

Universidad Católica de Santa María

Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas.

Escuela Profesional de Ingeniería Biotecnológica



**“DISEÑO Y EVALUACIÓN DE UN BIORREACTOR UASB PARA
DEPURACIÓN BIOLÓGICA DE AGUAS RESIDUALES
PROCEDENTES DE LAVADO DE FIBRA DE ALPACA Y LA
PRODUCCIÓN DE BIOGÁS.”**

Tesis Presentada por el Bachiller:

Salazar Espinoza, Ximena Guadalupe

Para optar el Título Profesional de:

Ingeniera Biotecnóloga

Asesor:

Ing. Barreda del Carpio, Jaime Ernesto

AREQUIPA – PERÚ

2017

UNIVERSIDAD CATOLICA SANTA MARIA
y *Biotecnológicas*
Escuela Profesional de Ingeniería Biotecnológica

Expediente N°. 2017000002937
N° Trámite en Fac. 323-2017
Fecha Recep. Fac. 16-01-2017

FORMATO UNICO PARA TRAMITACIÓN DE TÍTULO PROFESIONAL

DE: *SALAZAR ESPINOZA, Ximena Guadalupe*

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO BIOTECNOLOGO

"DISEÑO Y EVALUACION DE UN REACTOR UASB PARA DEPURACION BIOLOGICA DE AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DEL LAVADO DE FIBRA DE ALPACA DE LA EMPRESA INCA TOPS S.A. Y LA PRODUCCION DE GASES DE COMBUSTION"

DICTAMINADORES: 1) *Mgter. Fredy Molina Rodríguez* 2) *Ing. Cinthia Córdova Barrios*

DICTAMEN DE PLAN: Señor Decano de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas, en atención a su designación, el Jurado Dictaminador del Plan de Tesis informa que, hechas las observaciones y subsanadas las correcciones, sugerimos que el título debe cambiar a: **"DISEÑO Y EVALUACION DE UN REACTOR UASB PARA DEPURACION BIOLOGICA DE AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DEL LAVADO DE FIBRA DE ALPACA DE LA EMPRESA INCA TOPS S.A. Y LA PRODUCCION DE BIOGAS"** después de lo cual consideramos se encuentra APTO para continuar con el trámite de acuerdo al Reglamento de Grados y Títulos de la Facultad.

Atentamente

FIRMAS: *[Signatures]* (Devolver antes de 8 días hábiles) FECHA *16 Marzo 2017*

ASESOR: *Mgter. Jaime Barreda del Carpio*

DICTAMEN ASESORÍA:

Señor Decano de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas, en atención a su designación como asesor del trabajo de investigación presentado por la recurrente, tengo a bien informar que luego de verificado el cumplimiento de los objetivos y la redacción del informe con los resultados, discusión y conclusiones correspondientes y debiendo cambiar el título a: **"DISEÑO Y EVALUACION DE UN BIORREACTOR UASB PARA LA DEPURACION BIOLOGICA DE AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DE LAVADO DE FIBRA DE ALPACA Y LA PRODUCCION BIOGAS"**, considero que el presente trabajo está APTO para continuar con el trámite, en conformidad al Reglamento de Grados y Títulos de nuestra Facultad

FIRMA

[Signature]

FECHA *14/12/17*

DICTAMINADORES BORRADOR DE TESIS:

- 1) *Dr. José Villanueva Salas* 3) *Ing. Cinthia Córdova Barrios*
2) *Dr. Fredy Molina Rodríguez*

DICTAMEN FINAL: Señor Decano de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas, atendiendo a su designación como Dictaminadores del presente Borrador de Tesis y luego de hechas las observaciones y correcciones pertinentes, cumpliendo con las exigencias mínimas establecidas para un trabajo de investigación de Tesis profesional, es que consideramos APTO para continuar con los trámites estipulados en el Reglamento de Grados y Títulos de la Facultad.

Atentamente

FIRMA

[Signatures]

(Devolver antes de 15 días hábiles) FECHA *20/12/17*

JURADOS: PRESIDENTE
VOCAL
SECRETARIO

FECHA

27/12/17

HORA *12:00*

LOCAL

C-402

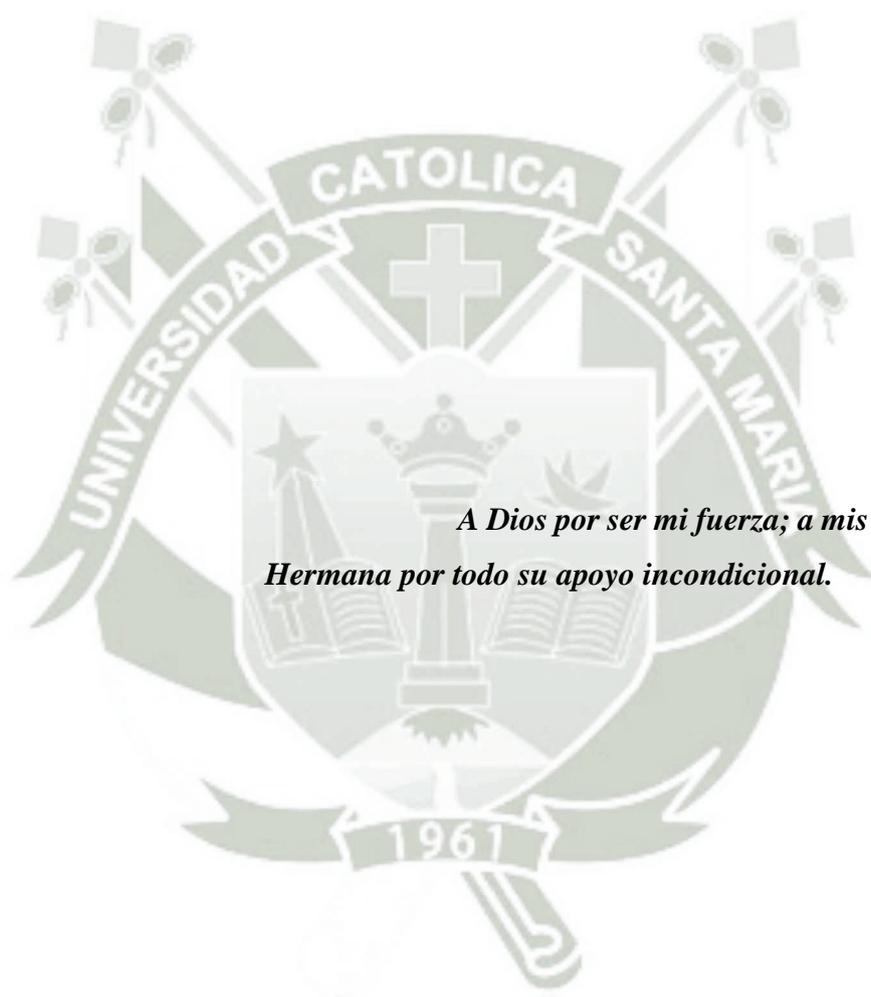
FIRMA DEL DECANO

[Signature]

FECHA

20/12/17

Dedicatoria



*A Dios por ser mi fuerza; a mis Padres y a mi
Hermana por todo su apoyo incondicional.*

Agradecimiento

A Dios. Por estar conmigo en cada uno de mis pasos; por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a todas aquellas personas que han sido un soporte y compañía durante mi vida, en especial en mi periodo de estudios.

A mis Padres. Guadalupe y Edgar; por ser el pilar de mi vida y demostrarme siempre su cariño y apoyo incondicional sin importar nuestras diferencias de opinión; por toda la confianza depositada en mí y enseñarme que todo lo puedo lograr de la mano de Dios.

A mi Hermana. Michelé, por estar todos los días, por ayudarme cuando más la necesite y por tener siempre una sonrisa a pesar de todo. Por ser más que solo una hermana.

A mi Familia. Abuelitas, Tíos, Primos y Sobrinos por tener una palabra de aliento y un consejo para mí. A mis seres queridos en el cielo.

A la Universidad Católica Santa María. En especial a mi Escuela Profesional de Ingeniería Biotecnológica; por todos los conocimientos impartidos a lo largo de mi carrera profesional que permitirán que sea una persona de éxito.

