SULFATO	VALOR	UNIDAD	CONCENTRACION DE SULFATO	VALOR	UNIDAD
TIPICA DEBIL ^a	20	mg/L	CAPTACION ^b	198	mg/L
TIPICA MEDIA ^a	30	mg/L	ENTRADA UASB ^b	186	mg/L
TIPICA FUERTE ^a	50	mg/L	SALIDA UASB ^b	184	mg/L

(a) Composición típica del agua residual domestica – Metcalf y Eddy (1995).

(b) Características del agua residual afluente a CITRAR – CITRAR (2013).

IV.3. Diseño del biofiltro

Para el diseño se emplearon las recomendaciones de investigadores (Etcharren 2005 y Marín 2011) y con los valores obtenidos experimentalmente se realizaron los cálculos para el diseño del biofiltro. Las dimensiones finales del material de acrílico se muestran en la tabla 33

Se tomó en consideración las recomendaciones establecidas por anteriores investigadores y después de haber determinado la concentración de biogás a tratar, se realizó los cálculos respectivos. Las dimensiones finales del material de acrílico que contuvo al medio de soporte (compost), se muestran en la tabla 33.

Los análisis realizados determinaron que el compost posee un pH neutro, propicio para la puesta en marcha de la experimentacion. La relacion carbono nitrogeno (C/N) fue de 8.55 esto es un valor bajo (Colomer y Gallardo, 2007), esto porque, a medida que el compostaje avanza se genera liberacion de CO₂, por otro lado, el nitrogeno es bajo (nitrogeno siempre es asimilado por los microorganismos y nuevamente generado).

Las partículas de compost fueron seleccionadas por medio del cernido (malla de 7 mm), con el propósito de obtener partículas de tamaño homogéneo y evitar la posibilidad de acanalamiento (espacios preferenciales por el cual la mayoría de gas circularía) o compactación (evitando que el gas pueda transitar adecuadamente), las dimensiones del biofiltro se visualizan en la tabla 33 y el biofiltro listo para su instalación se observa en la figura 29.

Tabla 33 – Dimensiones del material de acrílico y el biofiltro

MATERIAL DE ACRILICO		
Parámetro	Valor	Unidad
Volumen	1.20	L
Altura	0.35	m
Espesor	3	mm
Diámetro Interno	8	cm
Diámetro Externo	8.6	cm
Orificios para distribución de biogás	$\frac{3}{4}$	pulgada
Orificas para purga de lodos o evacuación de líquidos	1	pulgada
BIOFILTRO		
Parámetro	Valor	Unidad
Volumen	1.20	L
Altura de compost	0.24	mm
Borde libre	0.11	m
Altura total del biofiltro	0.35	m
Tamaño promedio de las partículas de compost (largo)	10	mm
Tamaño promedio de las partículas de compost (ancho)	7.8	mm

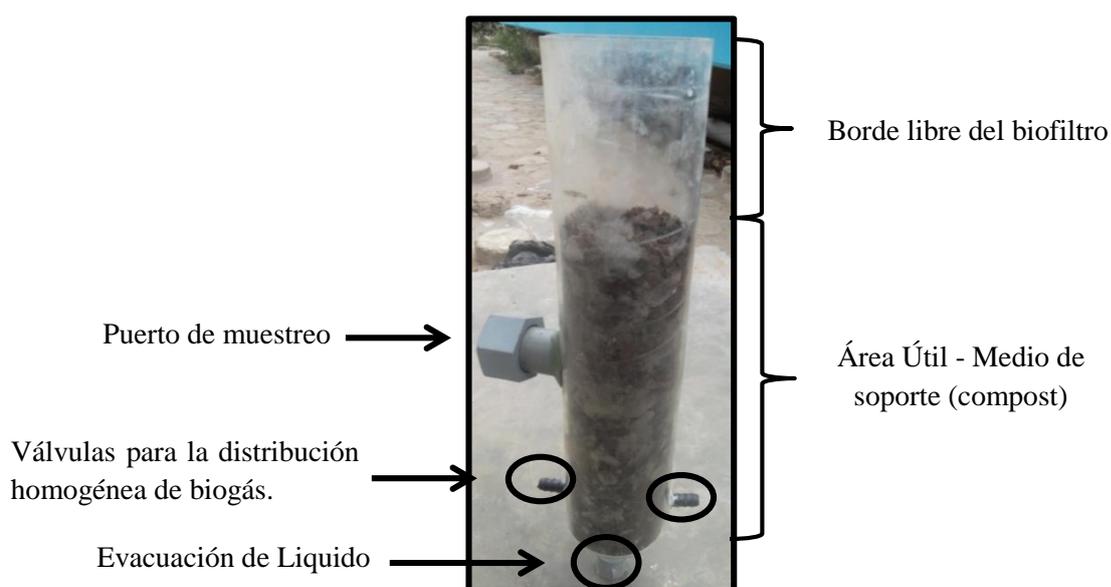


Figura 29 – Material de acrílico, después de adaptación.

IV.4. Determinación de la eficiencia de un biofiltro en la remoción del ácido sulfhídrico (H₂S).

IV.4.1. Puesta en Marcha

La puesta en marcha permitió el desarrollo la adaptación de los microorganismos ya sean específicos o no para la remoción de ácido sulfhídrico (H₂S), esta etapa fue llevada a cabo a condiciones específicas: caudal continuo de 4 L/m y concentración de ácido sulfhídrico (H₂S) inferior a 40 ppm, la tabla 34 muestra los valores registrados durante esta etapa.

Tabla 34 – Puesta en Marcha – Datos experimentales

Fecha	Números de monitoreos	Caudal (L/m)	Concentración promedio -afluente de H ₂ S (ppm)	Concentración promedio - efluente De H ₂ S (ppm)
14/01/2015	5	4	13.52	0
15/01/2015	8	4	19.5	0
16/01/2015	7	4	21.8	0
19/01/2015	7	4	27.3	0
20/01/2015	7	4	28.8	0
21/01/2015	7	4	30.2	0
22/01/2015	7	4	22.3	0
23/01/2015	7	4	24.7	0
26/01/2015	4	4	25.2	0
27/01/2015	7	4	24.8	0
28/01/2015	7	4	23.2	0
29/01/2015	6	4	20.9	0
30/01/2015	2	4	20.4	0

Morgan Noyola (2005), realizaron la homogenización del medio filtrante cada 2 días, para ello removían completamente el medio filtrante para su homogenización completa y manual, sin embargo, para la presente investigación inicialmente (durante la puesta en marcha) dicha actividad generó pérdida de material filtrante por fraccionamiento (Figura 30), también, la cantidad de agua incorporada fue superior a la recomendada porque los niveles elevados de radiación lo ameritaban, se agregó un volumen de agua equivalente al 10% del volumen útil del biofiltro (80 mL – 100 mL).

Se emplearon las recomendaciones propuestas por Yang y Allen (1994), quienes plantearon realizar el lavado del material de soporte (material de acrílico) del biofiltro a fin de arrastrar los restos de sulfato acumulados (inhibidores de los microorganismos). Las actividades de mantenimiento (Humectación y homogenización del medio filtrante) y el lavado del material de acrílico fueron realizados cada 48 horas.

Los elevados porcentajes de remoción (100%) de ácido sulfhídrico (H_2S) se debe a la amplia población bacteriana con capacidad de adaptabilidad y a la reducida concentración de contaminante tratado (≤ 40 ppm), estas condiciones de tratamiento fueron propicias para la proliferación de los microorganismos específicos (sulfoxidantes).



Figura 30 – Perdida de compost por fraccionamiento

Culminada la puesta en marcha (16 días) se inició con los ensayos experimentales, aleatoriamente se determinó el orden en el cual se desarrollaron los ensayos (Tabla 35), además, se muestran los resultados obtenidos durante cada condición experimental, resultados que serán analizados progresivamente.

Tabla 35 - Experimentos de la remoción de H₂S del biogás producido por un reactor UASB – Diseño factorial 3² + 4 puntos centrales

N° de prueba	Orden aleatorio de experimentación	Concentración de H ₂ S (partes por millón)	Tiempo de residencia real (segundos)	Eficiencia de remoción de H ₂ S (%)
1	5	-1	-1	77.39
2	6	-1	0	77.84
3	9	-1	1	99.56
4	10	0	-1	40.47
5	12	0	0	75.58
6	11	0	1	62.50
7	13	1	-1	10.69
8	8	1	0	48.64
9	4	1	1	100
10 (C)	1	0	0	98.79
11 (C)	3	0	0	99.94
12 (C)	2	0	0	99.92
13 (C)	7	0	0	69.46

IV.4.2. Desarrollo de ensayos experimentales

IV.4.2.1. Ensayo 1

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Se visualizó pérdida de material filtrante por fraccionamiento, como resultado de la falta de desarrollo conjunto de los microorganismos, ahora bien, el desarrollo de la capa biológica de distinta coloración (Figura 31 y 32) indican el surgimiento de microorganismos específicos propicios para la oxidación del sulfuro de hidrogeno. Dicha coloración de microorganismos también se pudo visualizar sobre la superficie del reactor anaerobio (canaletas de recolección) (Figura 33).

Las variaciones continuas de concentración de contaminante en el afluente hicieron necesarias las continuas variaciones de la válvula de conducción, estas ligeras variaciones son normales, ya que, las concentraciones de contaminantes que ingresan a la planta son fluctuantes, con todo, la eficiencia de remoción fue superior al 99% (Anexo 8).



Figura 31– Capa biológica desarrollada sobre Medio filtrante



Figura 32 – Capa biológica desarrollada sobre medio Filtrante (distinguida por la coloración)



Figura 33 – Microorganismos desarrollados sobre la canaleta De recolección – agua tratada por el reactor UASB.

IV.4.2.2. Ensayo 2

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Las partículas del compost fraccionadas no contaban con el tamaño mínimo de partícula requerido, más aun, causaban colmatación (compactación excesiva) del medio filtrante por ello fue necesario la sustitución de estas partículas por otras de tamaño apropiado (>10 mm).

Finalizadas las experimentaciones a dichas condiciones (concentración y tiempo de residencia media), se realizó una prueba de determinación de pH, el valor obtenido fue 5.52, esta acidificación fue producto del elevado potencial de acidificación del sulfuro de hidrogeno.

Además, se determinó algunos descensos bruscos en cuanto a la eficiencia de remoción y coincidentemente (Anexo 8) después de realizadas las actividades de mantenimiento del biofiltro (lavado del acrílico, humectación y homogenización del medio filtrante), dichos descensos son producto de una distribución incompleta del biogás perjudicando la proliferación de los microorganismos sobre todo el medio filtrante.

IV.4.2.3. Ensayo 3

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Durante esta experimentación la eficiencia de remoción se mantuvo continuamente elevada (100%), sin embargo, también se observaron descensos bruscos de eficiencia de remoción (Anexo 8) aunque no muy significativos (mínimo 98.82%). Se registra el incremento en los niveles de radiación, ante ello, se incrementó el volumen de agua para la humectación del compost, ya que, se estaban generando canales preferenciales por el cual el contaminante hacia su paso.

Una vez finalizada las experimentaciones correspondientes al ensayo, se determinó un valor de pH de 5.14, producto de la acidificación progresiva del medio filtrante. Indicando que los microorganismos continuamente se van adaptando satisfactoriamente a nuevas condiciones.

IV.4.2.4. Ensayo 4

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	1	141 – 190 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	1	43.20 s

La bomba de impulsión empleada para la experimentación sufrió un desperfecto, ante la revisión por un técnico especializado se determinó que las conexiones internas sufrieron sulfatación agravadas por su sobrecalentamiento (Figura 34). Varnero et al. (2012) mencionan que “El poder calorífico del sulfuro de hidrogeno daña y disminuye la vida útil de las maquinas”, ante ello, se determina que un proceso de biofiltración debiera desarrollarse sin empleo de equipamiento susceptible a corrosión.

La bomba llegó a un sobrecalentamiento debido a que esta fue concebida para impulsar un caudal de 65 L/m, sin embargo, para la presente investigación se planteó el tratamiento de un caudal máximo de 4 L/m, por ende, la bomba sufría una sobrepresión al ser aguantada. Ante esta situación se instaló una válvula a una distancia de 10 centímetros desde el punto de salida (Figura 35), esta válvula permaneció abierta reduciendo la sobrepresión (reduciendo el calentamiento).

La reducción en los niveles de radiación, fueron determinantes para reducir momentáneamente los volúmenes de agua incorporados para la humectación del medio filtrante, además, se determinó que cuando se operó el biofiltro con un menor caudal se determinó mayores periodos de humedad conjuntamente con los favorables descensos de radiación.

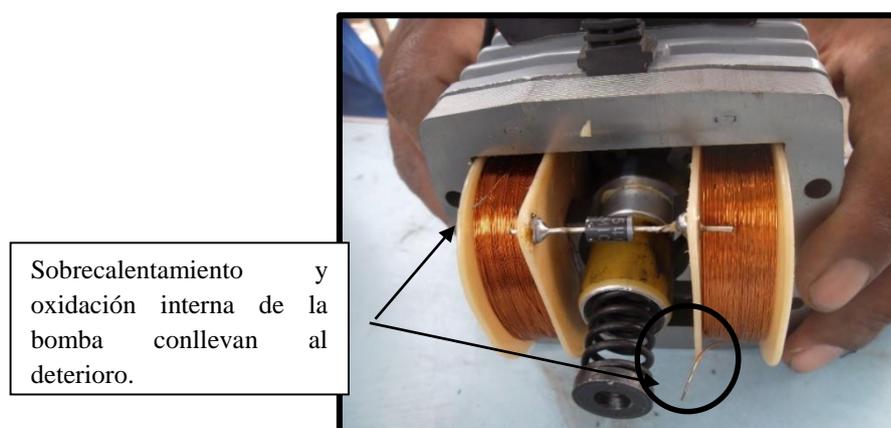
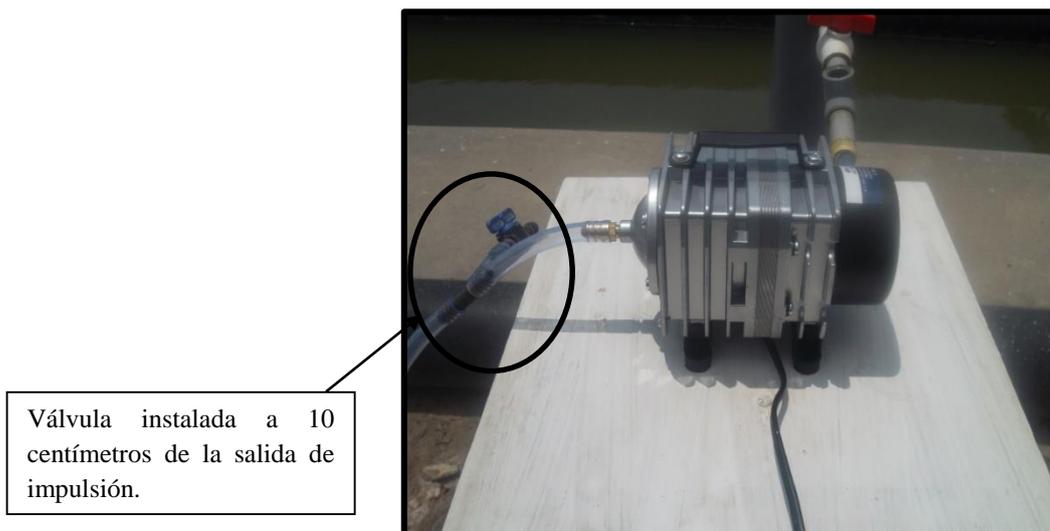


Figura 34 – Desperfecto presentado durante la operación de la bomba de impulsión



Válvula instalada a 10 centímetros de la salida de impulsión.

Figura 35 – Válvula instalada para reducir la sobrepresión de la electrobomba.

IV.4.2.5. Ensayo 5

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	-1	41 - 90 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	-1	10.80 s

Durante el desarrollo del presente ensayo se registraron descensos bruscos sobre la eficiencia de remoción. Yang y Allen (1994) declaran que el sulfato y azufre elemental son producto de la oxidación del ácido sulfhídrico, son estos mismos productos los causantes de inhibición sobre los microorganismos.

Inicialmente se registraron valores de eficiencia de remoción bajas (Anexo 8), no obstante, progresivamente la eficiencia de remoción fue incrementándose a medida que los microorganismos se fueron adaptando a las nuevas condiciones de experimentación (caudal, pH y tiempo de residencia).

Cada 2 días se realizaban las actividades de mantenimiento del biofiltro (lavado del acrílico, humectación y homogenización del compost), coincidentemente exactamente después de estas actividades, la eficiencia de remoción variaba abruptamente, lo cual indica que los microorganismos no se desarrollaban sobre todo el medio filtrante por ello al ser reubicado el medio filtrante (homogenizado), se producen los descensos haciendo necesario un nuevo tiempo de proliferación y adaptación.

IV.4.2.6. Ensayo 6

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	-1	41 - 90 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Se registraron valores de eficiencia de remoción inferiores al 90% (Anexo 8), con un ascenso progresivo debido a la rápida adaptabilidad de los microorganismos, ahora bien, se visualiza claramente la influencia perjudicial del pH (Valor obtenido de 4.22), se alcanzó una eficiencia de remoción máxima de 97.98%, es decir, a medida que el medio se acidifica la máxima eficiencia de remoción alcanzada va siendo inferior al 100%.

Además se visualiza un descenso significativo sobre la densidad población de los microorganismos de color diferenciado. Etcharren (2005) producto de sus investigaciones planteo la observación de que un proceso de biofiltración se desarrolla efectivamente entre un pH de 6 y 8, esto explica porque la eficiencia de remoción va descendiendo (el medio filtrante fue operando a un pH ácido inferior al recomendado).

IV.4.2.7. Ensayo 7

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Se registraron descensos significativos en cuanto a la eficiencia de remoción (Anexo 8), producto de la continua acidificación del medio filtrante (pH = 3.91), condiciones ante las cuales los microorganismos lograron una adaptación paulatina, no obstante, los niveles alcanzados fueron inferiores al 90%.

Se creyó que el agua agregada para la humectación del medio filtrante podía ser la causante de los descensos bruscos de eficiencia de remoción, puesto que, el agua potable tiene un pH ligeramente alcalino (7.6) y una mínima cantidad de cloro residual, por lo cual, durante una de las actividades de mantenimiento (lavado del acrílico, humectación del medio filtrante y homogenización del compost) se realizó únicamente la homogenización del medio filtrante, ante ello se concluye en que el descenso de eficiencia de remoción no es producto de la humectación con agua potable sino del desarrollo poco homogéneo de los microorganismos sobre el medio filtrante (compost).

IV.4.2.8. Ensayo 8

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	1	141 - 190 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

Previamente al establecimiento de las nuevas condiciones experimentales se realizó el lavado del material de acrílico, la humectación y homogenización del medio filtrante, una vez que el biofiltro operaba bajo las nuevas condiciones experimentales se registraron valores mínimos de 37.72% (Anexo 8), no obstante, la eficiencia de remoción se fue incrementando hasta alcanzar un máximo de 48.70%. Estos incrementos se deben principalmente a que los microorganismos se van adaptando a las nuevas condiciones de operación.

IV.4.2.9. Ensayo 9

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	-1	41 - 90 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	1	43.20 s

El valor de pH determinado fue de 2.74, pero, durante todo el ensayo la eficiencia de remoción registrada fue superior al 95% (Anexo 8). Durante este periodo experimental los niveles de radiación fueron inferiores haciendo necesaria la incorporación de una menor cantidad de agua (40 mL de agua).

Al igual que en oportunidades anteriores después de las actividades de mantenimiento se registraron descensos intempestivos, pero, la eficiencia de remoción no fue inferior a 97%. Esta estabilidad se debe a las óptimas condiciones de experimentación (Mayor tiempo de residencia = 43.20 segundos), demostrando que el tiempo de residencia es una variable influyente sobre la biofiltración, además, se logró distinguir tenuemente el resurgimiento de microorganismos color púrpura (sulfato oxidantes) indicando que las condiciones ácidas no son las propicias para su extensa proliferación.

IV.4.2.10. Ensayo 10

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	-1	10.80 s

Inicialmente se registraron los descensos de eficiencia de remoción (después de las actividades de mantenimiento), el valor mínimo registrado fue de 17.94%, antes bien, esta eficiencia de remoción se incrementó hasta alcanzar un valor máximo de 74.77% (Anexo 8). El pH fue determinado (2.42) inferior con respecto al determinado anteriormente (Ensayo 9, pH = 2.74)

El caudal tratado fue el mayor 4 L/m, por ello el tiempo de residencia fue el menor (10.80 segundos), por lo tanto, el tiempo de contacto entre el contaminante y los microorganismos fue menor, dificultando su digestión completa (oxidación), más aun, el medio filtrante se reseco rápidamente por ello se incrementó el volumen de agua para su humectación (80 – 100 mL).

IV.4.2.11. Ensayo 11

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	1	43.20 s

Ante la continua variabilidad de la electrobomba, fue necesaria su sustitución de esta manera se logró darle descanso evitando su sobrecalentamiento, también, se consiguió operar a un caudal menos variable.

Durante este ensayo se operó el biofiltro a un mayor tiempo de residencia, generando un incremento progresivo en cuanto a la eficiencia de remoción, alcanzando un valor máximo de 78.14%, por otro parte, la cantidad de agua agregada para la humectación del medio filtrante fue inferior (100 mL), pero, se visualizaron partículas de compost de menor tamaño a 8 mm, las que fueron sustituidas, no obstante, este compost incorporado tenía un pH de 7.33, compost que al ser homogenizado genero un ligero incremento del pH de todo el medio filtrante (de 2.42 a 2.70).

IV.4.2.12. Ensayo 12

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	0	91 – 140 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	0	27 s

La eficiencia de remoción inicialmente alcanzada fue de 72.46%, sin embargo, una vez que se realizó el homogenizado y humectado del medio filtrante, nuevamente ocurrió un descenso sustancial de la eficiencia de remoción (44.04%) producto de la reorganización de los microorganismos.

A medida que los microorganismos se readaptaron a las condiciones experimentales, se incrementaba la eficiencia de remoción, sin embargo, debido a las condiciones acidas desfavorables no se alcanzó una eficiencia de 100%. La acidez transitoria fue de 2.40, demostrando la rápida acidificación del medio filtrante.

Las mangueras de conducción se fueron opacando internamente, indicando un surgimiento de microorganismos (Figura 36), lo cual indica la versatilidad de los microorganismos para adaptarse y adecuarse a diversas condiciones, para evitar cualquier alteración durante la experimentación, se optó por sustituir dichas mangueras.



Figura 36 – Mangueras de conducción

IV.4.2.13. Ensayo 13

Factor de Estudio	Nivel	Valor
Concentración de H ₂ S (X ₁)	1	141 – 190 ppm
Tiempo de residencia (X ₂)	-1	10.80 s

Las condiciones experimentales de este último ensayo fueron las más adversas, una concentración del contaminante elevada (141 – 190 ppm), tiempo de residencia inferior (10.80 segundos) y adicionalmente el pH ácido (2.40). Estas condiciones fueron propicias para no superar el 20.67% de eficiencia de remoción. Se determinó experimentalmente la importancia del tiempo de residencia para la correcta descontaminación en un biofiltro, adicionalmente cuando influyente fueron las condiciones de acidez.

IV.5. Análisis estadístico

Los resultados finales de eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico (H₂S) obtenidos a través de un proceso biológico de tratamiento (biofiltración), se muestra en la tabla 36 según el diseño factorial (3²) más los 4 puntos centrales.

Tabla 36 – Resultados de la eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico a través de un proceso biológico de tratamiento (Biofiltración)

Ensayo	X ₁	X ₂	Eficiencia de Remoción (%)
1	-1	-1	77.39
2	-1	0	77.84
3	-1	1	99.56
4	0	-1	40.47
5	0	0	75.58
6	0	1	62.50
7	1	-1	10.69
8	1	0	48.64
9	1	1	100
10	0	0	98.79
11	0	0	99.94
12	0	0	99.92
13	0	0	69.46

NOTA: X₁: Concentración de H₂S (ppm) y X₂: Tiempo de residencia (s)

La verificación del modelo (Tabla 37).

Tabla 37 – Verificación del ajuste de los modelos

MODELO	VARIABLES SIGNIFICATIVAS	R ²	R AJUSTADA	DIFERENCIA ENTRE R	ERROR
No Interacciones	Tiempo de Residencia (Lineal)	0.58233	0.37349	0.20884	224.0847
2 Interacciones (Lineal x Lineal)	Tiempo de Residencia (Lineal)	0.70422	0.49294	0.21128	224.0847
2 Interacciones (Lineal, Cuadrática)	Tiempo de Residencia (Lineal)	0.90305	0.70916	0.19389	224.0847

El modelo con 2 interacciones (Lineal, cuadrática) es el más adecuado, este permitirá una mayor predicción, ya que, la diferencia entre la R² y la R ajustada es menor (0.19389).

Los datos obtenidos cumplen con los supuestos estadísticos de normalidad, homogeneidad e independencia de variables. El modelo estadístico obtenido se muestra en la ecuación 9. Los valores obtenidos de eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico (H₂S), tienen una distribución normal, homogeneidad de varianzas y los residuos están distribuidos aleatoriamente son independientes y están distribuidos aleatoriamente en torno a la media.

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_{12} x_1 x_2 + \beta_{11} x_1^2 + \beta_{22} x_2^2 + \varepsilon \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde:

X₁ = Concentración de ácido sulfhídrico (H₂S) en el afluente (ppm).

X₂ = Tiempo de residencia (s)

IV.5.1. Análisis de varianza – Biofiltración para remover ácido sulfhídrico (H₂S)

Los resultados del análisis de varianza, se muestran en la tabla 38, donde el tiempo de residencia (X₂) es significativo.

Tabla 38 – Los resultados del análisis de varianza (ANOVA)

	SS	F	P
X ₁ (Lineal)	1518.769	6.77765	0.059834
X ₁ (Cuadrático)	63.698	0.28426	0.622168
X ₂ (Lineal)	2970.820	13.25758	0.021943*
X ₂ (Cuadrático)	107.170	0.47825	0.527258
X ₁ (L) por X ₂ (L)	1126.945	5.02910	0.088370
X ₁ (L) por X ₂ (Q)	5.148	0.02297	0.886860
X ₁ (Q) por X ₂ (L)	378.788	1.69038	0.263406
X ₁ (Q) por X ₂ (Q)	1454.429	6.49053	0.063463
ERROR PURO	896.339		
TOTAL	9245.612		

NOTA: X₁: Concentración de H₂S (ppm) y X₂: Tiempo de residencia (s), R²= 0.90305
En rojo: Término significativo bajo un $\alpha = 0.05$

El valor del coeficiente de determinación R² es de 0.90305, lo cual indica que los datos obtenidos servirán para predecir las variables dependientes. Del componente lineal el tiempo de residencia es significativo (0.021943), a su vez, se observa que el componente lineal y cuadrático de la concentración de H₂S no son significativos (0.059834 y 0.622168 respectivamente), el componente cuadrático de tiempo de residencia (0.527258) tampoco es significativo. La interacción entre la concentración de H₂S y tiempo de residencia tampoco resultó siendo significativa

Determinadas las medias de la eficiencia de remoción a diferentes niveles (Figura 37) se destaca la superioridad obtenida al operar un biofiltro a condiciones de un mayor tiempo de residencia (43.20 segundos) producto de reducir el caudal de ingreso del contaminante a tratar (1 L/m), esto significa que es propicio para los microorganismos tener un mayor tiempo de contacto con el contaminante, tiempo que permitiría la digestión completa del sulfuro de hidrogeno (oxidación).

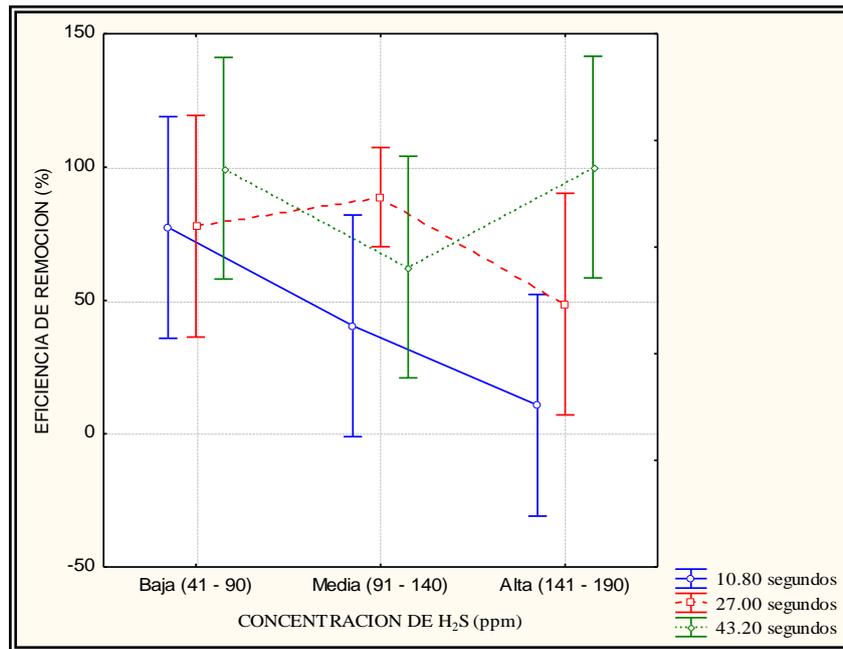


Figura 37 – Medias de las eficiencias de remoción a diferentes niveles.

Se distinguen las condiciones óptimas sobre las cuales se debiera desarrollar un proceso de biofiltración (Figura 38), de lo cual se establece la importancia de propiciar un mayor tiempo de residencia para tratar las distintas concentraciones de tratar el ácido sulfhídrico (H₂S). Treto et al. (2011) declaran que al reducir el tiempo de residencia la eficiencia también descende, pero, a medida que los microorganismos se adaptan a las nuevas condiciones el biofiltro logra incrementar su eficiencia de remoción.

No se consideró el pH como una variable determinante, es por esto que, se registraron variaciones significativas. Morgan y Noyola (2005) observaron durante los primeros 25 días de biofiltración (puesta en marcha) el pH del medio filtrante descendió de 7.5 a 4.5, a pesar de ello, incrementado el tiempo de residencia la eficiencia de remoción fue de 100%. Esto indica que a pesar de que las condiciones de acides influyen sobre la eficiencia de remoción, al propiciar un mayor tiempo de contacto entre el contaminante y los microorganismos se incrementara la eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico (H₂S). Ramírez (2006) destaca que el descenso de eficiencia de remoción se debe a un problema de difusión del sustrato, haciendo propicia la necesidad de mejorar la distribución del contaminante sobre todo el medio filtrante.

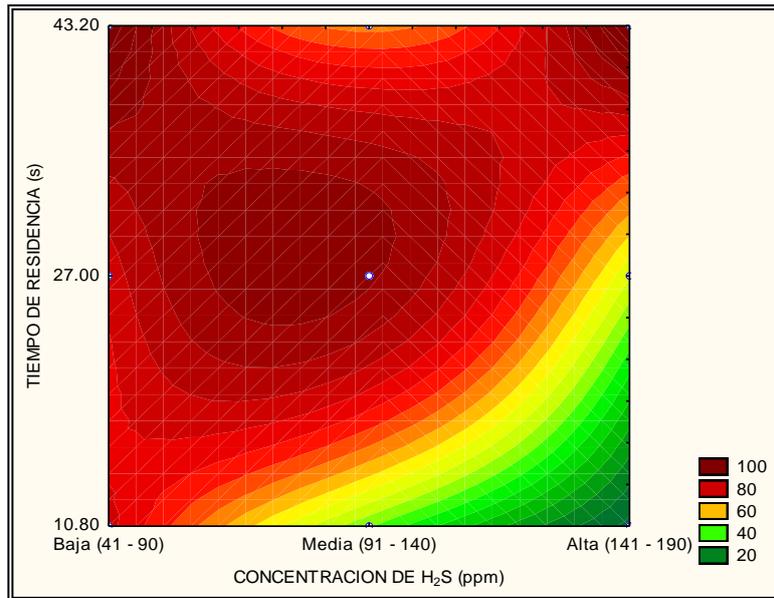


Figura 38 – Diagrama de contorno de la eficiencia de remoción de H₂S

CAPITULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

V.1. Conclusiones

El caudal promedio de biogás generado por el reactor anaerobio tipo UASB del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR) es de 15.04 m³/d, sin embargo, el caudal captado para el desarrollo de la presente investigación fue de 1.68 m³/d (11.17 % del total de biogás generado).

La concentración de ácido sulfhídrico (H₂S) registrada fue superior a los 200 ppm, de acuerdo con los resultados de caracterización de las aguas se reporta una concentración demasiado elevada de sulfatos (186 mg/L), concentración que es atípica (por ser demasiado elevada).

El biofiltro fue diseñado sobre la base de un material de acrílico de 3 mm de espesor (apropiado para soportar el material filtrante, favorece el ingreso de radiación que es favorable para la proliferación de los microorganismos), el medio filtrante o medio de soporte estuvo constituido por compost (material altamente recomendado por la gran densidad poblacional de microorganismos, alta proporción y disponibilidad de nutrientes). La estructura de soporte del biofiltro (material de acrílico) fue adaptada para permitir el ingreso del biogás.

El biofiltro implementado brindo altos porcentajes de eficiencia de remoción de ácido sulfhídrico (H₂S), se alcanzó una eficiencia de remoción de 100% donde la variable más importante fue el tiempo de residencia, corroborado mediante análisis estadísticos expresando una significancia de (p=0.022).

V.2. Recomendaciones

Implementar las remodelaciones apropiadas sobre el reactor anaerobio, a fin de reducir las fugas y favorecer la conducción del biogás, con el fin de no requerir un dispositivo para la succión e impulsión (dispositivo que sufre deterioros debido al elevado poder oxidativo del ácido sulfhídrico).

Desarrollar un plan de monitoreo para registrar las concentraciones de sulfatos contenidas en el agua residual, afluente hacia el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR – UNI - FIA) y reportarlos a la autoridades competentes, a fin de exigir el cumplimiento de la normativa (Tratamiento de sus efluentes previo a su vertimiento).

Mejorar la distribución del biogás sobre el biofiltro, ya que, se determinó que los microorganismos no se desarrollaban de manera homogénea (sobre todo el medio filtrante). Estas mejoras deberán ser implementadas sobre el material de soporte (material de acrílico).

Ampliar las investigaciones en cuanto a la aplicación de tratamientos biológicos como la biofiltración, especialmente en procesos de tratamiento anaerobio de aguas residuales (control de olores). Considerar como variable de estudio el pH de operación.

REFERENCIAS

- Arjuna V, Subramanian V, Mohan S. 2011. Investigation of the odours emitted from Chemical Plants by Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Asian Journal of Chemistry*. Volumen 13, N°4.
- Bitter F, Müller D. 2007. Measurement of perceived odor intensity using gas-sensor systems. Universidad Técnica de Berlín. Alemania.
- Brennan B, Donlon M, Bolton, E., 1996. Peat biofiltration as an odour control technology for sulphur-based odours. *J. Chartered. Institution. Water. Environ. Manage.* 10 (3), 190–198.
- Bolívar F. 2004. Fundamentos y casos exitosos de la biotecnología moderna. México. El Colegio Nacional. 625 - 658 pp.
- Botero R. Tax O. Revelo D. Acosta M. 2009. Capacidad de filtración y retención del sulfuro de hidrogeno del biogás, en dos sustratos orgánicos (EM-Compost y Lombricompost). Universidad EARTH. Las Mercedes de Guácimo. Costa Rica. 129 – 138 pp.
- Camacho A. Ariosa L . 2000. Diccionario de términos ambientales. (Diccionario en línea). Consultado en octubre de 2014). ISBN: 959-7071-16-9.
- Canales P, Borquez B, Vega J. 2007. La contaminación por olores y su regulación en la legislación nacional y extranjera (España y Alemania). Biblioteca del congreso Nacional del Chile. Serie de estudios N°2
- Chávez H. Mora A. Cabra J. Carmona Y. Revah S. Gnecco G. 2004. Biofiltración de ácido sulfhídrico utilizando bagazo de caña de azúcar y piedra pómez como mineral de soporte. Corporación Biotec. Bogotá- Colombia. Volumen 5. 8 – 14 p.
- Chefetz B, Hatcher P, Hadar Y, Chen Y, 1996, Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. 776 - 785 p.
- Chernicharo A. 2013. Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales – Reactores Anaerobios. Volumen 5. San Juan de Pasto: Universidad de Nariño. 395 p. ISBN: 978-958-8609-56-0
- Chung Y. Lin Y. Tseng P. 2005. Removal of high concentration of NH₃ and coexistent H₂S by biological activated carbon (BAC) biotrickling filter. *Bioresource Techno*, 96(16): 1812–1820.
- CITRAR. 2013. Estudio de caracterización de aguas residuales. Centro de Investigación en Tratamiento de aguas residuales (CITRAR – UNI - FIA). 3 p.
- CITRAR. 2014. Informe Mensual de Parámetros de operación de los procesos de tratamientos. Centro de Investigación en Tratamiento de aguas residuales (CITRAR – UNI - FIA). 15p
- Consejería de Sanidad. 01/12/2007. Riesgo Químico – Accidentes graves – Sulfuro de hidrogeno. Dirección general de Salud Pública – Servicio de Sanidad Ambiental. 19 p.