Al Dr. José Villanueva Salas. Por acompañarme con consejos y enseñanzas en todo el desarrollo de mi carrera universitaria, por ser un amigo en quien puedo confiar y por darme la confianza para el desarrollo de esta investigación.

Al Ing. Jaime Barreda del Carpio. Por su paciencia y apoyo en el término de esta investigación.

Al Dr. Fredy Molina y a la Ing. Cinthia. Por su tiempo, sugerencias y apoyo en la culminación de mi tesis.

A todas las personas que de una u otra manera ayudaron en el desarrollo de esta investigación estando en esta etapa de mi vida; brindándome sus conocimientos y apoyo incondicional.

Índice de Contenido

Resumen	xi
Abstract	xiii
Introducción	xv
Objetivos.....	xix
Objetivo general.	xix
Objetivos específicos.....	xix
Capítulo I: Marco Teórico.....	1
1.1. Planta de Procesamiento de Lavado de Fibra de Alpaca.	1
1.1.1. Ubicación.	1
1.1.2. Proceso de lavado de fibra de alpaca.	2
Impurezas encontradas en la fibra.	2
Descripción del proceso de lavado.	3
1.2. Agua Residual.....	4
1.2.1. Agua residual del lavado de fibra de alpaca.....	5
1.3. Legislación Peruana Ambiental Vigente.....	6
1.3.1. Ley general del ambiente (Ley N° 28611).....	6
1.3.2. Decreto Supremo N° 021-2009-Vivienda, y sus modificatorias	7
1.3.3. Resolución de consejo directivo N° 025-2011-SUNASS-CD.	9
1.4. Biorreactor UASB	10
1.4.1. Degradación anaerobia de materia orgánica dentro del biorreactor UASB.....	12
Hidrólisis.	12
Acetogénesis.	13
Metanogénesis.....	13
1.4.2. Ventajas del biorreactor UASB.....	14
1.4.3. Desventajas del biorreactor UASB.....	15
1.4.4. Diseño del biorreactor UASB.....	15
Diseño del cuerpo del biorreactor.....	16
Diseño campana GLS y de deflectores.	17
1.4.5. Factores que influyen en el funcionamiento del biorreactor UASB.....	21
Arranque del biorreactor UASB.	21
Velocidad ascensional.	22
Tiempo de residencia hidráulica (TRH).	23
Recirculación del efluente en el biorreactor UASB.	23
pH.	23
Temperatura.....	24
1.5. Nódulos Bacterianos.....	25
1.5.1. Ventajas de la formación de nódulos.	25
1.5.2. Formación de nódulos.	26
Modelos fisicoquímicos para el proceso de nodulación.	26
Modelos estructurales para el proceso de nodulación.	29
Modelo general de cuatro etapas.	31
1.5.3. Efecto del ion calcio (Ca ²⁺) en el proceso de nodulación.....	32
1.5.4. Características de los nódulos.....	32

Características físicas de los nódulos.	33
Características químicas de los nódulos.	33
1.6. Biogás	33
1.6.1. Composición de biogás.	34
1.6.2. Producción de metano.	34
Capítulo II: Materiales y Métodos.....	36
2.1. Materiales.....	36
2.1.1. Muestra.	36
2.1.2. Material de Laboratorio.....	36
Equipos.....	36
Material de laboratorio.	37
Material de vidrio.	37
Reactivos.	38
Medios de cultivo.....	38
Otros.....	38
2.2. Métodos	39
2.2.1. Aislamiento e identificación de bacterias nativas del procesamiento de fibra de alpaca.	39
Obtención de muestra de aguas residuales de fibra de alpaca.	39
Aislamiento cepas nativas en muestras de agua residual del lavado de fibra de alpaca.	40
Identificación de cepas con capacidad de producir biogás.	40
Elaboración de curvas de crecimiento de cepas nativas.....	41
Medición de producción de biogás por bacterias nativas.....	41
Identificación molecular de cepas nativas anaerobias con mayor capacidad de producción de biogás.	42
2.2.2. Diseño y construcción del biorreactor UASB.....	42
2.2.3. Evaluación del proceso de nodulación en el biorreactor UASB.	46
Determinación del caudal (Q).	46
Determinación de la velocidad ascensional (V_a).....	46
Determinación del Tiempo de residencia hidráulica (THR).....	47
Determinación de cantidad de $CaCl_2$	47
Condiciones de operación del biorreactor.	47
Determinación del área de los nódulos respecto al tiempo.	48
Determinación de producción de nódulos.....	48
Análisis de parámetros.	49
2.2.4. Determinación de los parámetros de funcionamiento del biorreactor UASB.....	50
Evaluación de nodulación inicial y final	50
Evaluación de la producción de biogás.	50
Análisis de parámetros.	51
Determinación de tiempo de digestión.	51
2.2.5. Evaluación de eficiencia del proceso de depuración del agua residual y la producción de biogás.	51
Evaluación inicial de parámetros.	51
Evaluación de nodulación inicial y final.	51

Evaluación final de parámetros	52
Evaluación de la producción de biogás.	52
Capítulo III: Resultados y Discusiones.....	53
3.1. Aislamiento e identificación de bacterias nativas del agua residual del procesamiento de fibra de alpaca.	53
3.1.1. Aislamiento de cepas nativas en muestras de agua residual del lavado de fibra de alpaca.....	53
3.1.2. Identificación de cepas con capacidad de producir biogás.	55
3.1.3. Elaboración de curvas de crecimiento de cepas nativas.....	56
3.1.4. Medición de producción de biogás por bacterias nativas.	58
3.1.5. Identificación molecular de cepas nativas anaerobias con mayor capacidad de producción de biogás.....	60
3.2. Diseño y construcción del biorreactor UASB.	61
3.3. Evaluación del proceso de nodulación en el biorreactor UASB.	63
3.3.1. Determinación del caudal.....	64
3.3.2. Determinación de la velocidad ascensional.	64
3.3.3. Determinación del Tiempo de residencia hidráulica (THR).....	65
3.3.4. Determinación de cantidad de CaCl ₂	66
3.3.5. Condiciones de operación del biorreactor.	66
3.3.6. Determinación del área de los nódulos respecto al tiempo.	68
3.3.7. Determinación de producción de nódulos.	71
3.3.8. Análisis de parámetros.	72
3.4. Determinación de los parámetros de funcionamiento del biorreactor UASB	74
3.4.1. Evaluación de nodulación inicial y final	74
3.4.2. Evaluación de la producción de biogás.....	76
3.4.3. Análisis de parámetros.	77
3.4.4. Determinación de tiempo de digestión.....	79
3.5. Evaluación de eficiencia del proceso de remoción de contaminación y la producción de biogás.	80
3.5.1. Evaluación inicial de parámetros.	80
3.5.2. Evaluación de nodulación inicial y final.	80
3.5.3. Evaluación final de parámetros.....	81
3.5.4. Evaluación de la producción de biogás.....	86
Capítulo IV: Conclusiones y Recomendaciones	87
4.1. Conclusiones	87
4.2. Recomendaciones	88
Referencias	89
Anexos.....	99