- Curren J. 2012. Characterization of odor nuisances. [Tesis Doctoral]. Universidad de California. Los Ángeles.
- Davis M, Masten S. 2005. Ingeniería y ciencias ambientales. McGraw – Hill. 750 pp. ISBN 13:978-970-10-4978-5
- Deviny J, Deshusses M, Webster T. 1999. Biofiltration for Air Pollution Control: Lewis Publishers.
- De Blas M. 2009. Desarrollo y aplicación de técnicas avanzadas de medida de compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera. [Tesis Doctoral]. Departamento de Ingeniería Química y del medio ambiente. Universidad del País Vasco.
- Elizondo A, Herrera E. 2012. Evaluación de medios filtrantes para la reducción del sulfuro de hidrogeno en el mejoramiento de la calidad del biogás (Tesis de Ingeniero en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente). Honduras. Zamorano – Departamento de Ambiente y Desarrollo. 28 p. (Consultado en 9 de Diciembre del 2013)
- Etcharren, P. 2005. Diseño de un sistema de biofiltración para la eliminación de la fábrica “Lubascher y Krausse” Temuco. Tesis Licenciado en Ciencias de la Ingeniería. Universidad Católica de Temuco, Facultad de Ingeniería. Temuco, Chile. 162p.
- EPA. 2003. Toxicological review of hydrogen sulfide.
- EPA. 2004. Uso de biorreactores para controlar la contaminación del Aire. Agencia de Protección Ambiental. EEUU. 38p.
- FAO. 2011. Manual de Biogás, “Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables”. Santiago, Chile. Editado por: Proyecto CHI/00/G32. 18 p.
- Gavira J, Hernanz A. 2007. Técnicas fisicoquímicas en medio ambiente. España. UNED. 608. ISBN: 978-84-362-
- Gil R, Ruiz B, Lozano M, Martín M, Fuente E. 2013. VOCs removal by adsorption onto activated carbons from biocollagenic wastes of vegetable tanning. Chemical Engineering journal 245 (2014): 80 -88 pp.
- González, 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
- Gutiérrez M, Droguet. 2002. La cromatografía de gases y la espectrometría de masas: identificación de compuestos causantes de mal olor. Boletín Intexter (U.P.C). N°122.
- Korboulewsky N, Dupouyet S, Bonin G. 2002. Environmental risk of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. 1522 – 1527 pp.
- Iglesias A. 2007. Contaminación atmosférica por olores: unas técnicas de medida avanzadas y una legislación específica inexistente. Colegio de Químicos. 18 p.

- Jiménez J, Camargo Y. 2009. Biofiltración como tecnología para la reducción de olores en aguas residuales. Inge – CUC. Volume 5. (5): 11 – 21. ISBN: 0122-6517.
- Kok H. 1992. Bioscrubbing of air contaminated with high concentrations of hydrocarbons. *Studies in Environmental Science* 51:77-82
- Kennes C, Thalasso F (1998) Waste gas biotreatment technology. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 72:303-319
- Lebrero R. 2012. Comparative evaluation of conventional and innovative biotechnologies for odour abatement in wastewater treatment plants. [Tesis Doctoral] Escuela de Ingenierías Industriales. Universidad de Valladolid.
- Madigan M, Martinko J, Parker J. 2009. Brock Biología de los microorganismos. 10ª Edición. 1011 pp. Disponibilidad libre en: <http://www.librossite.net/brock.com>. ISBN: 84-205-3679-2.
- Mariz D. 2011. Investigación sobre la eliminación de olores en depuradoras (Tesis en línea) (Tesis Doctoral). España. Departamento de Ingeniería Civil: Ordenación del territorio, urbanismo y medio ambiente E.T.S.I. de Caminos, canales y puertos. España (Consultado el 9 de diciembre de 2013).
- Martin N, Melon M, Sánchez P. 2000. Depuración de emisiones atmosféricas industriales. *Ingeniería Química*. p 16
- Martínez J, Cortada V, Valor I. 2004. Una norma española para medir el olor. UNE – EN – 13725. Medio ambiente.
- McKinsey S. 2003. Removal of hydrogen sulfide from biogas using cow-manure compost. (Tesis de maestría) Faculty of the graduated school. Cornell University.
- Metcalf y Eddy. 1995. *Ingeniería de Aguas residuales* 3ª ed. España. Mc Graw Hill. 550 p.
- Montgomery D. 2004. Diseño y análisis de experimentos. Editorial Limusa Wiley. Universidad Estatal de Arizona. ISBN: 968-18-6156-6
- Morgan J. Amaya S. Revah S. Noyola A. 2010. Evaluación fisicoquímica de cuatro medios filtrantes para sistemas de tratamiento biológicos de gases basados en biofiltración. *Coordinación de bioprocesos ambientales – Instituto de ingeniería. UNAM*. p 11.
- Morgan J. Noyola A. 2005. Hydrogen sulfide removal by compost biofiltration: Effect of mixing the filter media on operational factors. *Bioresource Technology*. 97: 1546 – 1553.
- MSDS. 1996. Material Safety Data Sheet for Hydrogen Sulfide. Murray Hill, NJ: BOC Gases. Disponible: <http://www.vngas.com/pdf/g94.pdf>
- Nelson P. López A. 2003. Octubre. Control de olores en las plantas de tratamiento de aguas servidas. XV Congreso de ingeniería sanitaria y ambiental. AIDIS. Concepción. Chile. p 8. (Consultado en Julio 3 de 2014). Formato Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/chile15/control.pdf>

- New Jersey Department of health and senior services. 2000. Hoja informativa sobre sustancias peligrosas – Sulfuro de hidrogeno. 6 p
- Ni J, Heber A. 2001. Sampling a measurement of Amonia Concentration at Animal facilities. Paper Number: 01-4090. ASAE Meeting Presentation.
- Omri I, Bouallagui H, Aouidi F, Gordon JJ. 2011. H₂S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor. *Bioresource Technology* 102 (2011): 10202 – 10209.
- Omri I, Bouallagui H, Aouidi F, Gordon JJ, Hamdi M. 2013. Performance study of biofilter developed to treat H₂S from wastewater odour. *Saudi Journal of Biological Sciences* 20: 169 - 176.
- Ospina F, Ramírez G, Toro M. 2011. Implementación y análisis de olores ofensivos en dos localidades del valle de aburra afectados por el procesado de sebo. *Revista de ciencia*. 185 – 199.
- Oyarzún P, Arancibia F, Canales C, Aroca G. 2003. Biofiltration of high concentration of hydrogen sulphide using *Thiobacillus thioparus*. *Process Biochemistry*. Volume 39 (2003): 165 – 170.
- Parker A. 1983. Contaminación del aire por la industria. 3° Edición. Barcelona: Editorial REVERTÉ. 709 p. ISBN: 978-8429-1746-49
- Pasquali R. 2004. Química ambiental. UNIVERSITAS. 354 pp. ISBN: 950-523-346-9
- Person M. 2003. Evaluation of upgrading technicas for biogas. Report SGC N° 142. ISSN: 1102-737.
- Pelczar M, Reid R. 1978. Microbiología. 664 pp. Registro numero 465
- Ramírez, D. 2007. Control y eliminación de compuestos volátiles provenientes de un digestor anaerobio mediante biofiltración. Tesis de Maestría en Ciencias de Bioprocesos. Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. México DF. 891p.
- Ramírez M. 2006. Estudio y puesta en marcha de un sistema de eliminación de ácido sulfhídrico en una corriente de aire, mediante un biofiltro de escurrimiento con *Thiobacillus thioparus* inmovilizado en espuma de poliuretano. Programa de ciencias y tecnologías químicas BIENIO 2003/2005. Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente - Facultad de Ciencias – Universidad de Cádiz. 49 p.
- Ramírez M. 2007. Viabilidad de un proceso para la eliminación conjunta de H₂S y NH₃ contenido en efluentes gaseosos. (Tesis en línea) (Tesis de doctorado). Puerto Real. Facultad de Ciencias - Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de alimentos y Tecnología del medio ambiente. 281 p (Consultado en 9 de Diciembre 2013).
- Regina N. 2006. Odors Treatment: Physicochemical Technologies. *Odors in the Food Industry*. p 105.

- Revah, S. y I. Ortiz. 2004. El desarrollo de bioprocesos para el tratamiento de aire contaminado emitido por fuentes fijas. pp. 625- 658. In: Francisco Bolívar. Fundamentos y Casos Exitosos de la Biotecnología Moderna. 2nd ed. El Colegio Nacional México. 733 p.
- Rittmann B, McCarty P. 2001. Biotecnología del medio ambiente. España. McGraw – Hill/Interamericana de España S.A.U. 745 p. ISBN: 0-07-234553-5
- Romero J. 2010. Tratamiento de aguas residuales – teoría y principios de diseño. 5° Edición. Editorial Escuela Colombiana de ingeniería. 1248 p. ISBN: 958-8060-13-3.
- Pasquali R. 2004. Química ambiental. UNIVERSITAS. 354 pp. ISBN: 950-523-346-9
- Sensidyne Industrial health and Safety instrumentation. 2013. Colorimetric Gas Detector Tube Handbook.
- Seoanez C. 2002. Tratado de la contaminación atmosférica: problemas, tratamiento y gestión. Mundi Prensa. ISBN: 978-8484-7603-51
- Smith T, Smith R. 2007. Ecología. Pearson Educación. 6ª edición. 776 pp. ISBN: 978-84-7829-084-0.
- Strauss W, Mainwaring S. 1990. Contaminación del aire causas, efectos y soluciones. Trillas. 177 pp. ISBN: 968-24-3025-9.
- Syed M, Soreanu G, Falleta P, Beland M. 2006. Removal of hydrogen sulphide from gas streams using biological processes. Biosys. 48, 21 – 30.
- Torres A, Úbeda Y, Calvet S, López P. 2008. Guía técnica para la gestión de las emisiones odoríferas generadas por las explotaciones ganaderas intensivas. Universidad Politécnica de Valencia. 97 p. ISBN: en trámite.
- Treto H, Rodríguez I, Jover J, Vanlangenhove H. 2011. Remoción de sulfuro de dimetilo mediante biofiltración con bagazo de caña inoculada con *Hyphomicrobium* VS. AFINIDAD LXVIII. 553. 221 – 225 pp.
- Van Groenestijn J, Hesselink P. 1993. Biotechniques for air pollution control. Institute Environ Bootechnol. Volumen 4 (4): 283 - 301
- Varnero M, Carú M, Galleguillos K, Achondo P. 2012. Tecnologías disponibles para la purificación de biogás usado en la generación eléctrica. Información Tecnológica. Vol. 23 (2), 31 – 40 pp.
- Vazoller R, Manfio G, Canhos V. 1999. Dominio Archaea: Reinos Crenarcheota, Euryarcheota e Korarcheota. Volumen 1.
- Vergara, A., L. Lara, N. Alarcón y G. Aroca. 2003. Biofiltración de aire contaminado con hidrocarburos volátiles. Pp12. In: AIDIS. Aire, tierra y agua tarea de todos Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Concepción, Chile Octubre 1-3, 2003. Universidad de Concepción. Concepción, Chile

Viquez J. 2010. Remoción del Sulfuro de hidrogeno/ ácido sulfhídrico en el biogás. ECAG. N° 53. 16 – 20 pp

Vizcarra A. 2008. Ecosfera, La ciencia ambiental y los desastres ecológicos. Segunda edición. Lima – Perú. 525 p. ISBN: 978-9972-9029-2-5

ANEXOS

ANEXO 1

Método de medición de biogás por desplazamiento de líquido

El volumen de gas metano producido en experimentos de laboratorio puede medirse por desplazamiento de un líquido. El método más común es el que utiliza la “Tanque Mariotte” Tanque que se observa en la figura 39. El líquido utilizado es una solución concentrada de NaOH y/o KOH en un rango entre 15 - 20 mg/L. A medida que el biogás, pasa a través de esta solución de pH alto, el CO₂ del biogás se convierte en carbonato y es absorbido dentro del líquido. Únicamente el gas metano pasa a través de la solución y un volumen equivalente es impulsado afuera de la botella Mariotte. El líquido desplazado puede medirse en un cilindro graduado o en el mejor de los casos una probeta. Las soluciones alcalinas deben contener un gran exceso de equivalentes de hidróxido para estar seguros que todo el CO₂ es absorbido en el líquido. Debe mantenerse como exceso mínimo el doble, esto significa que por cada litro de biogás al menos de 2g de NaOH (Fiel, Holanda).

Este mismo método es empleado para determinar el volumen de biogás, sin embargo, para ello se debe sustituir la solución de NAOH por agua, es decir se determinara el caudal de biogás producido.

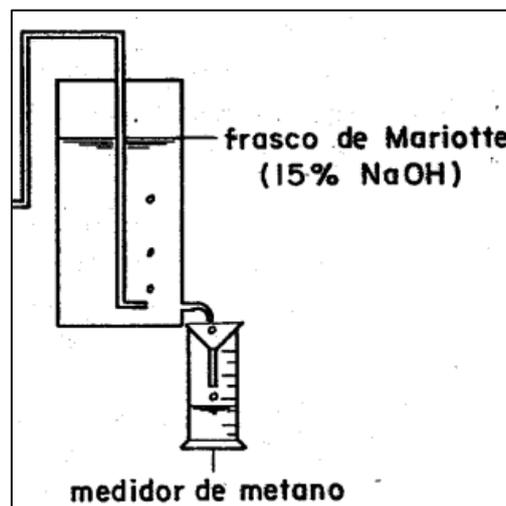


Figura 39 – Tanque Mariotte con una solución al 15% De NaOH para medir metano (Jim Fiel- Universidad Agrícola de Wageningen - Holanda).

ANEXO 2

Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos – Universidad Nacional de Ingeniería (CITRAR – FIA -UNI)

i. Ubicación:

Se encuentra ubicado en la parte norte del campus de la Universidad Nacional de Ingeniería, sector “T”, cuenta con un área de 4.5 hectáreas. Dirección norte del lado derecho de la avenida Túpac Amaru y entre los límites de los distritos de Independencia y Rímac.

ii. Reseña:

El centro de investigación de aguas residuales y residuos peligrosos (CITRAR - UNI) se inició en el año 2011 ya que hasta entonces era una Planta Piloto de Tratamiento de Aguas residuales de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNITRAR) que entro en funcionamiento en enero de 1996. CITRAR tiene el propósito de propiciar la investigación científica, con tendencia a buscar alternativas técnicas y sostenibles de bajo costo para la problemática de tratamiento, disposición y reusó inadecuado de las aguas residuales y residuos peligrosos en el Perú.

iii. Descripciones de las instalaciones de CITRAR - UNI:

El centro de investigación en tratamiento de aguas residuales y residuos peligrosos CITRAR-UNI está conformado por un laboratorio, oficina y unidades de tratamiento de aguas residuales domésticas.

Se combina dentro de la planta de tratamiento un proceso anaerobio de tratamiento tipo UASB (Up flow Anaerobic Sludge Bed) y un procesos de tratamiento facultativos (aerobio y anaerobio) el cual está conformada por 2 lagunas de estabilización facultativas. Las unidades de tratamiento son detalladas en la tabla 39.

Tabla 39- Descripción de las unidades de tratamiento con las que se cuenta en el centro de investigación.

UNIDAD DE TRATAMIENTO	DESCRIPCIÓN	IMAGEN	
CAPTACION Y REGULACION DE CAUDAL	<p>Diseñado para tratar un caudal máximo de 10 L/s. el caudal es regulado por un vertedero y el exceso es desviado por un aliviadero.</p> <p>La pantalla de concreto cumple la función de distribuir el agua y reducir la presión a fin de controlar mejor su distribución.</p> <p>Las aguas residuales proceden de los asentamientos humanos EL ANGEL y el MILAGRO.</p>		
PRE TRATAMIENTO	REJAS GRUESAS	<p>Permite retener solidos gruesos, residuos constituidos principalmente por material inorgánicos como plásticos, latas y material orgánicos de gran tamaño como animales muertos, residuos fecales y residuos vegetales.</p> <p>Las rejas tienen inclinación de 30° (inclinación que permite un adecuado mantenimiento), se cuentan con 32 barras de 5 mm de espesor cada una y con separación entre ellas de 25 mm.</p>	
	REJAS FINAS	<p>Las rejas gruesas se ubican después de las rejas gruesas, conformada por 2 cámaras de rejas en paralelo con inclinaciones de 56 °, unidad que cuenta con 19 barras de 5 mm de espesor con separación de 15 mm.</p> <p>Estas rejas retienen solidos de menor tamaño pero que en igual intensidad podrían retardar el proceso de tratamiento</p>	
	DESARENADOR	<p>Permite la separación de materiales inorgánicos por sedimentación lo cual se logra reduciendo la velocidad a valores iguales o inferiores de 0.20 m/s.</p> <p>Los desarenadores de flujo horizontal, sección rectangular y con tolva de sección trapezoidal (acumulación de arenas).</p> <p>Recientemente se implementó una estructura para la retención de grasas y aceites, con lo cual también se evita generar problemas operacionales.</p>	
RELLENO SANITARIO MANUAL	<p>Una vez removidos los sólidos retenidos por las unidades de pre tratamiento se realiza la estabilización con la cal (mezclado manual de los residuos con la cal) a fin de elevar el pH a un valor superior a 12, valor en el que la acción de los microorganismos será inhibida es decir disponer sanitariamente los residuos sólidos.</p>		

<p>MEDICION DE CAUDAL</p>	<p>El Palmer Bowles es una estructura que permite la determinación del caudal, a través de la medición del tirante de agua. Determinado la altura de agua con ayuda de la ecuación 3, se logra la determinación del caudal.</p> <p>$Q = 0.359 x(t - 4.4)^{1.5} \rightarrow$ (Ecuacion 3)</p>		
<p>TRATAMIENTO PRIMARIO</p>	<p>REACTOR UASB</p>	<p>Reactor que permite la remoción de materia orgánica a ausencia de oxígeno, proceso de tratamiento que se explicó con detalle en el marco teórico.</p> <p>Estructura que cuenta con válvulas de purga ubicadas a distintos niveles (1.0 m, 1.5m, 2.0 m 2.5m) a fin de extraer el lodo beneficioso para la puesta en marcha de investigaciones o plantas de tratamiento (anaerobias), lo cual se logra comprobar a través de pruebas para determinar la Actividad Metanogénica Especifica (AME).</p>	
<p>LECHO DE SECADO</p>	<p>Tiene la finalidad de secar el lodo que se retira periódicamente (cada 6 meses) del reactor UASB. Lodo con menor actividad Metanogénica.</p> <p>El lecho de secado está conformado por medio filtrante de arena y grava, la deshidratación se da a través de 2 procesos: Percolación y evaporación.</p>		
<p>TRATAMIENTO SECUNDARIO</p>	<p>LAGUNAS DE OXIDACION FACULTATIVAS.</p>	<p>Unidades que permiten la remoción de materia orgánica biodegradable y de microorganismos patógenos a través de los procesos de: Sedimentación, digestión de lodos (proceso anaerobio de reducción que se desarrolla en el fondo de la laguna), oxidación aerobia de la materia orgánica condiciones provistas por la oxigenación superficial (aire) y por las algas que oxigenan el medio pro el proceso de fotosíntesis (producción de O₂ y consumo de CO₂), Incidencia de la radiación ultravioleta que permite la eliminación de algunos patógenos, variaciones de pH extremas (durante la noche ácidos y día alcalinos).</p> <p>La primera laguna es de 100m de largo, 50 m de ancho y 1.5 m de profundidad. La segunda laguna se diferencia en el largo que es de 50m.</p>	

Fuente: CITRAR – UNI

iv. Biogás producido y reusó de agua:

El biogás obtenido como sub producto del tratamiento anaerobio (Reactor UASB) una vez tratado puede ser empleado para generar energía, requiere ser tratado debido a sus constituyentes (H_2S , N, O_2 , CO_2 , etc.) impurezas que reducen su poder calorífico.

El efluente generado por los procesos de tratamiento, permiten reducir los niveles de contaminación a concentraciones adecuadas por debajo de los límites máximos permisibles y contempladas dentro de los estándares de calidad ambiental para el agua por lo cual estas pueden ser utilizadas.

La Universidad Nacional de Ingeniería (CITRAR - UNI) y la Municipalidad de Independencia han concertado en aprovechar el agua ya tratada para el riego de áreas verdes, debido, aguas que se caracterizan por contener concentraciones adecuadas de nutrientes para las plantas (nitratos y fosfatos), además, se cuenta con estanques en la cuales se crían peces como controladores biológicos (indicar si hay riesgo de contaminación) (Tabla 40).

Tabla 40 – Sub producto del proceso anaerobio de tratamiento (biogás) y destino final del agua depurada por los procesos de tratamiento

<p>PRODUCCION DE BIOGAS</p>	<p>La producción de biogás en el RAFA, es llevada a cabo por los microorganismos anaerobios. Biogás que podría ser empleado como generador de energía previo tratamiento ya que esta cuenta con impurezas perjudiciales para su aprovechamiento.</p>	
<p>PISICULTURA</p>	<p>CITRAR – UNI cuenta con 3 estanques de peces de sección trapezoidal donde se cultivan peces de la especie Tilapia del Nilo (<i>Oreochromis Niloticus</i>), especie tropical que puede crecer en climas como el de Lima y alcanza un peso promedio de 250 g en un periodo de 16 meses</p>	
<p>AREAS VERDES</p>	<p>El efluente del agua tratada en CITRAR es usada para el riego de las áreas verdes del campus de la Universidad Nacional de Ingeniería, además, de las áreas verdes del distrito de Independencia. Agua tratada recolectada y transportada en cisternas con capacidad de almacenamiento de 10 m³.</p>	

Fuente: CITRAR (2013)

ANEXO 3

Datos relevantes para el desarrollo de la experimentación

Tabla 41 - Caudal promedio de ingreso diario a la planta de tratamiento del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR – UNI - FIA)

FECHA DE MEDICIÓN	CAUDAL PROMEDIO (L/s)	FECHA DE MEDICIÓN	CAUDAL PROMEDIO (L/s)
29/04/2014	4.586	25/07/2014	4.984
30/04/2014	5.316	30/07/2014	5.053
02/05/2014	3.892	01/08/2014	4.872
05/05/2014	4.679	04/08/2014	4.085
06/05/2014	5.960	05/08/2014	4.414
07/05/2014	6.188	08/08/2014	3.980
09/05/2014	5.902	11/08/2014	3.472
12/05/2014	6.415	12/08/2014	4.708
13/05/2014	4.943	13/08/2014	4.891
22/07/2014	4.109	14/08/2014	4.754
23/07/2014	4.602	15/08/2014	6.982

Fuente: CITRAR (2014)

Tabla 42 – Caracterización del agua residual - Afluente a la planta de tratamiento del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR – UNI - FIA)

PARÁMETRO	UNIDAD	CAPTACIÓN	ENTRADA UASB	SALIDA UASB
DQO	mg/L	572	413	277
pH	mg/L	6.8	7.12	6.88
Sólidos Suspendidos	mg/L	244	212	90
Sólidos Sedimentables	mg/L/h	2.5	2	0.4
Sólidos Volátiles	mg/L	138	110	32
Sulfatos	mg/L SO ₄	198	186	184
DBO ₅	mg/L	249	173	116

Fuente: CITRAR (2013)

ANEXO 4

Procedimiento de determinación experimental del caudal de biogás

1. Se adquirió la bolsa de aluminio adaptada para el almacenamiento de biogás y el tanque Mariotte (contara con agua en su interior) (Figura 40 y 41), se verifico que ambos caos no existiera fuga que pudiera alterar los resultados.



Figura 40 – Bolsa de aluminio



Figura 41 – Tanque Mariotte

2. Conectar la bolsa de aluminio con válvulas a la salida de las mangueras de conducción de biogás (salida de campana de gas).
3. Aperturar la valvula de conduccion de biogasy la valvula que controla el ingreso de gas hacia la bolsa de aluminio, tener en mano el cronometro para su pronto encendido y dar inicio al llenado (Figura 42).



Figura 42 – Bolsa de aluminio siendo llenada de biogás

4. Se cerro la válvula de ingreso de biogás hacia la bolsa de aluminio una vez que se visualiza una cantidad considerable de biogás.
5. Se detuvo el cronometro y el tiempo empleado de llenado fue registrado.
6. Conectada la bolsa de aluminio hacia el tanque Mariotte (Figura 43), se inicio a ejercer ligera precion sobre la bolsa de aluminio, a fin de traspasar el biogás hacia el tanque Mariotte.



Figura 43 – Bolsa de aluminio conectada al tanque Mariotte

7. Se registró el volumen de agua desplazado.
8. Con el dato registrado de tiempo de llenado y volumen de agua desplazada se realizaron los cálculos (Ecuación 9).

$$Q = \frac{V}{t} \quad (\text{Ecuación 10})$$

Donde:

Q = Caudal de biogás producido por el reactor (L/s).

V= Volumen de líquido desplazado por el gas (Litros).

t= tiempo de llenado de la bolsa de aluminio con el biogás (segundos).

Se registró durante dos semanas el tiempo de llenado y el volumen de líquido desplazado (Tabla 43 y 44)

Tabla 43 – Caudal de biogás colectado por el reactor anaerobio tipo UASB – Primera semana de monitoreo

Día	Hora	Tiempo de llenado (segundos)	Volumen desplazado (Litros)	Caudal de biogás (L/s)
1	09:00 a.m.	580	4.67	0.008
	12:00 p.m.	600	6.2	0.01
	03:00 p.m.	580	4.85	0.008
2	09:00 a.m.	450	3.45	0.008
	12:00 p.m.	420	4.88	0.012
	03:00 p.m.	380	3.8	0.01
3	09:00 a.m.	420	4.85	0.012
	12:00 p.m.	400	6	0.015
	03:00 p.m.	450	2.25	0.005
4	09:00 a.m.	480	3.8	0.008
	12:00 p.m.	300	5.2	0.017
	03:00 p.m.	265	3.52	0.013
5	09:00 a.m.	360	4.3	0.012
	12:00 p.m.	300	5.65	0.019
	03:00 p.m.	360	4.12	0.011

Tabla 44 – Caudal de biogás colectado por el reactor anaerobio tipo UASB – Segunda Semana de monitoreo

Día	Hora	Tiempo de llenado (segundos)	Volumen desplazado (Litros)	Caudal de biogás (L/s)
1	09:00 a.m.	151	4.2	0.028
	12:00 p.m.	180	6.15	0.034
	03:00 p.m.	150	5.75	0.038
2	09:00 a.m.	120	3.45	0.029
	12:00 p.m.	200	4.88	0.024
	03:00 p.m.	250	4.56	0.018
3	09:00 a.m.	180	4.85	0.027
	12:00 p.m.	175	6.18	0.035
	03:00 p.m.	120	2.75	0.023
4	09:00 a.m.	150	3.45	0.023
	12:00 p.m.	180	4.8	0.027
	03:00 p.m.	160	3.52	0.022
5	09:00 a.m.	180	5.2	0.029
	12:00 p.m.	160	5.65	0.035
	03:00 p.m.	175	4.12	0.024

ANEXO 5

Instalación del biofiltro

- a. Material de acrílico acondicionado para el ensamblaje de las válvulas de conducción (Figura 44).



Figura 44 – Orificio ubicado en la parte inferior.

- b. Orificios laterales para la implementación de válvulas (Figura 45)

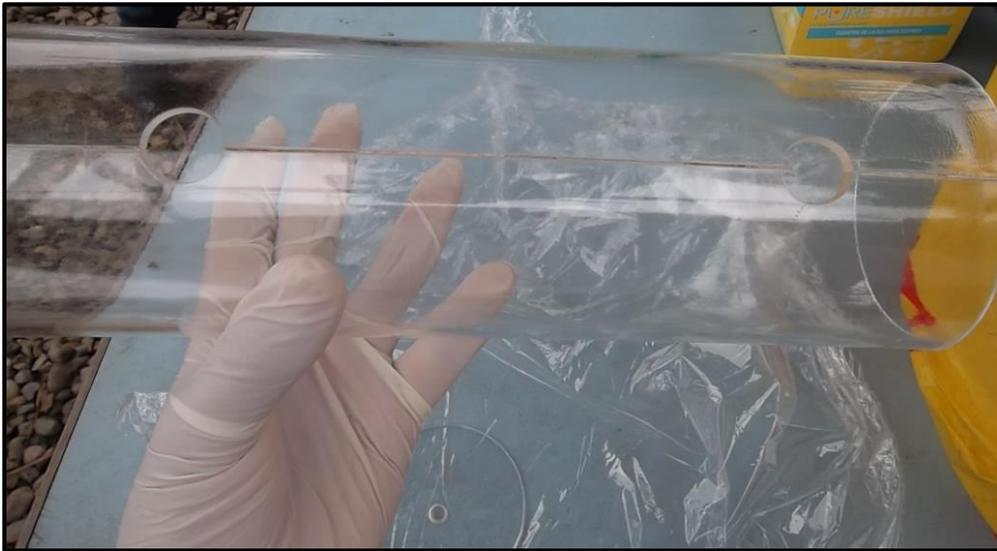


Figura 45 – Vista lateral del material de acrílico

- c. Válvulas instaladas en el material de acrílico, válvula inferior para la purga de lodos y evacuación de lixiviados, válvula lateral inferior para la distribución de biogás, válvula intermedia para remover material de soporte (compost) para determinación de pH (Figura 46 y 47)



Figuras 46 y 47 – Válvulas instaladas para el inicio de las experimentaciones.

- d. Rociador acondicionado para la distribución homogénea de líquido, a fin de mantener el porcentaje de humedad dentro del rango recomendado (40 – 60%) (Figuras 48 y 49)



Figuras 48 y 49 – Rociador acondicionado.

e. Preparación de un soporte para el biofiltro (Imagen 50 y 51)



Figura 50 – Señor Manuel y Ramsés preparando el soporte de madera.



Figura 51 – Soporte de madera listo

f. Rotámetro que permitiría registrar el caudal de biogás (Imágenes 52, 53 y 54).



Figuras 52, 53 y 54 – Rotámetro desde distintas vistas (0.2 – 4 L/m de aire)



Figura 55 – Biofiltro instalado (válvulas, rotámetro, soporte del biofiltro).

- g. biofiltro instalado en la parte superior de la campana de gases del reactor UASB (Figuras 56 y 57)



Figuras 56 - Biofiltro listo para operar

- h. Se realizaron los monitoreos respectivos (Imagen 79)



Figuras 57 – Investigador verificando las válvulas de conducción

ANEXO 6

Procedimiento de determinación experimental de la concentración de ácido sulfhídrico (H_2S), contenida en el biogás

a) Monitoreo previo al diseño

1. El reactor anaerobio tipo UASB (Figura 58) cuenta con una campana de gases, de la cual discurren tubos para su conducción (Figura 59), de estos puntos es que se dispuso el monitoreo de la concentración de H_2S .



Figura 58 – Reactor anaerobio tipo UASB – CITRAR – UNI - FIA



Figura 59 – Válvula de salida de biogás, punto de monitoreo

2. Identificado el punto de muestreo se procede a realizar el monitoreo, empleando el equipo detector monogas para sulfuro de hidrogeno.
3. Una vez encendido el detector se, espera el tiempo necesario para que el equipo se estabilizara y marcara una concentración de 0 ppm de H_2S .

4. Se colocó el detector directamente hacia la válvula de salida del biogás, el equipo inicia a reportar el valor detectado.

5. Los valores reportados son superiores a los 200 ppm, por ello, el detector de ácido sulfhídrico reporta el término “OR- Out of Range”. Los valores fueron registrados (Tabla 45).

Tabla 45 – Concentración de ácido sulfhídrico H₂S contenida en el biogás

FECHA DE MONITOREO	HORA	CONCENTRACION DE H₂S
11/12/2014	11:20 a.m.	FUERA DE RANGO
	12:20 p.m.	FUERA DE RANGO
	1.50 p.m.	FUERA DE RANGO
12/12/2014	2.50 p.m.	FUERA DE RANGO
	1.00 p.m.	FUERA DE RANGO
	2.00 p.m.	FUERA DE RANGO
	3.00 p.m.	FUERA DE RANGO
13/12/2014	10:15 a.m.	FUERA DE RANGO
	11:15 a.m.	FUERA DE RANGO
	12:15 p.m.	FUERA DE RANGO
	1:15 p.m.	FUERA DE RANGO

b) Monitoreo para determinar la eficiencia de remoción

1. Se determinaron los puntos de monitoreo, los punto de afluente hacia el biofiltro (previo al tratamiento) y de efluente del biofiltro (posterior al tratamiento biológico) (Figuras 60 y 61)

2. Encendido el detector monogas, iniciar una vez que el equipo este estabilizado (0 ppm).

3. Inicialmente se determina la concentración del ácido sulfhídrico del afluente hacia el biofiltro (el equipo será expuesto al contaminante de 1 a 3 minutos a fin de permitir registrarse el mayor valor).

4. Una vez que el equipo nuevamente se estabilice (0 ppm), continuar con la determinación de la concentración del biogás que sale del biofiltro (efluente del biofiltro), siguiendo el procedimiento anterior.

5. Registrar ambos valores máximos y proceder a determinar la eficiencia de remoción empleando la ecuación 10.

$$E = \frac{Ca - Ce}{Ca} * 100 \quad \text{(Ecuación 11)}$$

Donde:

E = Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno (H₂S) (%).

Ca= Concentración de sulfuro de hidrógeno (H₂S) en el afluente del biofiltro (ppm).

Ce= Concentración de sulfuro de hidrógeno (H₂S) en el efluente del biofiltro (ppm).

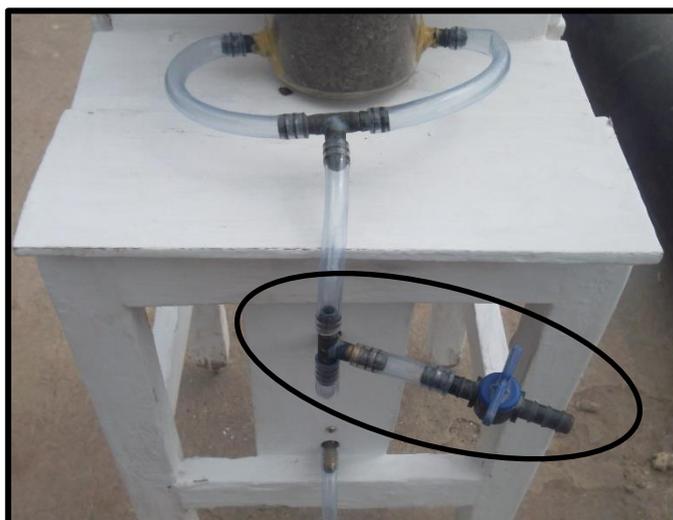


Figura 60 – Punto de monitoreo – afluente de biogás hacia el biofiltro



Figura 61 – Punto de monitoreo – efluente del biofiltro

Los resultados de cada ensayo experimental han sido reportados y serán mostrados más adelante.