Índice de Figuras

Figura 1. Diagrama de flujo del procesamiento de fibra de alpaca.....	4
Figura 2. Biorreactor UASB a pequeña escala.	11
Figura 3. Proceso de degradación anaerobia.	13
Figura 4. Esquema general del biorreactor UASB.....	16
Figura 5. Esquema de la campana GLS.	21
Figura 6. Modelo de crecimiento en sólidos suspendidos colonizados de Perebom. ...	27
Figura 7. Modelo de unión a iones positivos multivalentes.....	28
Figura 8. Modelo de las cuatro etapas. i) el transporte de células, ii) adsorción inicial, iii) adhesión irreversible, iv) la formación de los nódulos.....	29
Figura 9. Modelo de Capetown	30
Figura 10. Modelo de Multicapa	31
Figura 11. Puntos de muestreo.	40
Figura 12. Conformación de sistema para medir producción de biogás.....	42
Figura 13. Tubos con caldo tioglicolato.....	54
Figura 14. Placas de Agar sangre con cepas aisladas.....	55
Figura 15. Curva de crecimiento relacionando N° de bacterias con el tiempo de la cepa Efluente 1.	56
Figura 16. Curva de crecimiento relacionando N° de bacterias con el tiempo de la cepa Lodo 2.	57
Figura 17. Curva de crecimiento relacionando g/mL de bacterias con el tiempo de la cepa Efluente 1.	57
Figura 18. Curva de crecimiento relacionando g/mL de bacterias con el tiempo de la cepa Lodo 2.	57
Figura 19. Curva de crecimiento bacteriano para la cepa Efluente 1.	58
Figura 20. Curva de crecimiento bacteriano para la cepa Lodo 2.....	58
Figura 21. Sistema para la medición de la producción de biogás.	59
Figura 22. Producción de biogás por las cepas y el consorcio	60
Figura 23. Diseño 3D del biorreactor UASB y el sistema de recirculación.....	62
Figura 24. Arranque del biorreactor	67
Figura 25. Desarrollo de nódulos en el Experimento 1 (Sin Ca⁺²)	68
Figura 26. Desarrollo de nódulos en el Experimento 2 (Con Ca⁺²).....	69
Figura 27. Comparación del desarrollo nodular de las dos experimentaciones	70
Figura 28. Imagen de nódulos en cada proceso luego de 25 días.	71
Figura 29. Imágenes iniciales y finales de la experimentación 1	73
Figura 30. Imágenes iniciales y finales de cada experimentación	74
Figura 31. Biorreactor UASB con producción de biogás.....	77
Figura 32. Curvas para la conductividad en las tres repeticiones.	78
Figura 33. Curvas para la salinidad en las tres repeticiones.	78
Figura 34. Curvas para los sólidos disueltos totales en las tres repeticiones.	78
Figura 35. Curvas para los sólidos suspendidos totales en las tres repeticiones.....	79
Figura 36. Biorreactor UASB inicial y final.....	85

Índice de Tablas

Tabla 1. Relación de impurezas totales presentes en la fibra.....	2
Tabla 2. Valores máximos admisibles para descargas al sistema de alcantarillado (Anexo N°1)	8
Tabla 3. Definición de rangos de parámetros.	9
Tabla 4. Factores de ajuste por cada rango.	10
Tabla 5. Principales objetivos del dispositivo GLS para sistemas UASB	17
Tabla 6. Resumen de directrices provisionales para el diseño del dispositivo separador de gas y sólidos.....	17
Tabla 7. Condiciones para el funcionamiento del biorreactor UASB	48
Tabla 8. Resultados de la coloración de Gram para cada cepa aislada.....	54
Tabla 9. Resultados de producción de biogás evidenciado por la ruptura del agar. ..	56
Tabla 10. Determinación de volumen de inóculo.....	59
Tabla 11. Resultados de secuenciación de cepas	60
Tabla 12. Determinación de volumen de inóculo para el biorreactor.	67
Tabla 13. Volumen de nódulos generados en Experimentación 1 y 2.....	72
Tabla 14. Porcentajes de remoción promedio de cada Experimentación	72
Tabla 15. Medición de final de parámetros por experimentación	73
Tabla 16. Evaluación de nodulación inicial y final	75
Tabla 17. Evaluación de la producción de biogás.....	76
Tabla 18. Evaluación de los parámetros iniciales.....	80
Tabla 19. Evaluación del proceso de nodulación.....	81
Tabla 20. Evaluación de los parámetros finales	82
Tabla 3. Definición de rangos de parámetros	83
Tabla 4. Factores de ajuste por cada rango	83
Tabla 21. Evaluación del porcentaje de remoción.....	84
Tabla 22. Evaluación de la producción de biogás.....	86

Índice de Anexos

Anexo 1. Plano de Ubicación Planta de Procesamiento de Lavado de Fibra de Alpaca	99
Anexo 2. Caldo Tioglicolato.....	100
Anexo 3. Agar Sangre.....	101
Anexo 4. Panel fotográfico de tinción de Gram	102
Anexo 5. Panel fotográfico de producción de biogás, evidenciado con la ruptura de agar	103
Anexo 6. Tabla de datos para la elaboración de curvas de crecimiento para la cepa Efluente 1.....	104
Anexo 7. Tabla de datos para la elaboración de curvas de crecimiento para la cepa Lodo 2.	105
Anexo 8. Plano del cuerpo del biorreactor UASB.	106
Anexo 9. Cálculos para el diseño de campana y deflectores.....	110
Anexo 10. Plano de deflectores y campana	116
Anexo 11. Tablas de datos de medición de área de nódulos con imágenes.	117
Anexo 12. Parámetros iniciales y finales de las Experimentaciones 1 y 2.	121
Anexo 13. Tablas de datos de parámetros.....	122
Anexo 14. Resultados muestras control de calidad UCSM.....	124



Lista de Abreviaturas

UASB: Up Flow Anaerobic Sludge Blanket – Reactor de manto de lodos de flujo ascendente.

VMA: Valores Máximos Admisibles.

TRH: Tiempo de Residencia Hidráulica.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

SST: Sólidos Suspendedos Totales.

A y G: Aceites y Grasas.

Campana GLS: Campana separadora trifásica Gas-Líquido-Sólido.

AGVs: Ácidos Grasos Volátiles.

Vc: Velocidad de flujo en la campana.

Va: Velocidad ascensional.

A_{abertura}: Área de la abertura.

A_R: Área del biorreactor.

A_{Campana}: Área de la campana.

R_{Campana}: Radio de la campana.

R_r: Radio del reactor.

W_{abertura}: Ancho de la abertura.

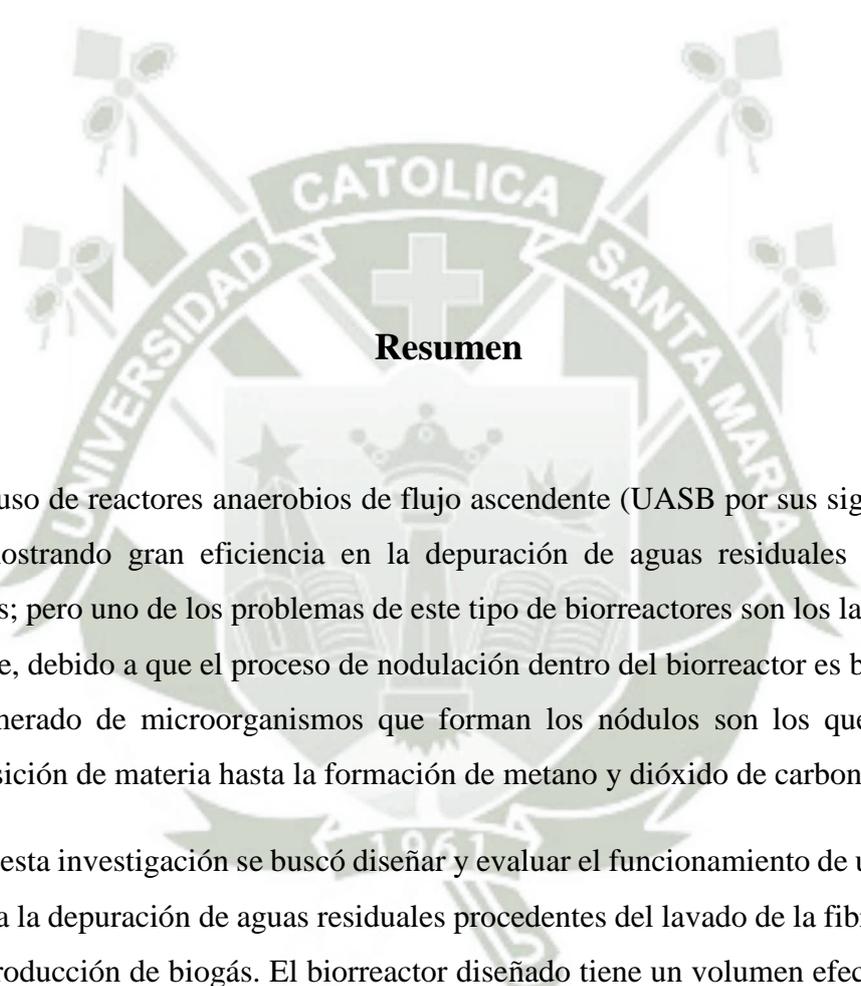
W_G: Altura del tubo de salida.

H_G: Altura de la campana

T_v: Traslapo.

W_D: Ancho de los deflectores.