ANEXO 7

Determinación de la porosidad (Método de imbibición)

1. Homogenizar el compost.
2. Contar con 2 probetas de litro.
3. Extraer una cantidad de compost considerable que pueda ser llenada en una probeta de litro (cantidad que alcance el 50% del volumen de la probeta) (Imagen 62).
4. Colocar la muestra dentro del recipiente.
5. Agregar una misma cantidad de agua, permitiendo que el fluido humecte en todos los poros (medir y registrar el volumen de agua incorporado).
6. Repetir este proceso hasta que compost ya no pueda ser más humectado
7. Realizar el cálculo empleando la Ecuacion 12.
8. Repetir el procedimiento a fin de obtener un valor promedio

$$\frac{V_{\text{compost}}}{V_{\text{H}_2\text{O}}} \quad (\text{Ecuacion 12})$$

Donde:

V_{Compost} = Volumen de compost (mL)

$V_{\text{H}_2\text{O}}$ = Volumen total de agua incorporado (mL)

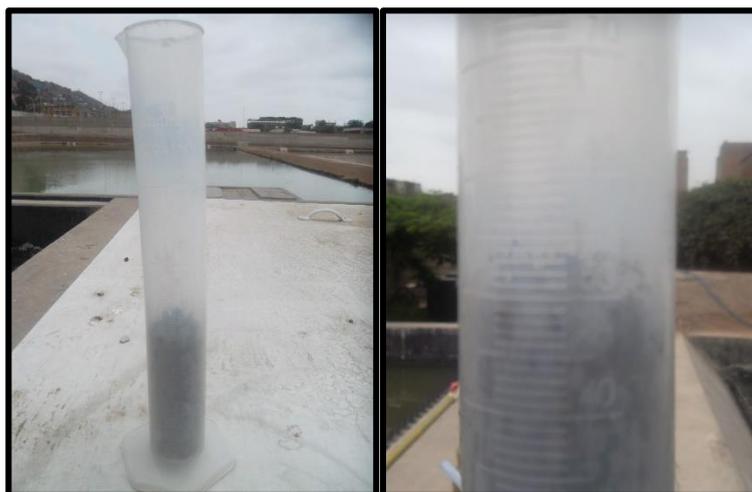


Figura 62 – determinando la porosidad del compost

ANEXO 8

Plan de Monitoreo y resultados experimentales

El biofiltro fue evaluado en 6 meses, tiempo que incluye: pruebas previas a la implementación del biofiltro, la puesta en marcha y el desarrollo de los ensayos experimentales, se realizaron una serie de monitoreos. Diariamente el reactor anaerobio tipo UASB viene operando continuamente excepto por algunas interrupciones momentáneas (cada 2 días) durante el cual se realiza el mantenimiento del reactor, a pesar de ello la generación de biogás continuaba, sin embargo, antes o después de las actividades de mantenimiento las concentraciones variaban.

Para la presente investigación se estableció una frecuencia y horarios de monitoreo (Tabla 46), con el fin de, obtener la mayor cantidad de datos posibles y obtener datos más confiables.

Tabla 46 – Frecuencia de Monitoreo

PARAMETRO	FRECUENCIA	
Concentración de H ₂ S – afluente	Diariamente (Lunes a Viernes)	10 a.m. - 5 p.m.
Concentración de H ₂ S – efluente	Diariamente (Lunes a Viernes)	10 a.m. - 5 p.m.
Caudal de ingreso al biofiltro	Diariamente (Lunes a Viernes)	10 a.m. - 5 p.m.
pH	Lunes, miércoles, viernes (antes de homogenizar y humectar el medio filtrante)	11 a.m. - 12 p.m.
Humedad	Lunes, miércoles, viernes (antes de homogenizar y humectar el medio filtrante)	11 a.m. - 12 p.m.
Temperatura Ambiental	Diariamente (Lunes a Viernes)	10 a.m. - 5 p.m.

A continuación se muestran los resultados obtenidos a partir de cada uno de los monitoreos realizados a lo largo de los ensayos experimentales (Tablas 47 - 58), además, se muestran las figuras con las gráficas que explican el comportamiento del desarrollo experimental (Figuras 63 - 75) . El pH fue registrado independientemente (Anexo 8).

Tabla 47 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°1

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
16 - 23 DE FEBRERO	1	PROMEDIO (91 - 140)	27	LUNES	3:00 P.M	96.1	1.1	98.86	32.00	48.00
					3:50 P.M	109.6	0	100.00	29.60	49.00
					4:30 P.M	100.8	27.8	72.42	27.80	51.00
				MARTES	11:30 A.M	121.2	0.1	99.92	32.80	48.00
					12:30 P.M	128.3	0	100.00	32.80	48.00
					1:45 P.M	130.2	0	100.00	32.40	48.00
					2:45 P.M	129.3	0.1	99.92	33.20	45.00
					3:45 P.M	136.3	0	100.00	32.60	44.00
					4:45 P.M	125.3	0	100.00	28.70	48.00
				MIERCOLES	11:30 A.M	107.6	1.1	98.98	33.10	46.00
					12:30 P.M	108.9	0	100.00	34.00	46.00
					1:45 P.M	106.8	0	100.00	31.60	46.00
					2:45 P.M	107.6	0	100.00	33.80	44.00
					4:00 P.M	99.2	0	100.00	29.30	46.00
					5:00 P.M	99.6	0	100.00	27.90	49.00
				JUEVES	10:35 A.M	133.9	0.1	99.93	27.90	50.00
					11:35 A.M	135	0	100.00	30.80	48.00
					12:35 P.M	129.8	0	100.00	30.40	48.00
					1:00 P.M	100.2	0	100.00	30.80	48.00
					2:10 P.M	126.8	0	100.00	30.20	48.00
					3:10 P.M	108.3	0	100.00	30.50	48.00
				VIERNES	11:20 A.M	121.7	0	100.00	29.80	50.00
					12:20 P.M	117.6	0	100.00	30.60	50.00
					1:20 P.M	131.2	0	100.00	31.40	48.00
2:20 P.M	128.8	0	100.00		31.50	48.00				
3:20 P.M	126.6	0	100.00		32.00	47.00				
4:20 P.M	116.7	0	100.00		31.50	46.00				
5:20 P.M	122.4	4.8	96.08		29.30	47.00				

Tabla 48 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°2

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
9 - 16 DE FEBRERO	2	PROMEDIO (91 - 140)	27	LUNES	10:35 A.M	111.9	0	100.00	31.60	48.00
					11:35 A.M	108.5	1	99.08		
					12:35 P.M	114.9	0.3	99.74	34.20	54.00
					2:00 P.M	109.1	0.9	99.18	35.10	48.00
					3:00 P.M	105.8	0	100.00	32.50	47.00
					4:00 P.M	103.1	0	100.00	31.00	47.00
				5:00 P.M	99.7	0	100.00	29.00	49.00	
				MARTES	3:00 P.M	103	0	100.00	31.50	48.00
					4:00 P.M	112.5	0	100.00	32.10	48.00
					5:10 P.M	103.8	0	100.00	25.50	48.00
				MIERCOLES	10:15 A.M	97.6	0	100	28.3	52
					11:15 A.M	107.7	0	100	30.3	51
					12:15 P.M	109.2	0	100	30.6	50
					1:00 P.M	111.5	0	100	30.6	50
					2:25 P.M	112.7	0	100	30.7	50
					3:25 P.M	114.2	0	100	29.9	50
					4:25 P.M	119.2	0	100	28.2	51
				5:15 P.M	121.7	0	100	27.7	52	
				JUEVES	11:05 A.M	106.5	0.7	99.34	30.80	54.00
					12:05 A.M	122.2	0	100.00	29.80	53.00
					1:30 P.M	125.7	0	100.00	29.80	54.00
					2:20 P.M	127.4	0	100.00	30.50	53.00
					3:20 P.M	129.3	0	100.00	29.60	53.00
					4:20 P.M	127.5	0	100.00	31.70	50.00
				5:10 P.M	122.4	0	100.00	29.60	51.00	
				VIERNES	10:30 A.M	109.2	0	100	29	53
					11:30 A.M	107.2	0	100	36.3	48
					12:40 P.M	110.5	0	100	36.3	44
1:40 P.M	105.6	0	100		33.1	45				
2:30 P.M	110.1	0	100		35.3	43				
3:30 P.M	103	0	100		34.4	43				
4:10 P.M	116.9	0	100		32.6	45				

Tabla 49 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°3

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
2-9 DE FEBRERO	3	PROMEDIO (91-140)	27	LUNES	3:50 P.M	129.3	0	100.00		
					4:30 P.M	100.6	0	100.00		
					4:00 P.M	98.2	0	100.00		
				MARTES	1:00 P.M	121.2	0	100.00		
					2:25 P.M	139.6	0	100.00		
					3:25 P.M	135	0	100.00		
					4:25 P.M	115	0	100.00		
				MIÉRCOLES	11:50 A.M	122.6	0	100.00	31.40	56.00
					1:30 P.M	128.1	0	100.00	31.10	52.00
					2:30 P.M	106.4	0	100.00	31.10	51.00
					3:30 P.M	110.4	0	100.00	30.90	52.00
					4:30 P.M	115.9	0	100.00	27.90	54.00
					5:15 P.M	107	0	100.00		
				JUEVES	10:50 A.M	99.4	0	100.00	31.80	59.00
					11:50 A.M	110.1	0	100.00	33.00	51.00
					12:35 P.M	102.1	0	100.00	32.50	51.00
					1:50 P.M	117.5	0	100.00	33.00	51.00
					2:50 P.M	127.7	0	100.00	33.30	49.00
					3:50 P.M	127.5	1.5	98.82	33.00	47.00
					5:30 P.M	113.9	0	100.00	26.80	53.00
				VIERNES	10:15 A.M	113.2	0	100.00	29.50	57.00
11:30 A.M	118.6	0.1	99.92		31.30	56.00				
1:35 P.M	119.6	0	100.00		30.80	56.00				
2:35 P.M	121.1	0.3	99.75		31.90	52.00				
3:35 P.M	129.3	0	100.00		29.50	51.00				
4:35 P.M	113.3	0	100.00		27.80	53.00				
5:10 P.M	112.1	0	100.00		28.30	53.00				

Tabla 50 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°4

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
23 DE FEBRERO AL 2 DE MARZO	4	ALTO (141 - 190)	43.2	LUNES	4:30 P.M	184.3	0	100.00	30.50	48.00
					5:00 P.M	163.5	0	100.00	28.50	49.00
				MARTES	11:30 A.M	156.2	0	100.00	30.20	49.00
					12:30 P.M	153	0	100.00	28.50	50.00
					1:35 P.M	157.5	0	100.00	28.40	50.00
					2:35 P.M	171.7	0	100.00	26.30	52.00
					3:35 P.M	167.2	0	100.00	24.20	52.00
					4:30 P.M	171.1	0	100.00	23.60	56.00
				MIÉRCOLES	11:35 A.M	179.4	0	100.00	32.00	50.00
					12:35 P.M	163	0	100.00	31.60	50.00
					1:35 P.M	185.3	0	100.00	31.10	52.00
					2:35 P.M	162.9	0	100.00	32.80	50.00
					3:35 P.M	169.5	0	100.00	30.80	49.00
				JUEVES	4:35 P.M	146.8	0	100.00	29.40	49.00
					10:30 A.M	160.7	0	100.00	28.50	59.00
					11:30 A.M	175.5	0	100.00	32.30	52.00
					12:30 P.M	186.7	0	100.00	32.00	50.00
					1:40 P.M	179.8	0	100.00	30.90	50.00
					2:40 P.M	188.7	0	100.00	32.20	49.00
					3:40 P.M	151.4	0	100.00	31.60	48.00
VIERNES	4:30 P.M	152.8	0	100.00	29.60	49.00				
	1:30 P.M	180.7	0	100.00	31.70	51.00				
	2:30 P.M	187.7	0	100.00	30.50	50.00				
	3:30 P.M	151.5	0	100.00	30.30	49.00				
	4:30 P.M	142.6	0	100.00	29.50	49.00				
				5:15 P.M	145.7	0	100.00	28.70	50.00	

Tabla 51 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°5

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
2 DE MARZO AL 9 DE MARZO	5	BAJO (41 - 90)	10.8	LUNES	1:00 P.M	65.4	14	78.59	31.70	47.00
					2:25 P.M	60.5	7.2	88.10	30.50	48.00
					3:25 P.M	60.9	6.9	88.67	29.00	48.00
					5:00 P.M	65.1	13.5	79.26	28.70	49.00
					5:30 P.M	63	14	77.78	27.10	50.00
				MARTES	11:00 A.M	55.6	1.8	96.76	29.00	50.00
					12:00 P.M	73.3	2.7	96.32	30.50	50.00
					1:00 P.M	78.7	1.8	97.71		
					2:15 P.M	79.2	1.7	97.85	30.40	49.00
					3:15 P.M	75.2	2	97.34	30.10	49.00
				MIÉRCOLES	4:15 P.M	89.7	2.6	97.10	28.60	50.00
					11:20 A.M	71.7	33	53.97	31.00	48.00
					12:20 A.M	83	29.8	64.10	29.20	49.00
					1:20 P.M	88.1	30.6	65.27	29.30	49.00
					2:25 P.M	77.6	23.8	69.33	30.60	49.00
				JUEVES	3:25 P.M	85.7	27.3	68.14	31.80	41.00
					4:25 P.M	83.4	25.2	69.78	28.10	50.00
					5:25 P.M	85.2	28.4	66.67	25.50	52.00
					11:00 A.M	69	7.1	89.71	32.30	48.00
					12:00 P.M	70	6	91.43	33.60	46.00
				VIERNES	1:00 P.M	71.4	6.5	90.90	32.50	46.00
					2:15 P.M	68.2	6.5	90.47	30.50	47.00
					3:15 P.M	68.5	7.6	88.91	28.00	49.00
					4:15 P.M	68.1	7.9	88.40	26.00	51.00
					10:50 A.M	51.3	4.4	91.42	24.70	51.00
					12:05 A.M	64.3	35.8	44.32	30.00	50.00
					1:10 P.M	68.3	33.3	51.24	29.50	49.00
					2:20 P.M	67.6	31.6	53.25	29.80	49.00
3:20 P.M	71	31.7	55.35		29.40	49.00				
4:20 P.M	69	31.3	54.64		28.30	50.00				
	5:20 P.M	75.7	33	56.41	28.60	50.00				

Tabla 52 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°6

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
9 DE MARZO AL 16 DE MARZO	6	BAJO (41 - 90)	27	LUNES	12:00 P.M	76.3	28	63.30	29.90	50.00
					1:00 P.M	76.2	27.1	64.44	28.50	50.00
					2:00 P.M	78.3	23.5	69.99	30.80	53.00
					3:00 P.M	73.6	28.3	61.55	28.30	51.00
					4:00 P.M	74	24	67.57	26.80	52.00
				5:00 P.M	74.1	23.6	68.15	26.00	53.00	
				MIERCOLES	10:35 A.M	49.4	12.6	74.49	28.40	54.00
					12:00 P.M	81.3	31.3	61.50	31.30	50.00
					1:00 P.M	82.5	30.1	63.52	30.50	50.00
					2:00 P.M	90	32.7	63.67	32.60	49.00
					3:00 P.M	71.3	25.3	64.52		
					4:00 P.M	74.6	25.8	65.42	28.50	50.00
				5:00 P.M	73.8	28.5	61.38	27.70	51.00	
				JUEVES	10:45 A.M	74.6	16	78.55	27.80	53.00
					11:45 A.M	65	10.4	84.00	29.90	51.00
					12:45 P.M	83	14.1	83.01	30.60	50.00
					1:45 P.M	82	12.7	84.51	34.00	51.00
					2:45 P.M	72.5	10.8	85.10		
					3:45 P.M	74.6	9.8	86.86	28.30	51.00
				4:25 P.M	77.4	10	87.08	28.60	51.00	
				VIERNES	10:15 A.M	42.1	2.3	94.54	25.50	52.00
					11:15 A.M	69.2	5.2	92.49	32.00	49.00
					12:15 P.M	70	4	94.29	33.10	47.00
					1:05 P.M	76.8	26.5	65.49	33.00	46.00
					2:10 P.M	85	25.1	70.47	34.80	47.00
					3:10 P.M	65.4	17.2	73.70	32.80	47.00
					4:10 P.M	69.8	16.9	75.79	31.00	47.00
				5:10 P.M	42.9	7.2	83.22	28.00	49.00	
DOMINGO	12:35 P.M	84	2.1	97.50	32.60	52.00				
	1:30 P.M	84.2	1.7	97.98	30.60	51.00				
	2:30 P.M	82.5	1.9	97.70	30.30	50.00				
	3:30 P.M	85.9	2.4	97.21	29.70	49.00				
	4:30 P.M	85.2	2.4	97.18	29.50	49.00				
	5:10 P.M	70.9	21.1	70.24	28.10	51.00				

Tabla 53 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°7

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
16 DE MARZO A 23 DE MARZO	7	PROMEDIO (91 - 140)	27	LUNES	11:00 A.M	132	22.2	83.18	31.10	49.00
					12:00 A.M	129.6	20.5	84.18	31.30	48.00
					1:00 P.M	130.6	20.5	84.30	31.30	48.00
					2:10 P.M	125	18.3	85.36	32.40	47.00
					3:10 P.M	124.8	17.1	86.30	30.60	48.00
					4:10 P.M	124.1	17.3	86.06	30.60	48.00
				5:10 P.M	120.5	21.7	81.99	28.80	49.00	
				MARTES	11:10 A.M	108.6	47.2	56.54	30.40	50.00
					12:10 A.M	121.3	47.4	60.92	31.00	48.00
					1:10 P.M	129	50.6	60.78	30.80	49.00
					2:10 P.M	135.5	55.2	59.26	30.90	50.00
					3:10 P.M	119.1	45	62.22	30.40	49.00
				4:10 P.M	123.5	45.3	63.32	29.90	49.00	
				MIÉRCOLES	1:50 P.M	101.6	28.3	72.15	33.60	46.00
					2:50 P.M	105.3	28.9	72.55	32.00	46.00
					3:50 P.M	112.2	30.1	73.17	30.50	46.00
					4:50 P.M	109.1	34.1	68.74	28.30	49.00
					5:25 P.M	110.4	35.3	68.03	27.00	49.00
				JUEVES	10:45 A.M	98.8	15.3	84.51	30.90	50.00
					11:45 A.M	129.1	23.1	82.11	32.50	48.00
					1:00 P.M	133.4	65.3	51.05		
					2:05 P.M	136.9	62.5	54.35	33.40	46.00
					3:05 P.M	120.8	57.6	52.32	32.60	46.00
					4:05 P.M	120	53.4	55.50	31.80	46.00
				4:20 P.M	123.4	57.1	53.73	30.60	47.00	
				VIERNES	11:15 A.M	116.7	39.8	65.90	32.80	47.00
					12:15 A.M	127.8	43.3	66.12	32.90	46.00
					1:05 P.M	125.2	37.8	69.81	32.00	45.00
2:15 P.M	117.9	34.7	70.57		35.30	44.00				
3:15 P.M	126.6	39.4	68.88		31.50	44.00				

Tabla 54 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°8

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
23 de MARZO AL 30 DE MARZO	8	ALTO (141 - 190)	27	LUNES	1:00 P.M	173.4	104.2	39.91	33.00	47.00
					2:10 P.M	141	86.4	38.72	33.50	48.00
					3:10 P.M	155.7	84.6	45.66	32.90	47.00
					4:10 P.M	156.4	87.4	44.12	31.10	47.00
					5:10 P.M	156.8	91	41.96	30.10	48.00
				MARTES	10:35 A.M	173.1	91.8	46.97	29.80	48.00
					11:35 A.M	154.3	81.4	47.25	32.40	47.00
					12:35 P.M	173.6	89.9	48.21	31.60	46.00
					1:35 P.M	174.9	92.8	46.94	33.00	45.00
					2:35 P.M	172.3	90.3	47.59	33.00	44.00
					3:35 P.M	173.5	89	48.70	33.60	42.00
					4:20 P.M	185.4	98.2	47.03	32.10	43.00
				MIERCOLES	11:35 A.M	144	76.2	47.08	30.80	46.00
					1:00 P.M	164.5	97.9	40.49	32.10	44.00
					2:30 P.M	167.8	92.9	44.64	35.60	45.00
					3:30 P.M	160.1	90	43.79	31.30	44.00
				JUEVES	4:30 P.M	170.3	91.9	46.04	30.10	45.00
					10:35 A.M	164.4	80.4	51.09	29.80	47.00
					11:35 A.M	184.3	81.7	55.67	30.60	46.00
					12:35 P.M	189.9	84.5	55.50	31.10	45.00
					1:45 P.M	147.7	67.1	54.57	32.80	46.00
					2:45 P.M	141.9	62.9	55.67	30.70	46.00
					3:45 P.M	141.8	61.5	56.63	30.10	46.00
				4:20 P.M	164.2	74.8	54.45	29.40	46.00	
				VIERNES	10:40 A.M	153.9	48.5	68.49	28.10	41.00
					11:40 A.M	177.8	53.8	69.74	29.30	48.00
					4:00 P.M	182.1	102.9	43.49	30.80	45.00
					5:00 P.M	180	105.9	41.17	26.80	50.00
6:00 P.M	160.2	97.9	38.89		25.00	50.00				

Tabla 55 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°9

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
6 DE ABRIL AL 13 DE ABRIL	9	BAJO (41 - 90)	43.2	LUNES	11:30 A.M	81.3	2.2	97.29	31.10	50.00
					12:30 P.M	86.8	0	100.00	31.00	48.00
					1:40 P.M	75.4	1.3	98.28	32.40	48.00
					2:40 P.M	75.6	0	100.00	30.10	48.00
					3:40 P.M	78.7	0.1	99.87	34.40	41.00
				4:40 P.M	78.2	0	100.00	28.10	44.00	
				MARTES	10:55 A.M	65.5	0	100.00	27.50	49.00
					11:55 A.M	61.4	0.5	99.19	28.40	49.00
					12:55 P.M	63.4	0	100.00	28.30	49.00
					1:55 P.M	67.7	0	100.00	31.80	48.00
					2:55 P.M	69.9	0	100.00	28.80	49.00
				4:20 P.M	69	0	100.00	31.70	43.00	
				MIÉRCOLES	10:40 A.M	54.4	0.2	99.63	26.80	50.00
					11:55 P.M	56.4	0.8	98.58	28.90	49.00
					12:55 P.M	66.2	0	100.00	28.10	49.00
					1:55 P.M	77.2	0	100.00	30.00	49.00
					2:55 P.M	81	0	100.00	30.80	48.00
					3:55 P.M	75.2	1.2	98.40	29.30	47.00
				4:55 P.M	77.4	0	100.00	26.00	50.00	
				JUEVES	10:25 A.M	82.9	0.8	99.03	27.30	51.00
					11:25 A.M	87.9	0	100.00	29.10	49.00
					12:25 P.M	72.7	0	100.00	28.50	50.00
					1:25 P.M	75.5	0	100.00	33.30	51.00
					2:25 P.M	63.8	0	100.00	28.30	50.00
					3:25 P.M	86.7	0	100.00	27.50	51.00
				4:25 P.M	88.3	0	100.00	27.60	50.00	
				VIERNES	11:25 A.M	55.8	0	100.00	27.50	51.00
					12:25 P.M	58.5	1.2	97.95	29.30	49.00
1:25 P.M	61.1	0.6	99.02		35.30	49.00				
2:25 P.M	62.6	0.8	98.72		29.00	50.00				
3:25 P.M	67.3	0.4	99.41		29.60	49.00				
4:25 P.M	71	0	100.00		30.10	48.00				
5:00 P.M	68.8	0	100.00	27.30	48.00					

Tabla 56 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°10

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
13 DE ABRIL AL 20 DE ABRIL	10	PROMEDIO (91 - 140)	10.8	LUNES	11:40 A.M	114.2	80.6	29.42	31.10	48.00
					12:40 P.M	127.5	85.3	33.10	30.80	48.00
					1:55 P.M	133.7	84.5	36.80	31.10	48.00
					2:55 P.M	127.5	85.3	33.10	29.30	48.00
					3:55 P.M	127	82.9	34.72	34.60	43.00
				4:55 P.M	129.5	83.8	35.29	27.10	48.00	
				MARTES	10:50 A.M	100.5	44.2	56.02	26.80	51.00
					11:50 A.M	106.9	40.1	62.49	29.30	49.00
					12:50 P.M	112.6	42.7	62.08	30.00	48.00
					1:55 P.M	120.1	45	62.53	32.00	49.00
					2:55 P.M	122	46.6	61.80	29.80	48.00
					3:55 P.M	132.8	49.4	62.80	28.00	49.00
				4:20 P.M	130.3	51.7	60.32	27.50	49.00	
				MIERCOLES	11:15 A.M	117.3	29.6	74.77	28.80	49.00
					1:15 P.M	128.4	101.1	21.26	32.50	45.00
					3:15 P.M	93.4	65.5	29.87	35.10	42.00
					4:15 P.M	112.1	79.9	28.72	29.80	41.00
				5:05 P.M	117.8	85.3	27.59	27.30	43.00	
				JUEVES	11:15 A.M	110.2	69.9	36.57	29.20	46.00
					12:15 P.M	109.3	70	35.96	29.60	46.00
					1:15 P.M	131.9	82.1	37.76	27.10	48.00
					2:20 P.M	131.4	85	35.31	29.60	48.00
					3:20 P.M	134.2	86.8	35.32	31.60	42.00
				4:20 P.M	100.8	59.9	40.58	33.30	39.00	
				VIERNES	1:05 P.M	99	50.7	48.79	29.60	47.00
					2:05 P.M	124.4	66.6	46.46	30.10	46.00
					3:05 P.M	122	89.9	26.31	30.90	46.00
					4:05 P.M	131.3	103.2	21.40	35.90	39.00
5:05 P.M	127.1	104.3	17.94		26.60	45.00				
6:00 P.M	120.2	97.3	19.05		24.00	47.00				

Tabla 57 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°11

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
20 DE ABRIL AL 27 DE ABRIL	11	PROMEDIO (91 - 140)	43.2	LUNES	11:35 A.M	114	40.2	64.74	29.00	48.00
					12:35 A.M	115.7	33.1	71.39	29.80	48.00
					2:10 P.M	130.8	33.2	74.62	30.30	48.00
					3:10 P.M	120.5	35.6	70.46	27.30	49.00
					4:10 P.M	122.3	38.4	68.60	30.10	46.00
				5:10 P.M	120.7	39.8	67.03	26.10	49.00	
				MARTES	11:40 A.M	130.3	33.6	74.21	29.30	49.00
					12:40 P.M	110.1	26.5	75.93	30.10	49.00
					1:45 P.M	117.1	29.8	74.55	32.00	49.00
					2:45 P.M	124.7	29.5	76.34	30.80	46.00
					3:45 P.M	139.8	36.4	73.96	39.70	36.00
				4:15 P.M	106.6	23.3	78.14	29.60	44.00	
				MIERCOLES	11:45 A.M	94.6	50.3	46.83	29.40	48.00
					12:45 P.M	110.6	51.6	53.35	28.10	49.00
					1:50 P.M	115.5	56.6	51.00	28.50	49.00
					2:50 P.M	134.4	65.3	51.41	27.70	48.00
					3:50 P.M	104.3	45.3	56.57	36.60	38.00
				4:50 P.M	93	42.2	25.60	25.60	46.00	
				JUEVES	11:00 A.M	130.3	46.1	64.62	26.80	51.00
					12:00 P.M	122	42.9	64.84	28.50	50.00
					1:00 P.M	135.6	47.4	65.04	29.00	48.00
					2:05 P.M	113.6	31.8	72.01	31.60	49.00
					3:05 P.M	122.9	37.7	69.32	30.60	43.00
				4:05 P.M	135.9	43.4	68.06	34.50	41.00	
				VIERNES	1:25 P.M	118.3	59.6	49.62	26.60	52.00
					2:25 P.M	103.6	46.8	54.83	34.10	42.00
					3:25 P.M	133.7	63.1	52.80	25.50	49.00
					4:25 P.M	129	67	48.06	22.40	51.00
5:25 P.M	128.3	66.1	48.48	21.80	53.00					

Tabla 58 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°12

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
28 DE ABRIL AL 4 DE MAYO	12	PROMEDIO (91 - 140)	27	MARTES	3:00 P.M	123.1	53.7	56.38	23.50	55.00
					3:30 P.M	119	45	62.18	24.50	55.00
					4:00 P.M	98.8	28.2	71.46	25.60	54.00
					4:30 P.M	108.2	31.4	70.98	25.70	55.00
				MIERCOLES	11:05 A.M	94	52.6	44.04	29.30	52.00
					12:05 P.M	112.2	45	59.89	28.90	52.00
					1:10 P.M	109.5	38.2	65.11	28.10	51.00
					2:10 P.M	98.3	24.8	74.77	27.60	53.00
					3:10 P.M	116	28.1	75.78	31.80	45.00
					4:10 P.M	123.6	40.8	66.99	36.60	41.00
					5:10 P.M	118.5	41.8	64.73	24.30	50.00
				JUEVES	10:00 A.M	124.6	20.8	83.31	25.40	54.00
					11:00 A.M	127.5	23.5	81.57	28.50	51.00
					12:00 P.M	110	12.7	88.45	28.30	53.00
					12:30 P.M	94.4	9.5	89.94	29.30	50.00
					1:30 P.M	124	13.6	89.03	27.80	51.00
					2:30 P.M	124.5	13.9	88.84	28.40	50.00
					3:30 P.M	122.7	13.7	88.83	29.00	48.00
				VIERNES	4:30 P.M	110.2	10.1	90.83	27.10	50.00
					9:50 A.M	94.8	5.3	94.41	26.00	53.00
					10:45 A.M	93.4	4.9	94.75	28.90	51.00
					11:35 a.M	113.3	46.3	59.14	28.40	51.00
					12:35 P.M	101.5	28.1	72.32	28.90	50.00
					1:40 P.M	108	29.4	72.78	30.10	51.00
					2:40 P.M	118.8	33.2	72.05	43.70	38.00
				DOMINGO	3:40 P.M	139.5	43.1	69.10	29.70	44.00
					4:40 P.M	123.4	31.7	74.31	27.80	47.00
					10:20 A.M	120.2	15.1	87.44	26.60	50.00
11:20 A.M	136.7	11.9	91.29		27.10	51.00				
12:20 P.M	119.1	10.6	91.10		27.80	51.00				
1:30 P.M	134.1	12.6	90.60		27.30	51.00				
2:30 P.M	139.3	58.3	58.15		27.20	50.00				
3:30 P.M	108.5	37.5	65.44	27.20	49.00					
4:30 P.M	115.8	42.2	63.56	25.50	52.00					

Tabla 59 – Monitoreos realizados durante el ensayo experimental N°13

FECHA	N° ENSAYO	RANGO DE CONCENTRACION (PPM)	TIEMPO DE RESIDENCIA REAL (S)	DIA	HORA	H ₂ S - ENTRADA	H ₂ S - SALIDA	Eficiencia de Remocion (%)	Temperatura (°C)	Humedad (%)
4 DE MAYO AL 11 DE MAYO	13	ALTO (141 - 190)	10.8	MARTES	10:25 A.M	147.1	116.7	20.67	24.30	53.00
					11:25 A.M	188.9	154	18.48	28.30	51.00
					12:25 P.M	175.9	143.9	18.19	27.60	51.00
					1:35 P.M	185.3	151.2	18.40	27.80	51.00
					2:35 P.M	165.8	135.8	18.09	28.00	50.00
					3:35 P.M	162.6	128.4	21.03	27.80	49.00
				MIERCOLES	4:45 P.M	157.1	128.6	18.14	25.60	51.00
					10:25 A.M	156.9	129.7	17.34	28.10	52.00
					11:25 A.M	156.7	127.5	18.63	27.30	51.00
					1:00 P.M	181.7	150.4	17.23	27.90	49.00
					1:40 P.M	163.7	146.7	10.38	28.50	49.00
					2:55 P.M	162	145.3	10.31	27.20	50.00
				VIERNES	3:55 P.M	171.2	158.7	7.30	29.70	46.00
					4:55 P.M	169.3	155	8.45	24.30	50.00
					2:10 P.M	179.5	152.6	14.99	26.50	57.00
					2:40 P.M	184.9	167.1	9.63	26.80	56.00
					3:10 P.M	155.6	147.6	5.14	27.70	56.00
					3:40 P.M	157.1	147.6	6.05	27.50	55.00
				DOMINGO	4:10 P.M	161.4	153.1	5.14	25.70	55.00
					4:40 P.M	151.8	143.2	5.67	23.90	56.00
					10:10 A.M	162.4	141.9	12.62	24.00	54.00
					10:40 A.M	159.5	149.6	6.21	25.40	55.00
					11:30 A.M	164.8	153.4	6.92	27.90	53.00
					12:00 P.M	162.8	147.1	9.64	28.90	52.00
					12:35 P.M	155.4	147.2	5.28	30.30	49.00
					1:00 P.M	164	155.4	5.24	30.10	49.00
					2:00 P.M	160.6	156.5	2.55	27.80	50.00
					2:30 P.M	161.6	155.2	3.96	28.70	49.00
3:00 P.M	162	157.9	2.53		26.80	50.00				
3:30 P.M	166.1	157.7	5.06		30.00	48.00				
4:00 P.M	168.4	165	2.02	29.50	49.00					
4:30 P.M	167.4	164.5	1.73	26.50	50.00					
5:00 P.M	166.2	162.8	2.05	23.60	51.00					