ECP: Polímeros extracelulares



Resumen

El uso de reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) viene demostrando gran eficiencia en la depuración de aguas residuales domésticas e industriales; pero uno de los problemas de este tipo de biorreactores son los largos periodos de arranque, debido a que el proceso de nodulación dentro del biorreactor es bastante lento; el conglomerado de microorganismos que forman los nódulos son los que permiten la descomposición de materia hasta la formación de metano y dióxido de carbono.

En esta investigación se buscó diseñar y evaluar el funcionamiento de un biorreactor UASB para la depuración de aguas residuales procedentes del lavado de la fibra de alpaca y medir la producción de biogás. El biorreactor diseñado tiene un volumen efectivo de 12.15 L, operó a una temperatura de 35 °C y con una velocidad ascensional de 0.43 m/h.

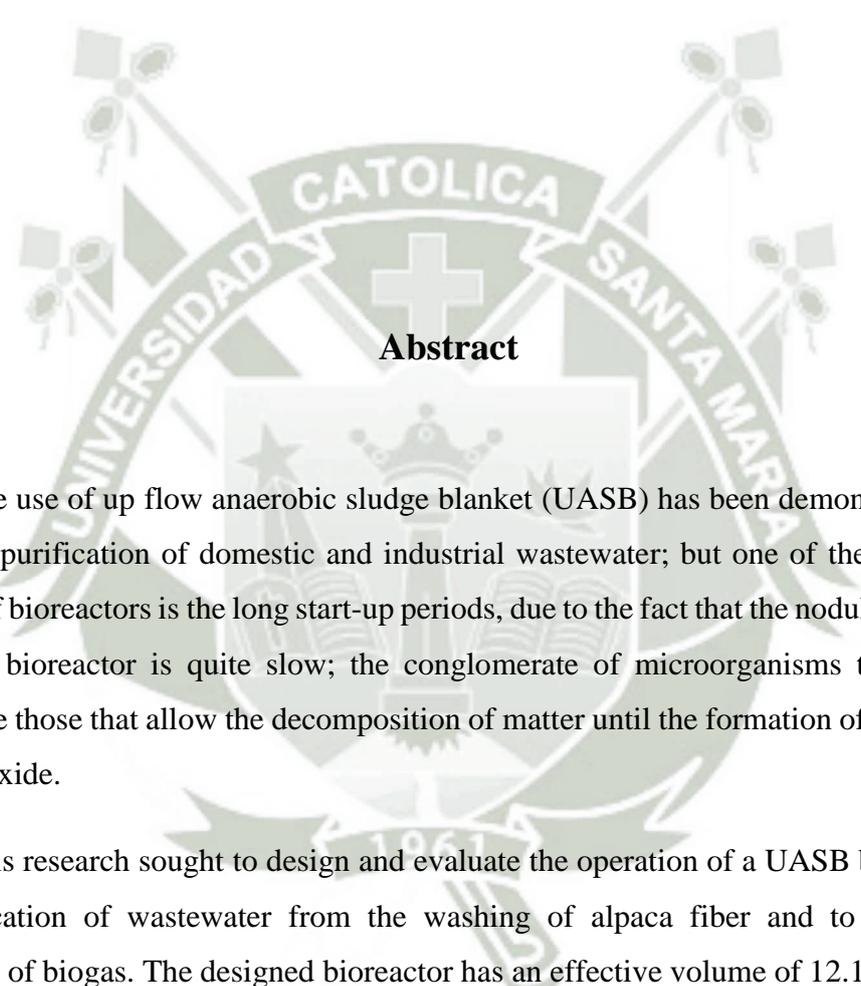
Para incrementar la cantidad de bacterias dentro del reactor se aisló bacterias nativas del agua residual, las cuales fueron identificadas molecularmente, siendo las cepas *Lysinibacillus sp.* y *Lysinibacillus varians* las cuales tienen capacidad para descomponer materia orgánica; se añadió el CaCl_2 en una proporción de 200 mg/L de esta forma se mejoró la adherencia entre las bacterias para disminuir el tiempo en la formación de los nódulos

bacterianos. Los nódulos bacterianos llegaron a tener un área promedio de 14.3444 mm^2 al término de la última experimentación la cual tuvo un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 7 días en recirculación para la depuración del agua residual del lavado de fibra de alpaca y se obtuvo valores de 871.00 mg/L DQO , 300.00 ppm DBO , 258.00 mg/L SST y 54.00 mg/L de aceites y grasas; cumpliendo de esta forma los Valores Máximos Admisibles para descarga de agua en el alcantarillado. De este proceso se obtuvo una producción de biogás de $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg DQO}_{\text{removido}}$.

Palabras Claves:

Biorreactor UASB, depuración de agua residual, nodulación, biogás.





Abstract

The use of up flow anaerobic sludge blanket (UASB) has been demonstrating great efficiency purification of domestic and industrial wastewater; but one of the problems of this type of bioreactors is the long start-up periods, due to the fact that the nodulation process inside the bioreactor is quite slow; the conglomerate of microorganisms that form the nodules are those that allow the decomposition of matter until the formation of methane and carbon dioxide.

This research sought to design and evaluate the operation of a UASB bioreactor for the purification of wastewater from the washing of alpaca fiber and to measure the production of biogas. The designed bioreactor has an effective volume of 12.15 L, operated at a temperature of 35 °C and with a rising speed of 0.43 m/h.

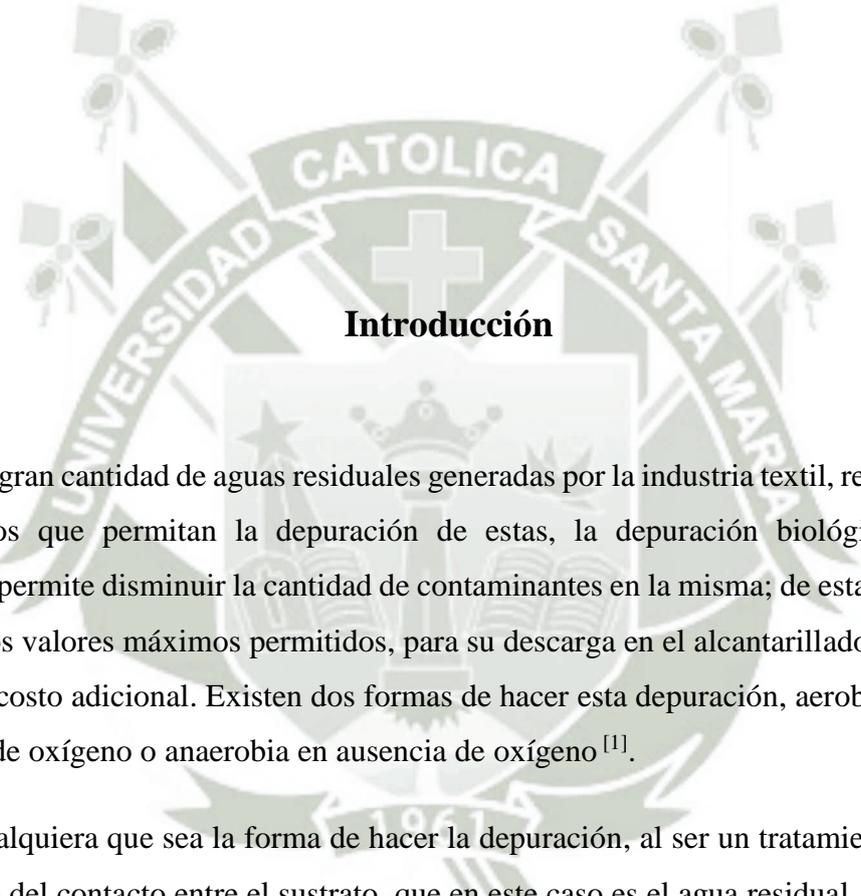
To increase the number of bacteria inside the reactor, bacteria were isolated native to the wastewater, which were identified molecularly, being the strains *Lysinibacillus sp.* and *Lysinibacillus varians* which have the capacity to decompose organic matter; CaCl₂ was added in a proportion of 200 mg/L in this way the adhesion between the bacteria was improved to decrease the time in the formation of the bacterial nodules. The bacterial

nodules reached an average area of 14.3444 mm^2 at the end of the last experimentation which had a hydraulic residence time (TRH) of 7 days in recirculation for the purification of the residual water from the alpaca fiber wash and values were obtained of 871.00 mg/L COD, 300.00 ppm BOD, 258.00 mg/L SST and 54.00 mg/L of oils and fats; thus, complying with the Admissible Maximum Values for the discharge of water into the sewer system. From this process, a biogas production of $0.24 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{KgDQO}_{\text{removed}}$ was obtained.