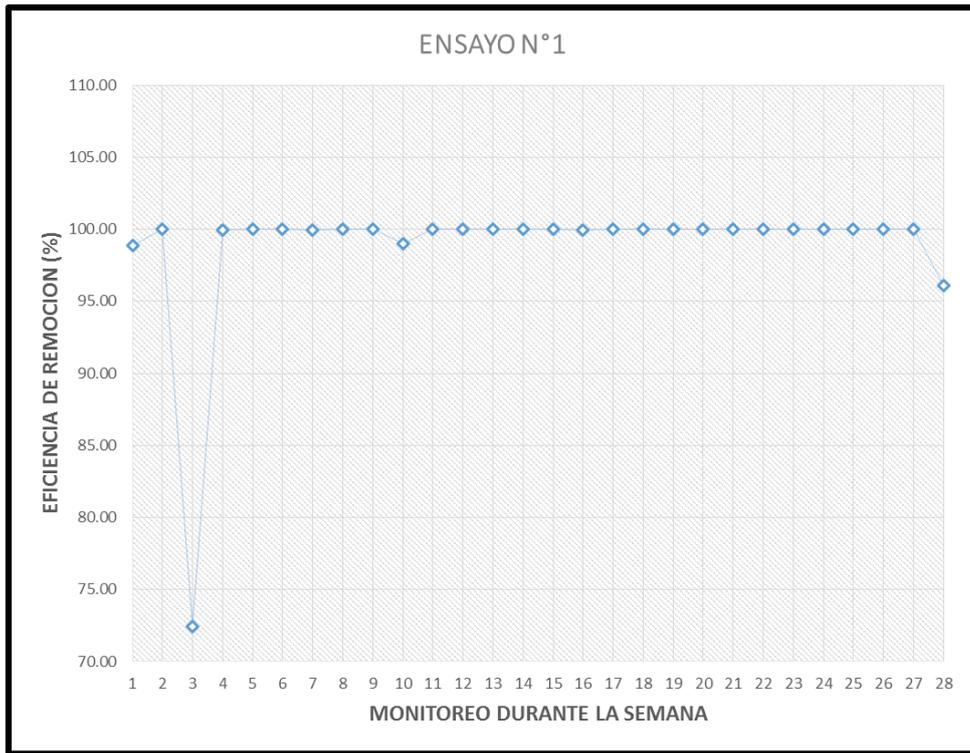


Figura 63 – Desarrollo experimental del ensayo N°1

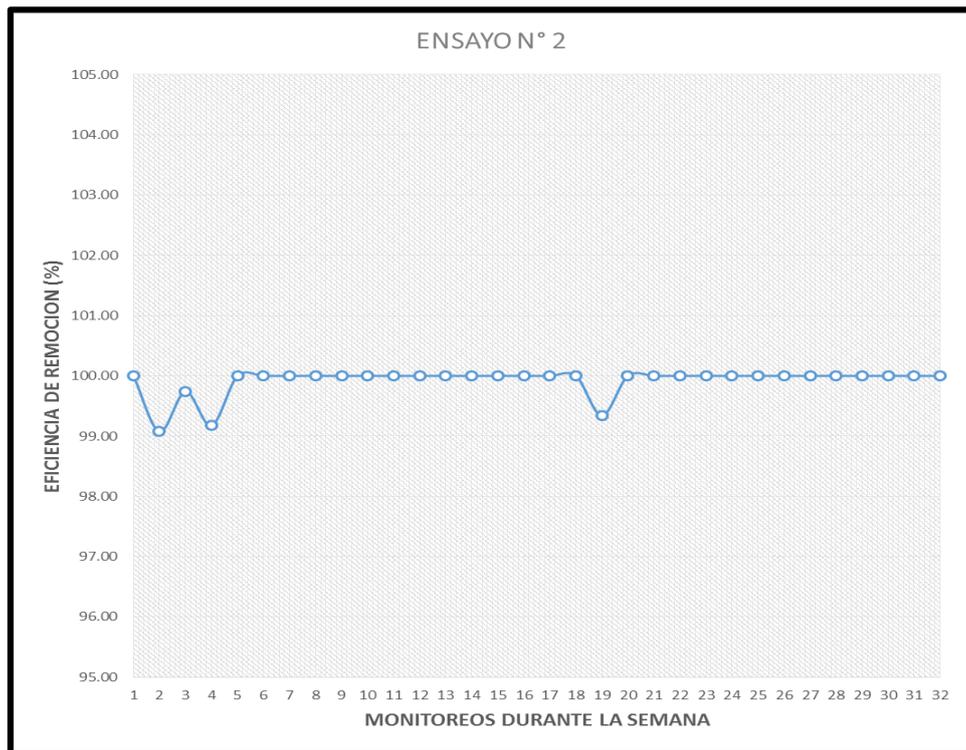


Figura 64 – Desarrollo experimental del ensayo N°2

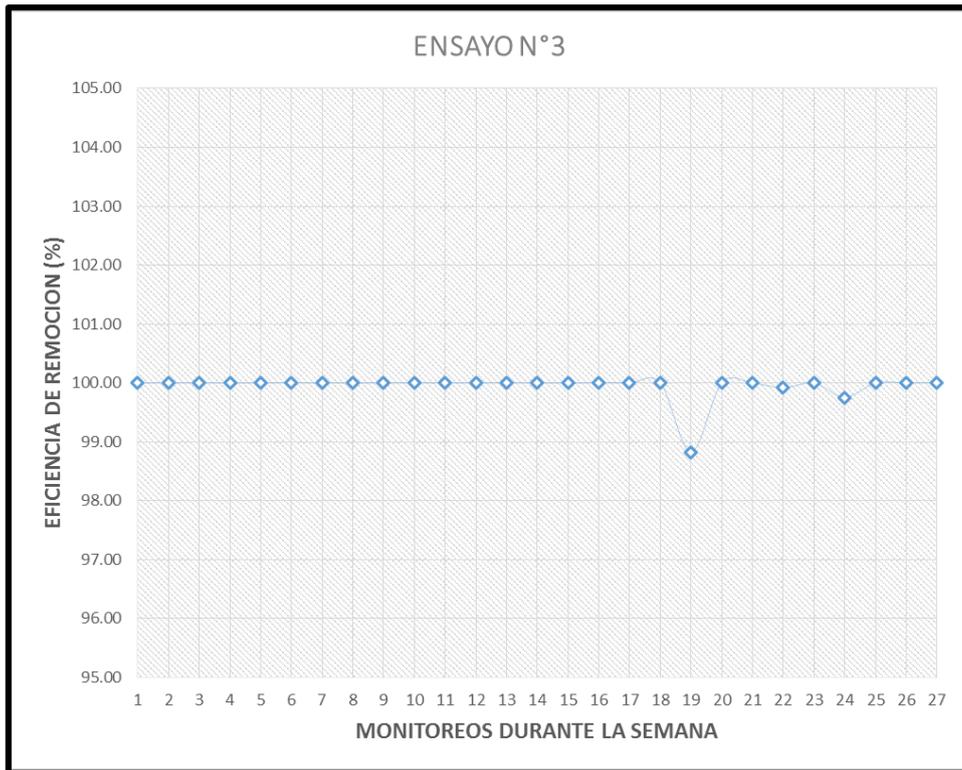


Figura 65 – Desarrollo experimental del ensayo N°3

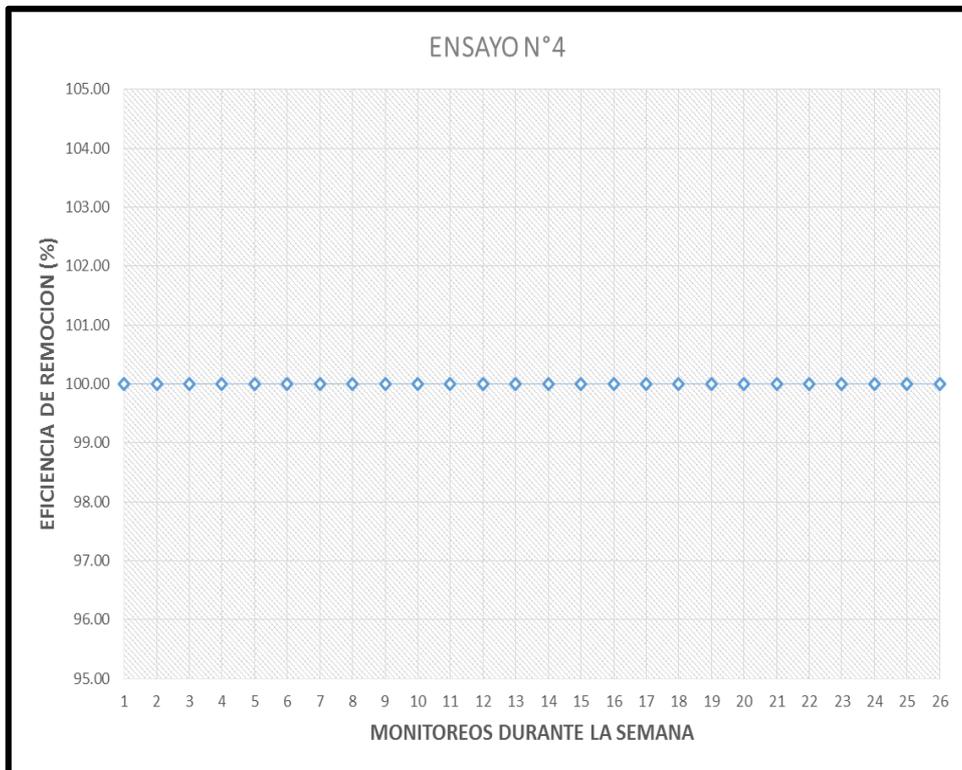


Figura 66 – Desarrollo experimental del ensayo N°4

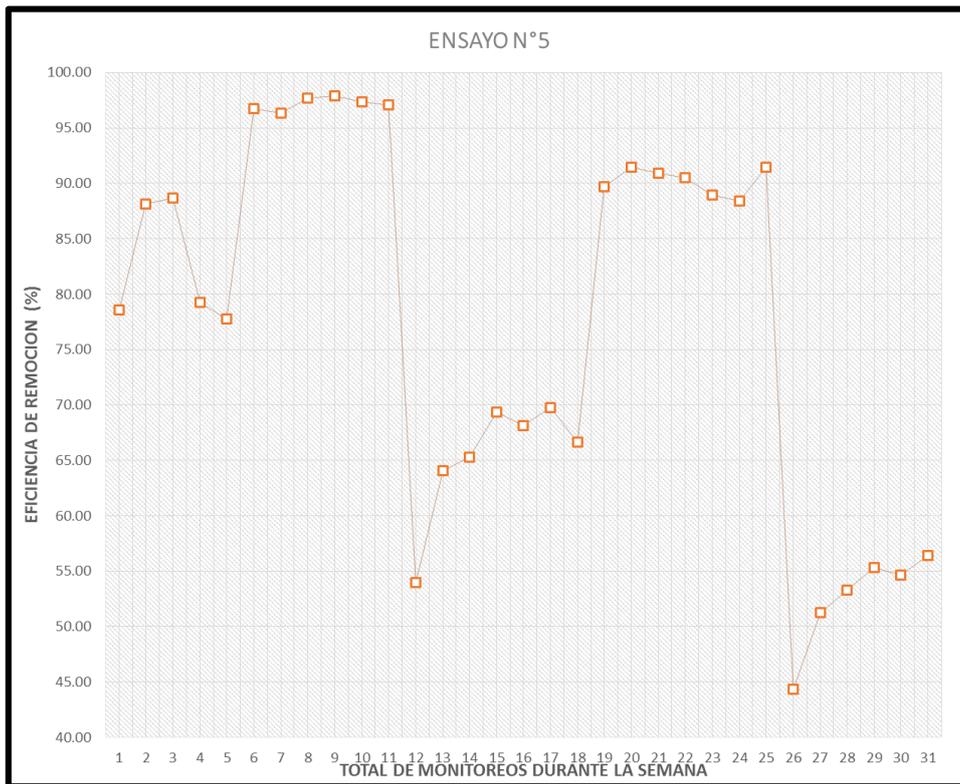


Figura 67 – Desarrollo experimental del ensayo N°5

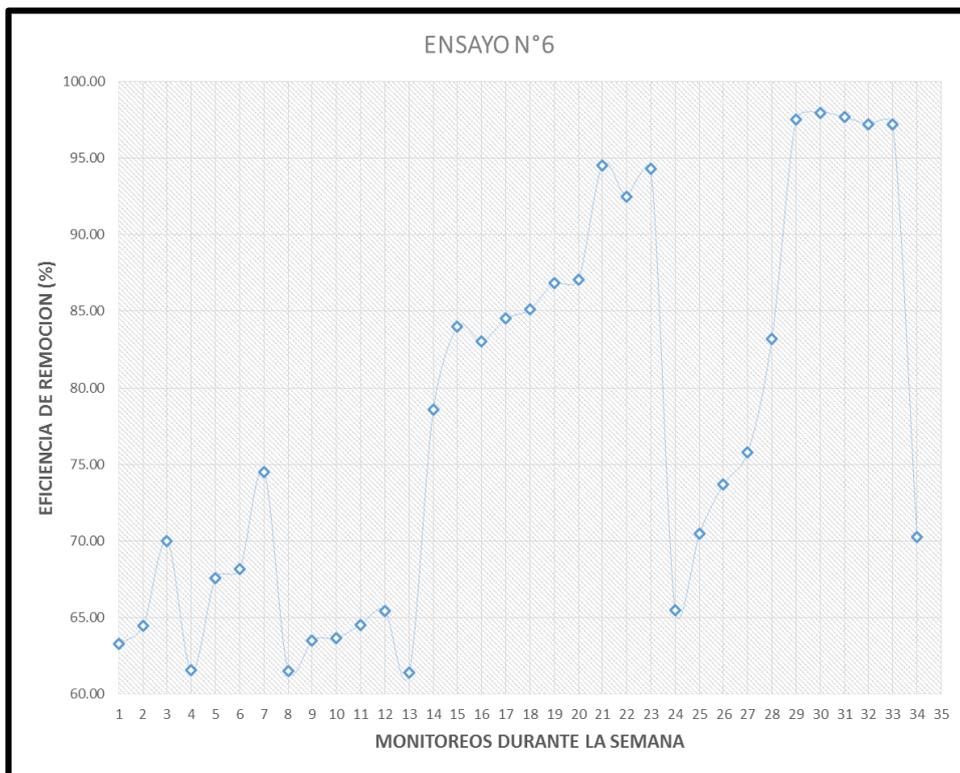


Figura 68 – Desarrollo experimental del ensayo N°6

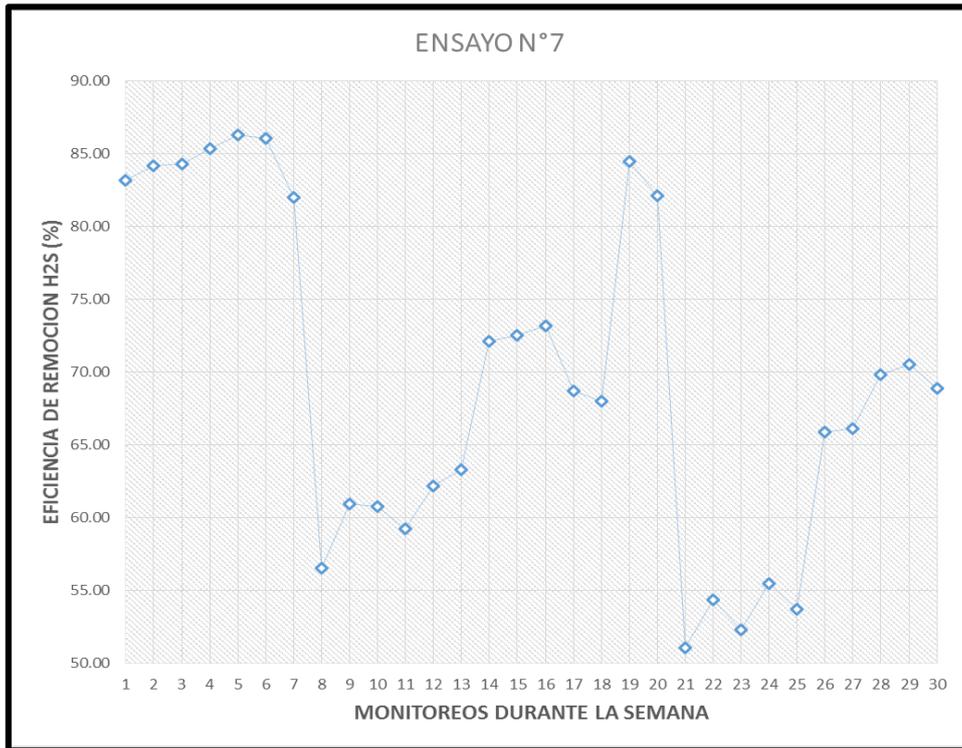


Figura 69 – Desarrollo experimental del ensayo N°7

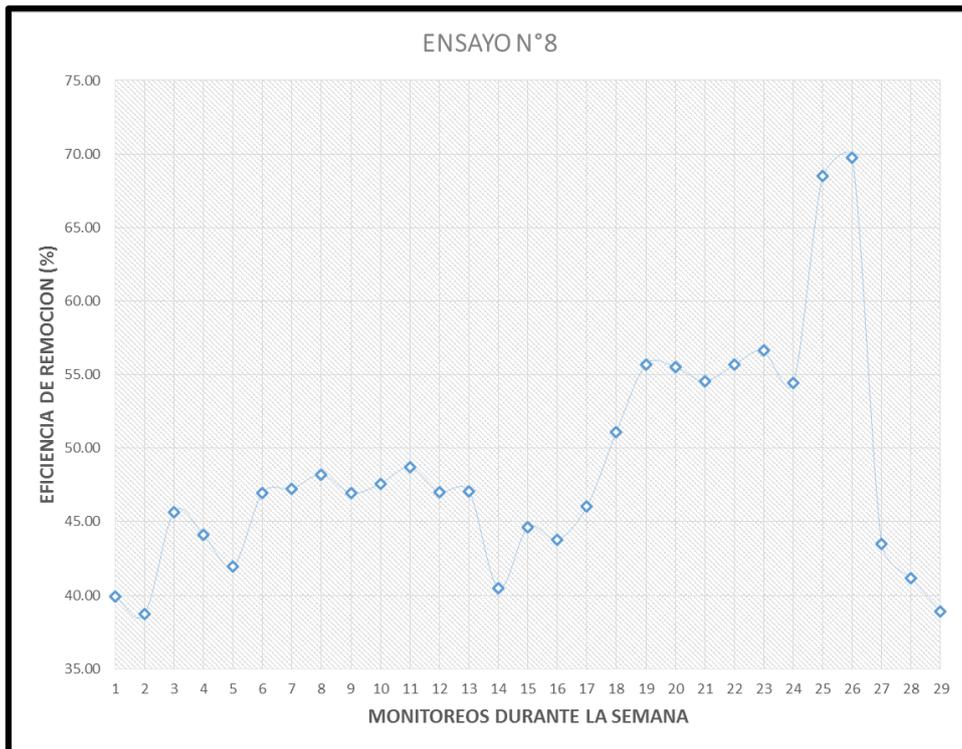


Figura 70 – Desarrollo experimental del ensayo N°8

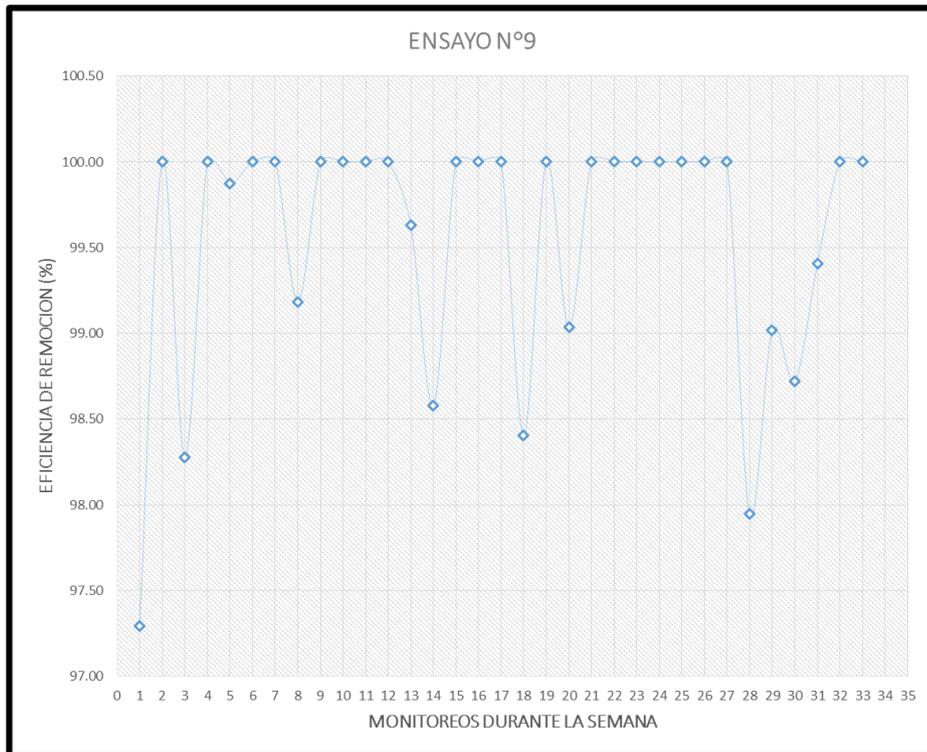


Figura 71 – Desarrollo experimental del ensayo N°9

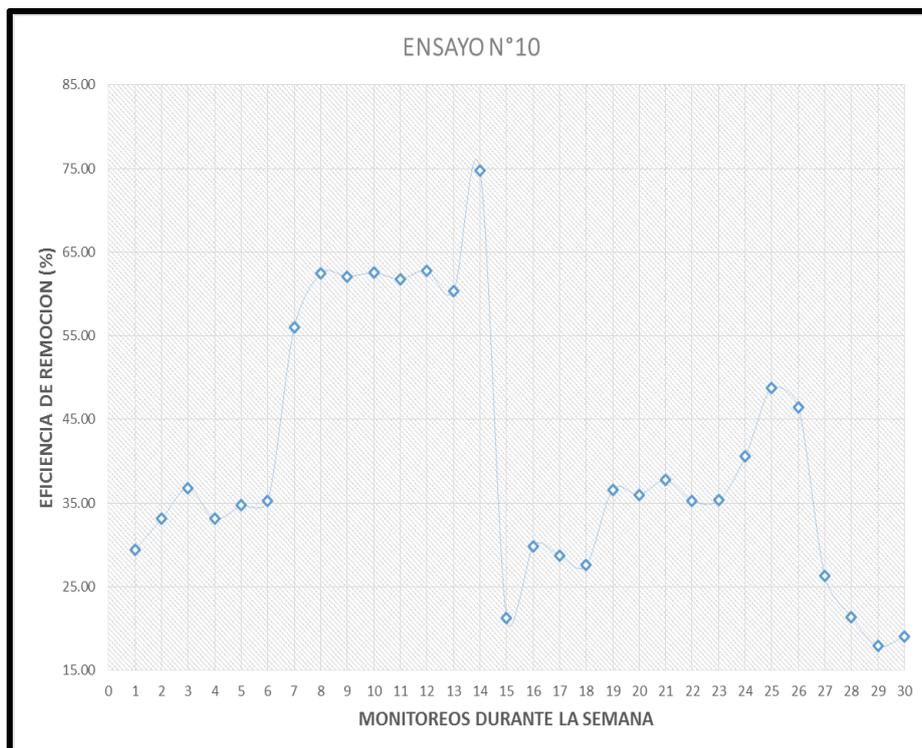


Figura 72 – Desarrollo experimental del ensayo N°10

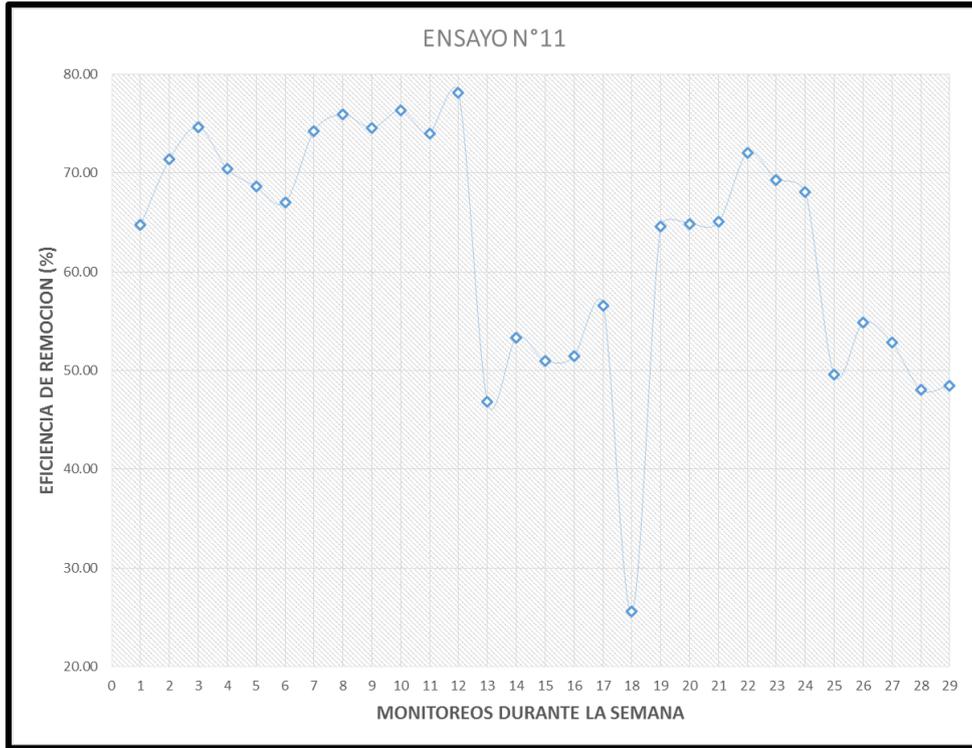


Figura 73 – Desarrollo experimental del ensayo N°11

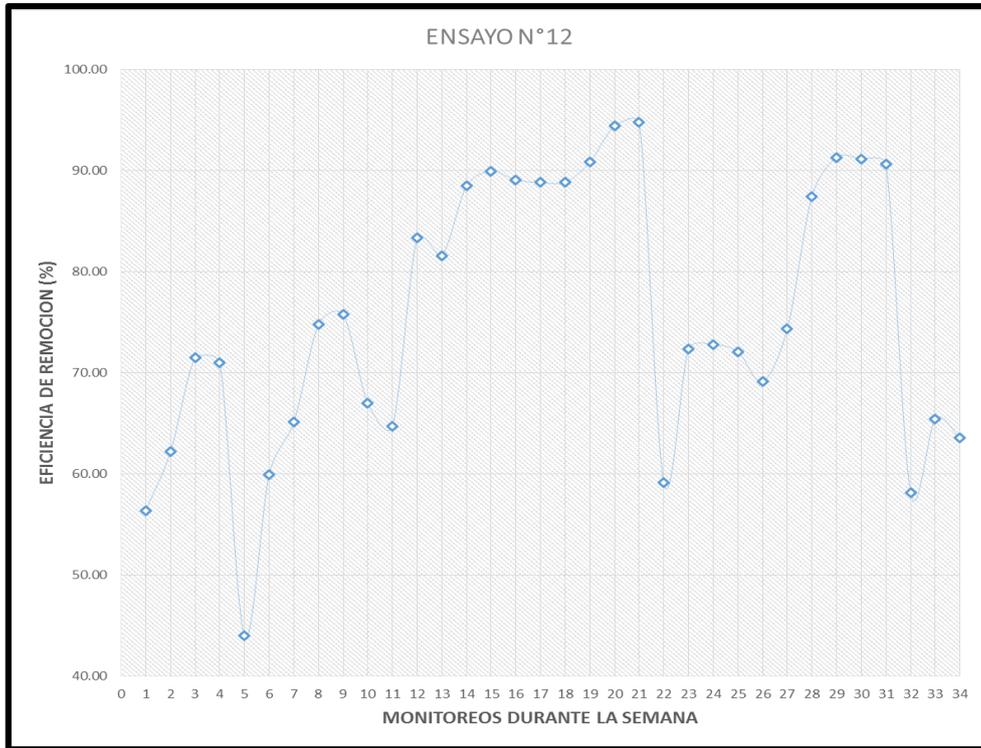


Figura 74 – Desarrollo experimental del ensayo N°12

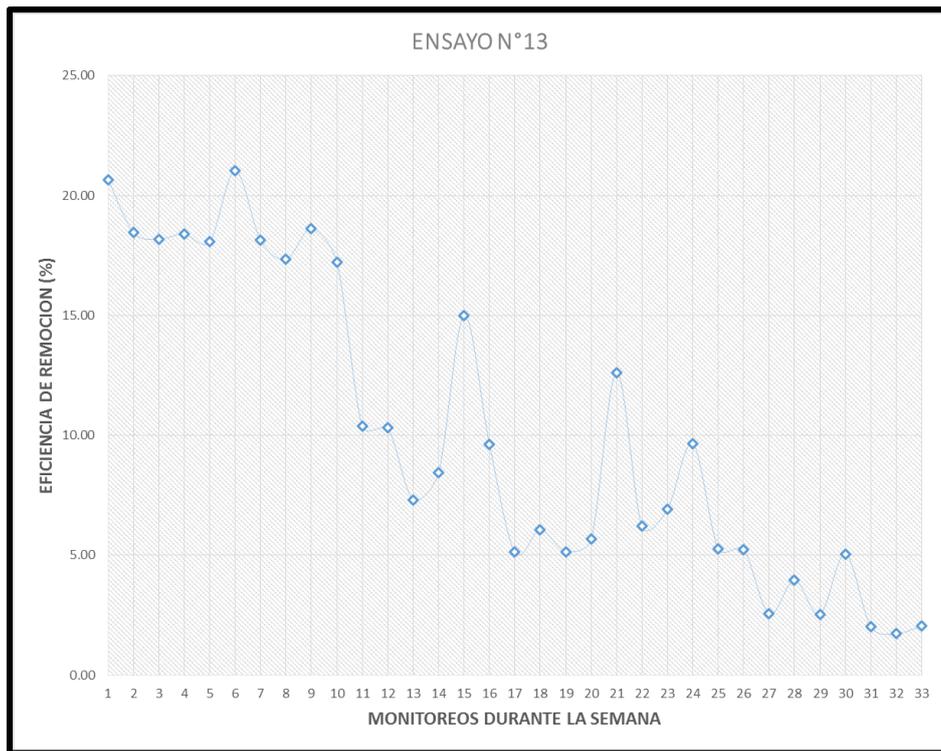


Figura 75 – Desarrollo experimental del ensayo N°13

ANEXO 9

Determinación de pH

- a. Homogenizar el material filtrante (compost) a fin de garantizar un resultado adecuado (Figura 76).



Figura 76 – Compost siendo homogenizado

- b. Compost homogenizado (Figura 77).



Figura 77 – compost extraído para su determinación de pH

- c. determinar los 5 gramos de compost necesarios para el análisis en una balanza analítica (Figuras 78 y 79).



Imagen 78 y 79 – 5 gramos de compost y 45 mL de agua destilada

- d. Una vez agregada el agua destilada en los 5 gramos de compost, realizar la mezcla a fin de disolver el material filtrante (Figura 80).



Imagen 80 – Compost disuelto en agua destilada.

- e. Equipo especializado para la determinación del grado de acidez o alcalinidad (pHmetro HACH) (Figura 81 y 82)



Imagen 81 y 82 – determinando el pH para su posterior registro.

Los valores de pH, fueron registrados y son mostrados en la siguiente tabla 60 y la figura 83. Los resultados indican que durante el desarrollo experimental, el pH va en descenso (acidificación del medio), fenómeno que indudablemente genero alteraciones en los porcentajes de eficiencia de remoción obtenidos.

Tabla 60 – pH determinado a lo largo de toda la experimentación

Nº Ensayo	Concentración de H ₂ S (ppm)	Tiempo de Residencia (s)	Eficiencia de Remoción (%)	pH
1	0	0	99.94	6.5
2	0	0	99.92	5.52
3	0	0	98.79	5.14
4	1	1	100	4.76
5	-1	-1	77.39	4.49
6	-1	0	77.84	4.22
7	0	0	69.46	3.91
8	1	0	48.64	3.59
9	-1	1	99.56	2.74
10	0	-1	40.47	2.48
11	0	1	62.50	2
12	0	0	75.58	2.4
13	1	-1	10.69	2.54

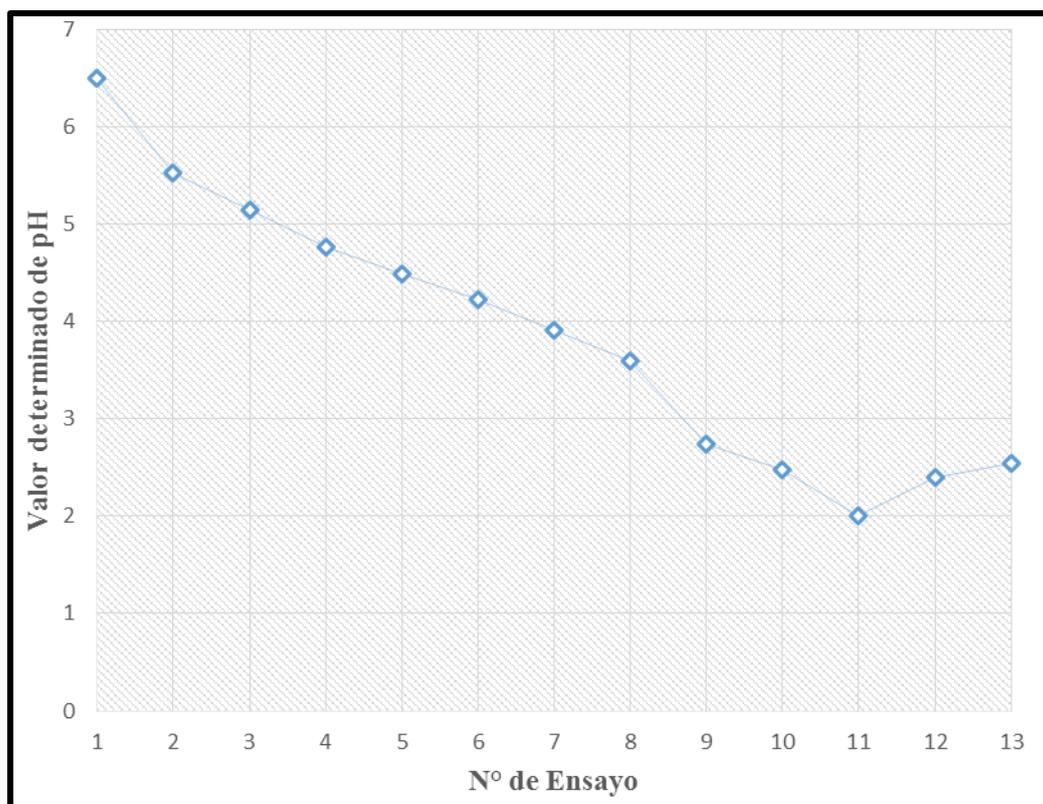


Figura 83 – Variación de pH a lo largo de la experimentación

ANEXO 10