Keywords:

UASB bioreactor, wastewater treatment, nodulation, biogas.





Introducción

La gran cantidad de aguas residuales generadas por la industria textil, requiere buscar tratamientos que permitan la depuración de estas, la depuración biológica de aguas residuales permite disminuir la cantidad de contaminantes en la misma; de esta forma pueda alcanzar los valores máximos permitidos, para su descarga en el alcantarillado, sin que esta genere un costo adicional. Existen dos formas de hacer esta depuración, aerobia es decir en presencia de oxígeno o anaerobia en ausencia de oxígeno^[1].

Cualquiera que sea la forma de hacer la depuración, al ser un tratamiento biológico se requiere del contacto entre el sustrato, que en este caso es el agua residual, y la biomasa, que son todos los microorganismos presentes en el sistema; es por ello del interés de desarrollar biorreactores que aumenten el tiempo de contacto y el método para que este se realice. Esta búsqueda dio como resultado diferentes tipos de sistemas como son los de crecimiento suspendido, de película fija o una combinación de ambos. Los sistemas de depuración biológica anaerobia comenzaron a usarse en el siglo XIX, donde se observó que era un proceso que requería bastante tiempo y para la cantidad de agua que se requería procesar lo hacía inviable, pero en cuanto al uso energético del mismo era menor que un

tratamiento aerobio por esta razón se comienza a investigar más los tratamientos anaerobios [2].

Es así que por los años 70 Gatze Lettinga y sus colaboradores en la Universidad Agrícola de Wageningen – Holanda, desarrollan el reactor UASB (UpFlow Anaerobic Sludge Blanket) un biorreactor anaerobio con manto de lodos de flujo ascendente, el desarrollo de este biorreactor se dio al encontrar que los lodos anaerobios tienen características que permiten su floculación y sedimentación es decir la capacidad de formar nódulos bacterianos y albergarse en el fondo del reactor sin que requiera de un soporte [2, 3].

Los biorreactores UASB son de interés debido a que presentan varios beneficios sobre otros tipos de sistemas, como es la ausencia de equipos de control sofisticados, la generación de lodos no es elevada, tiene consumos energéticos bajos y durante el proceso se genera biogás el cual tiene alto poder calorífico [3]. La particularidad del biorreactor UASB comparado con otros sistemas anaerobios es que cuenta con una campana separadora de gases (Campana GLS) la cual permite la colección del biogás generado por el proceso y evita que los nódulos bacterianos salgan del biorreactor con el efluente, además de tener deflectores antes de la campana, mejorando la separación de las tres fases dentro del biorreactor [4].

Dentro de los biorreactores UASB se encuentran tres zonas: la zona de lecho de lodos o cama de lodos, zona de dispersión o manto de lodos y la zona de separación gas-liquido-sólido [4]. En la zona de lecho de lodos se encuentran los nódulos bacterianos de los cuales depende el rendimiento del biorreactor, pero para conseguir la formación de los nódulos bacterianos se requieren de periodos de tiempo bastante largos, [5] debido a que las bacterias anaerobias son de crecimiento lento y se necesita de la interacción de diferentes tipos de bacterias para que puedan desarrollar cada una de las etapas de la degradación hasta lograr la descomposición de la materia orgánica en metano principalmente y dióxido de carbono en menores cantidades [2, 4, 6].

Para mejorar la eficiencia del biorreactor UASB es necesario disminuir el tiempo de arranque, tomando algunas medidas para mejorar la nodulación, puede aumentarse la carga microbiana dentro del biorreactor inoculándolo de esta forma existirá más bacterias en busca de unirse para generar los nódulos [7]. La unión entre las bacterias se ve perjudicada por las cargas negativas que estas tienen en sus paredes haciendo que las fuerzas de repulsión eviten

la adherencia de las bacterias, por eso se requiere de Ca^{+2} [8] para que suministre las cargas positivas que neutralizaran la fuerza de repulsión existente entre las bacterias; logrando la agregación microbiana y la formación de complejos más estables [6, 9].

Otra medida que puede ser usada para incrementar la eficiencia del proceso es la recirculación del efluente, debido a que, al reingresar el efluente al biorreactor, pasando nuevamente por la manta de lodos, la degradación se continuará dando, además de evitar que los microorganismos sean lavados dando mayor oportunidad a que se adhieran para la formación de nódulos y su desarrollo [10, 11].

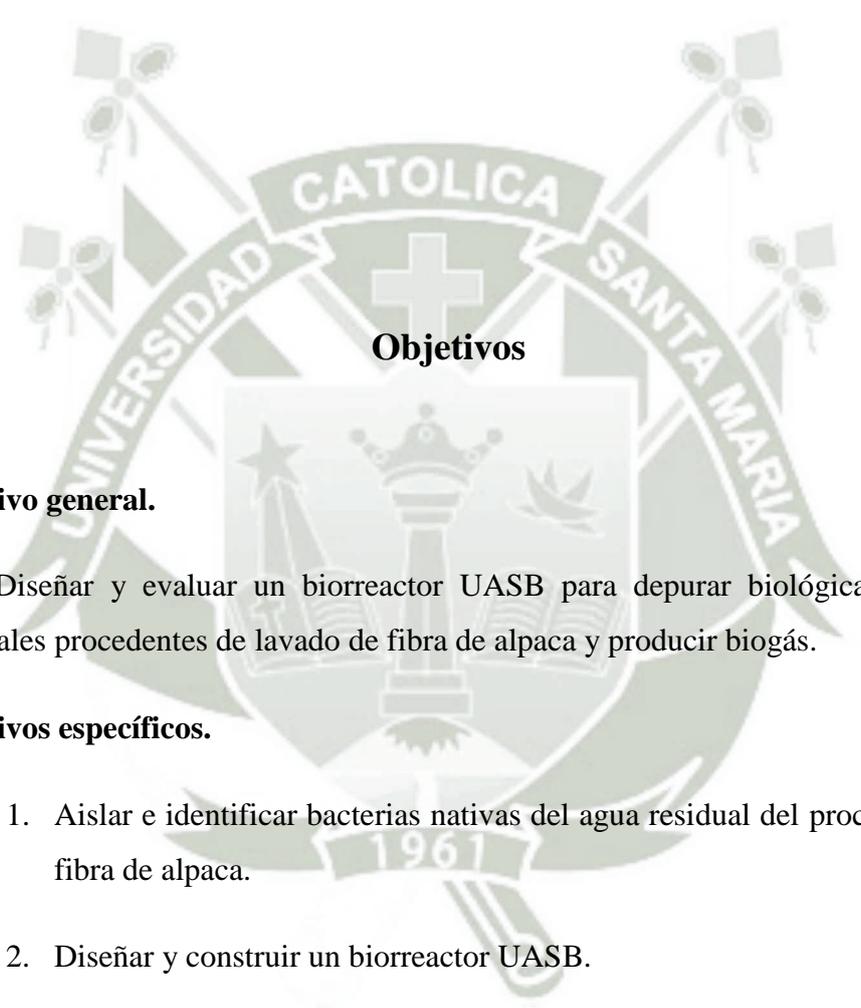
Los biorreactores UASB son los más utilizados para aguas residuales industriales, su uso se da para el tratamiento de efluentes de refinación de azúcar, cervecería, industria del papel, plantas químicas y petroquímicas, tratamiento de lixiviados y en la industria textil debido a que permite la conversión de materia orgánica en metano y además la recuperación de agua para el proceso industrial [3, 12]. Se sabe que existen unos 500 biorreactores anaerobios en su mayoría UASB a escala real en todo América Latina como Brasil, Colombia, Argentina, México y Guatemala [13, 14] su uso se ve intensificado en áreas tropicales [15, 16].

Además de presentar gran eficiencia en la depuración de aguas residuales, el biorreactor UASB forma biogás durante el proceso, lo cual es importante debido a que significa una producción de energía renovable. En la actualidad los requerimientos energéticos son cubiertos por los combustibles fósiles, los cuales generan altas emisiones de CO_2 que al concentrarse en la atmósfera generan el calentamiento global. El protocolo de Kioto establece que las emisiones de CO_2 deben disminuirse en un 5 % pero esto no se viene cumpliendo, siendo una de las medidas para disminuir estas emisiones, el uso de nuevas fuentes de energía en especial si provienen de fuentes renovables como es el caso del biometano producido en biorreactores anaerobios [17].

Este trabajo busca utilizar el biorreactor UASB para la depuración de agua residual producida en la industria textil durante los procesos de lavado de la fibra de alpaca; ya que esta tiene valores elevados de contaminación sobrepasando algunos de los Valores Máximos Admisibles (VMA) generando un costo adicional a las empresas textiles en nuestro país por la descarga de sus efluentes en el servicio de alcantarillado. Además, se busca la disminución en el tiempo de arranque del biorreactor UASB mejorando el proceso de nodulación

inoculando el biorreactor con bacterias nativas del agua residual, la adición de Ca^{+2} y la recirculación en el sistema; y medir la producción de biogás durante el proceso de depuración biológica.





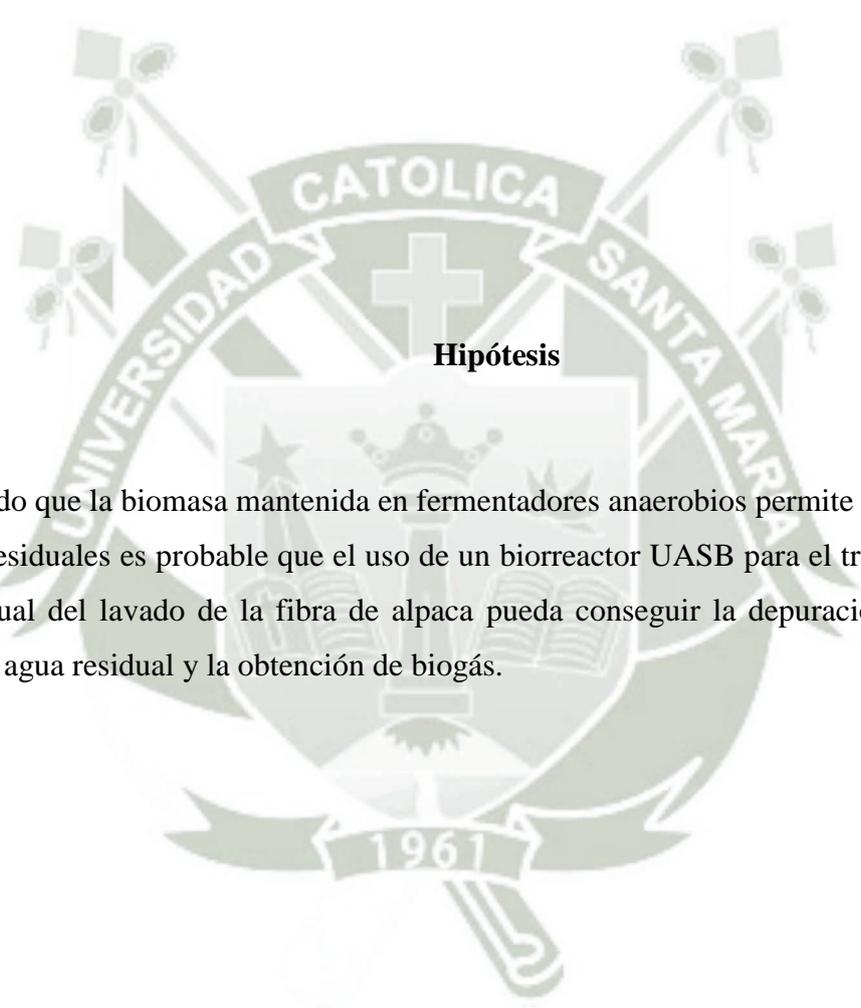
Objetivos

Objetivo general.

Diseñar y evaluar un biorreactor UASB para depurar biológicamente aguas residuales procedentes de lavado de fibra de alpaca y producir biogás.

Objetivos específicos.

1. Aislar e identificar bacterias nativas del agua residual del procesamiento de fibra de alpaca.
2. Diseñar y construir un biorreactor UASB.
3. Evaluar el proceso de nodulación en el biorreactor UASB.
4. Determinar los parámetros de funcionamiento del biorreactor UASB a nivel piloto.
5. Evaluar la eficiencia del proceso de remoción de contaminación y la producción de biogás.



Hipótesis

Dado que la biomasa mantenida en fermentadores anaerobios permite la depuración de aguas residuales es probable que el uso de un biorreactor UASB para el tratamiento del agua residual del lavado de la fibra de alpaca pueda conseguir la depuración bacteriana parcial del agua residual y la obtención de biogás.



Capítulo I: Marco Teórico

1.1 Planta de Procesamiento de Lavado de Fibra de Alpaca.

1.1.1. Ubicación.

La planta de procesamiento de fibra de alpaca, se encuentra ubicada en la irrigación Zamácola calle sin nombre sin número sector G en el distrito de Cerro Colorado, provincia de Arequipa, departamento de Arequipa. Con un área total de 43,000 m². Quedando ubicada a 3.1 Km del aeropuerto de la ciudad y con salida a la Panamericana Sur (Anexo 1).

En esta planta se realiza el tratamiento de la materia prima que incluye el lavado de la fibra y el acondicionamiento de la misma. Además de otros procesos dentro de la planta como el ensimaje, blanqueamiento, cardado y el peinado.

1.1.2. Proceso de lavado de fibra de alpaca.

El proceso de lavado de la fibra de alpaca tiene como objetivo el eliminar las impurezas naturales que tiene la fibra, así como las adicionales, para esto se usa agua caliente y detergente; Wang, Wang & Xiu^[18] reportan que los contaminantes de la fibra pueden significar un 40% del peso inicial.

Impurezas encontradas en la fibra.

Las impurezas de la fibra de alpaca incluyen grasas, suint, impurezas inorgánicas, impurezas orgánicas, material vegetal y agua^[19]; las cuales deben ser retiradas durante el proceso de lavado quedando sus restos en el agua residual que se generará. En la Tabla 1 se muestra los tipos y clases de impurezas presentes en la fibra.

En el caso de las impurezas naturales tenemos a las grasas, las cuales podemos dividir las en dos grupos en oxidadas y sin oxidar. Las grasas sin oxidar durante el proceso de lavado son removidas fácilmente, pero se reposita en la fibra, en cambio las grasas oxidadas son difíciles de remover, pero no se repositan en la fibra quedando en el agua residual sirviendo además para formar complejos con otros contaminantes^[20].

Otra impureza natural es el suint o sudor, a este dándole las condiciones adecuadas de pH mayor a 9 y a una temperatura mayor a 30°C puede servir como jabón; en su composición tiene una parte soluble y otra que se disuelve más lentamente^[18].

Las impurezas adquiridas son las que el animal adquiere durante el pastoreo como el material vegetal que puede ser semillas, hojas, algunas ramas, etc; la suciedad que trae la lana a causa de arena, partículas de arcilla, restos de materia fecal y células muertas, todas son eliminadas con el lavado quedando los restos en el agua residual del proceso^[20]. Mientras que las impurezas aplicadas se encuentran en la fibra debido a la aplicación por el ganadero de este tipo de sustancia en el pelaje del animal esto para identificarlo; estas sustancias causan un problema para su retiro en el lavado por esta razón el segmento de fibra marcado debe ser eliminada realizando el recorte^[20].

Tabla 1. Relación de impurezas totales presentes en la fibra.

Clases de impurezas	Tipo de impurezas	Observaciones
	Secreciones como: sudor o suint y grasas o ceras.	Siempre están presentes en todos los tipos de fibra.
Naturales	Acreciones: fibras negras kemps y pelos canizos.	Impurezas características o por generación – fibras dañadas.
	Excreciones: estiércol y orina.	Siempre están presentes.
Adquiridas	De origen animal como: insectos, bichos (sarna, garrapata, piojo), etc.	-
	De origen vegetal como: restos de hojas, semillas, paja, grama seca, etc.	Cogidos por el animal durante el pastoreo.
	De origen mineral: tierra, polvo, arena y sales.	Son impurezas tomadas del medio ambiente.
Aplicadas	Brea, pintura, tizas, sellos, insecticidas y otros.	Para identificación, como antisépticos.