Actividades de operación y mantenimiento del biofiltro

a. Realizar el homogenizado del medio filtrante (compost)

Desinstalar el biofiltro (Figura 84), verter el material de soporte sobre un recipiente adecuado (limpio) realizar este procedimiento con cuidado a fin de reducir la pérdida de compost (Figura 85). Levantar ligeramente el recipiente y generar ondas internas que permitan mezclar todo el compost.



Figura 84 – Biofiltro desinstalado



Figura 85 – Compost listo para ser homogenizado

b. Humectar el medio filtrante

Una vez homogenizado el medio filtrante se procede a agregar la cantidad de agua requerida (80 – 120 mL de agua), para distribuir el agua en forma más homogénea se empleara el rociados (Figura 86), terminar homogenizando el medio filtrante.



Figura 86 – Compost listo para ser homogenizado

c. Lavado del material deacrílico

Mientras el material filtrante este siendo humectado y homogenizado, aprovechar para realizar el lavado del material deacrílico. Realizar el lavado con agua, ejerciendo presión sobre la superficie interna, posterior al lavado deberá ser secado (Figura 87).



Figura 87 – Material deacrílico siendo secado

ANEXO 11

Resultados de los análisis de compost

Resultados de Análisis de Compost antes de iniciar la investigación (Figura 88).

 PROTOCOLO DE ANALISIS					
PRODUCTO :	Compost	Cultivo:			
Solicitante :	Universidad Nacional de Ingeniería	Identificación :	Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR-UNI)		
Domicilio Legal :		Fecha de recepción :	2015-02-10		
Cantidad recibida :	1 muestra de 600 g.	Fecha de inicio :	2015-02-11		
Presentación :	Bolsa Polietileno Cerrada	Fecha de término :	2015-02-16		
Identificado con :	15001902	Ensayo realizado :	Laboratorio Ambiental		
MUESTRA	*pH	Materia Organica (g/100g)	Nitrogeno Total (g/100g)	Azufre Total (g/100g)	Carbono Organico Oxidable (g/100g)
Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR-UNI)	7.33	23.59	1.80	2.40	13.88
*Relacion Muestra: Agua 1:2.5					

Figura 88 – Protocolo de análisis de compost antes de experimentación

Resultados de análisis de compost finalizada la investigación (Figura 89)

 PROTOCOLO DE ANALISIS					
PRODUCTO :	Compost	Cultivo:			
Solicitante :	Universidad Nacional de Ingeniería	Identificación :	Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR-UNI)		
Domicilio Legal :		Fecha de recepción :	2015-05-25		
Cantidad recibida :	1 muestra de 500 g.	Fecha de inicio :	2015-05-26		
Presentación :	Bolsa Polietileno Cerrada	Fecha de término :	2015-06-02		
Identificado con :	15007984	Ensayo realizado :	Laboratorio Ambiental		
MUESTRA	*pH	Materia Organica (g/100g)	Nitrogeno Total (g/100g)	Azufre Total (g/100g)	Carbono Organico Oxidable (g/100g)
COMPOST FINAL Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR-UNI)	1.99	36.83	0.56	9.83	21.36
*Relacion Muestra: Agua 1:5					

Figura 89 – Protocolo de análisis de compost después de experimentación