Nota. Tomado de Fuertes (1993) (como se citó en Rosas, 2012) ^[19]

Descripción del proceso de lavado.

El proceso de lavado de la fibra incluye cuatro etapas desde la recepción de materia prima por la empresa, como se describen en la Fig. 1; el procesamiento de la fibra de alpaca se inicia con la recepción de los vellones de fibra de alpaca, los cuales contendrán la fibra producida por el animal esquilado divididos según la finura de la fibra la cual se determina por el grosor de esta. La siguiente etapa es la apertura, en este proceso se busca remover el polvo de la fibra de alpaca, se realiza en un equipo de apertura que consta de cilindros abridores a los que se debe controlar su velocidad para evitar la ruptura de la fibra o el enredo de esta.

El proceso siguiente es el lavado en tinas, en este se cuenta con cinco tinas de lavado por las cuales la lana ira pasando hasta conseguir que se elimine todo el material contaminante de la misma. En la primera tina se eliminan las impurezas sólidas, suint y algunas grasas por el uso de agua caliente; la segunda y la tercera tina se da el lavado

con detergente y agua caliente permitiendo la eliminación de contaminantes por disolución y emulsificación finalmente las otras dos tinas son de enjuague para la eliminación final de contaminantes.

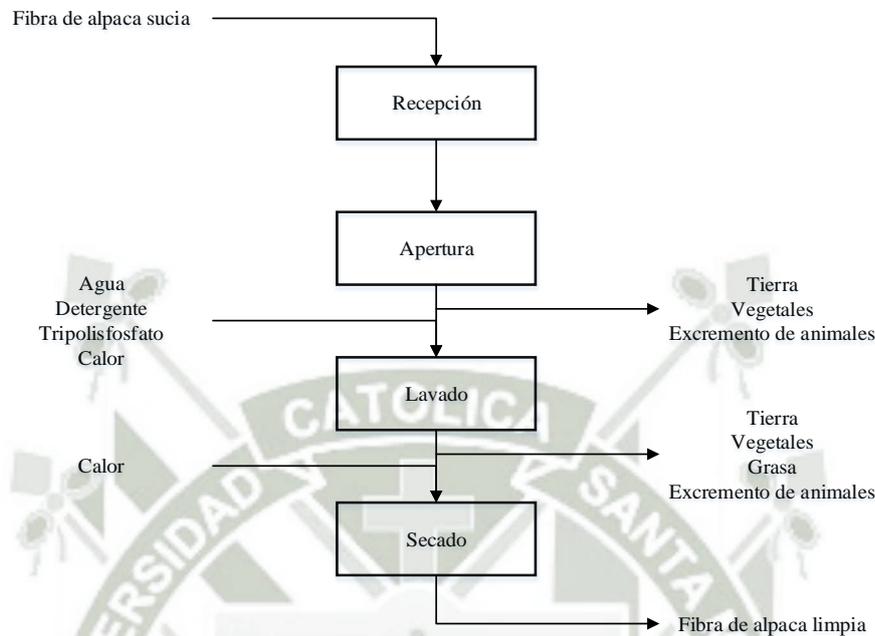


Figura 1. Diagrama de flujo del procesamiento de fibra de alpaca.

Nota: elaboración empresa procesadora de fibra Inca Tops S.A.

La etapa final del proceso es el secado, donde se da la evaporación del agua en la fibra lavada usando aire caliente, se busca obtener un promedio de 13% de porcentaje de humedad en la fibra de esta forma pasará a los demás procesos sin generar un daño en las maquinas por oxidación o en el caso de ser necesario almacenar la fibra esta no se vea contaminada por bacterias.

1.2 Agua Residual

El Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) ^[21] define como agua residual a cualquier agua que se le haya modificado sus características originales por cualquier actividad humana, y antes de ser reusadas o ser vertidas a un cuerpo de agua deben ser tratadas.

A esta definición podemos acotar que las aguas residuales representan un peligro ya que las sustancias que presentan pueden tener una acción tóxica en el cuerpo receptor, los microorganismos presentes consiguen volver al agua un vehículo de infección, producir contaminación térmica, eutrofización y contaminación de aguas subterráneas; además, de los malos olores generados por estas ^[22].

Las aguas residuales pueden clasificarse en tres tipos según la OEFA ^[21]:

- Aguas residuales domésticas: son los originados en las casas y en comercios que contienen desechos fisiológicos y otros provenientes de la actividad humana.
- Aguas residuales municipales: son la mezcla de las aguas residuales domésticas, aguas de drenaje pluvial y aguas residuales industriales tratadas que puedan ser desechadas al sistema de alcantarillado
- Aguas residuales industriales: son aguas producidas por las actividades minera, agrícola, energética, agroindustrial entre otras durante su proceso productivo.

Las aguas residuales industriales tienen composición diversa, ya que depende del tipo del proceso productivo que se desarrolla, de las sustancias que se usan durante el proceso y las generadas durante el mismo ^[22].

1.2.1. Agua residual del lavado de fibra de alpaca.

Durante el proceso de lavado de un kilogramo de fibra se genera aproximadamente 17 litros de agua residual con alto contenido de contaminantes dando al efluente la denominación de agua residual industrial; la cual debe ser tratada para ser vertida al sistema de alcantarillado ^[23].

El efluente generado durante el proceso tendrá en sus componentes agua, detergentes y todo el material contaminante extraído de la fibra como son componentes orgánicos solubles, componentes orgánicos emulsionados y algunos materiales sólidos inertes ^[19].

En gran medida el efluente del proceso contendrá residuos de detergentes usados para este proceso los cuales son no iónicos como los alcoholes etoxilados y alquilfenoles etoxilados; además se usan algunos aditivos para que se logre emulsionar la grasa de la fibra estos son principalmente sales inorgánicas ^[24]. Además, en el efluente también habrá presencia de micro-contaminantes debido a los plaguicidas aplicados en el animal como los organofosforados (OP), los piretroides sintéticos (SP) y los insecticidas reguladores del crecimiento (IGR) ^[25].

1.3 Legislación Peruana Ambiental Vigente

Uno de los problemas de contaminación ambiental más grave en el Perú es la contaminación del agua, como se señala en la Política Nacional del Ambiente, siendo una de las principales causas de esta los vertimientos industriales y domésticos sin tratamiento ^[26].

Al ser la contaminación del agua uno de los problemas más graves del Perú se convierte de interés nacional el buscar pronta solución a este, por eso dentro de los lineamientos de la Política Nacional Ambiental correspondientes a la contaminación del agua en el D.S N°012-2009 MINAM establece en uno de sus apartados: “Promover la inversión en infraestructura de saneamiento básico y de tratamiento y reúso de aguas residuales de origen doméstico y otras actividades generadoras de efluentes” ^[26].

1.3.1. Ley general del ambiente (Ley N° 28611).

La ley publicada en el 2005 tiene como objeto instituir el marco normativo legal para la gestión ambiental en el país, promoviendo la adopción y aplicación de la Producción más limpia en las empresas como lo establece en el Art. 77 en el inciso 2:

Las medidas de producción limpia que puede adoptar el titular de operaciones incluyen, según sean aplicables, control de inventarios y del flujo de materias primas e insumos, así como la sustitución de éstos; la revisión, mantenimiento y sustitución de equipos y la tecnología aplicada; el control o sustitución de combustibles y otras fuentes energéticas; la reingeniería de

procesos, métodos y prácticas de producción; y la reestructuración o rediseño de los bienes y servicios que brinda, entre otras ^[27].

Como es señalado en este artículo, las empresas deben aplicar y desarrollar tecnologías limpias o producción más limpia siendo esta una forma de ayudar a solucionar el problema de contaminación del agua, debido a las aguas residuales industriales.

Además, en la Ley 28611 ^[27] en el Art. 120 inciso 2 determina: “El Estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de su reutilización, considerando como premisa la obtención de la calidad necesaria para su reúso, sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizarán”.

En el Art. 121 indica que para el vertimiento de aguas residuales es necesario una autorización del Estado, donde se verifica que no causará un deterioro de la calidad de agua del cuerpo receptor y esta cumple con los parámetros establecidos en normas vigentes. Asimismo, en el Art. 122 inciso 3 estipula que las empresas son responsables de realizar el tratamiento de las aguas residuales generadas por su actividad ^[27].

1.3.2. Decreto Supremo N° 021-2009-Vivienda, y sus modificatorias

Este D.S. N° 021-2009-Vivienda ^[28] fue modificado por el D.S. 001-2015-Vivienda ^[29] y su respectivo reglamento el D.S. 003-2011-Vivienda ^[30] modificado por el D.S. 010-2012-Vivienda ^[31] dan la normativa y detalles de su aplicación respecto a los Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Esto con la finalidad de salvaguardar tanto las instalaciones sanitarias como también los cuerpos de agua receptores.

En el Art. 3 el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento define los VMA como:

(...) aquel valor de la concentración de elementos, sustancias o parámetros físicos y/o químicos, que caracterizan a un efluente no doméstico que va a ser descargado a la red de alcantarillado sanitario, que al ser excedido causa

daño inmediato o progresivo a las instalaciones, infraestructura sanitaria, maquinarias y equipos de los sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, y tiene influencias negativas en los procesos de tratamiento de las aguas residuales^[28].

La norma en el Anexo N° 1 establece los VMA para los cuatro principales parámetros que deben ser monitoreados en el agua residual a ser descargada en el sistema de alcantarillado como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores máximos admisibles para descargas al sistema de alcantarillado (Anexo N°1)

Parámetro	Unidad	Expresión	VMA para descargas al sistema de alcantarillado
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)	mg/L	(DBO ₅)	500
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	(DQO)	1000
Sólidos suspendidos totales	mg/L	S.S.T.	500
Aceites y grasas	mg/L	A y G	100

Nota. Tomado de D.S. N° 021-2009-Vivienda, 2009^[28]

Además, a esto se suma el Anexo N° 2 del decreto, en el cual adiciona 19 parámetros: Aluminio, arsénico, boro, cadmio, cianuro, cobre, cromo hexavalente, cromo total, manganeso, mercurio, níquel, plomo, sulfatos, sulfuros, zinc, nitrógeno amoniacal, pH, sólidos sedimentables; los cuales también son de obligado cumplimiento para las empresas.

Estos parámetros dados por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento constituyen la caracterización apropiada de todo efluente no doméstico. Al mismo tiempo, dentro del decreto se indica que en el caso que haya incumplimiento de alguno de estos parámetros del Anexo 1 la empresa tendrá que pagar una tarifa por estas descargas; en algunos casos puede llegar a la suspensión del servicio de alcantarillado sanitario.

1.3.3. Resolución de consejo directivo N° 025-2011-SUNASS-CD.

Esta resolución se da para establecer los pagos adicionales por la descarga de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado cuando supera los VMA de los principales 4 parámetros establecidos en el Anexo 1 del D.S. N°021-2009-Vivienda ^[28] y mostrado en la Tabla 2. En esta resolución establece rangos de los parámetros para luego establecer el pago adicional ^[32], los rangos se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Definición de rangos de parámetros.

Rango	Parámetros			
	DBO ₅	DQO	SST	A y G
VMA (mg/L)	500	1000	500	100
Rango 1	500,1 - 550	1000,1 - 1100	500,1 - 550	100,1 - 150
Rango 2	550,1 - 600	1100,1 - 1200	550,1 - 600	150,1 - 200
Rango 3	600,1 - 1000	1200,1 - 2500	600,1 - 1000	200,1 - 450
Rango 4	1000,1 - 10 ⁴	2500,1 - 10 ⁴	1000,1 - 10 ⁴	450,1 - 103
Rango 5	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴

Nota. Tomado de Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD, 2011 ^[32].

Para el cálculo del importe del pago adicional es necesario calcular el factor de ajuste (F) para cada uno de los parámetros y según el rango en el que se encuentren para esto se usa la Tabla 4.

Luego es necesario hacer la suma de los factores (F) por cada uno de los parámetros y el valor resultante deberá ser multiplicado por el importe a facturar por el servicio de alcantarillado, obteniendo de esta forma, el total del pago adicional que

deberán pagar las empresas por la descarga de aguas residuales no domésticas al sistema de alcantarillado al sobrepasar los VMA establecidos ^[32].

Tabla 4. Factores de ajuste por cada rango.

Rango	Patrones individuales				TOTAL
	F DBO ₅	F DQO	F SST	F A y G	
Asignación porcentual	25%	35%	20%	20%	
Rango 1	6%	9%	5%	5%	25%
Rango 2	19%	26%	15%	15%	75%
Rango 3	25%	35%	20%	20%	100%
Rango 4	250%	350%	200%	200%	10 veces más
Rango 5	500%	700%	400%	400%	20 veces más

Nota. Tomado de Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD, 2011 ^[32].

1.4 Biorreactor UASB

La abreviación en inglés UASB de Upflow Anaerobic Sludge Blanket, que en español es Reactor de Manto de Lodos Anaerobio de Flujo Ascendente. Este tipo de biorreactor fue desarrollado en Holanda a finales de 1970 por el Prof. Gatze Lettinga y su grupo de investigación en la Universidad Agrícola de Wageningen; siendo el primer biorreactor en contar con lodo nodulado el cual es usado para el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica ^[33, 34].

El biorreactor UASB presenta tres zonas bien definidas: zona de lecho de lodos o cama de lodos, zona de dispersión o manto de lodos y la zona de separación gas-liquido-sólido ^[4]. Como se muestra en la siguiente Fig. 2.

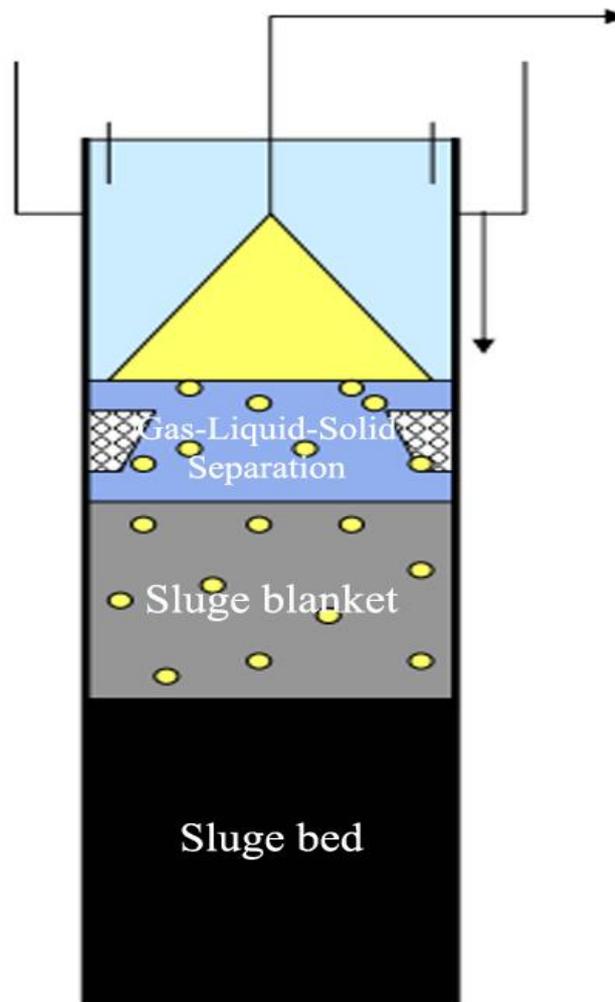


Figura 2. Biorreactor UASB a pequeña escala.

Tomado de: "Treatment of municipal wastewater in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor", de Elmitvalli, T. (2005). Alemania ^[35].

La zona de lecho de lodos es la fase sólida dentro del biorreactor, que se encuentra en la parte inferior de este, en esta zona se dan todas las reacciones que dan como resultado la descomposición completa de la materia orgánica hasta formar biogás el cual contiene CH_4 y CO_2 ^[33, 36], esto se debe a la presencia de los microorganismos anaerobios que realizan esta degradación; los cuales forman nódulos bacterianos densos que les permite permanecer sin soporte fijo dentro del biorreactor, teniendo altas velocidades de sedimentación lo que evita que sean arrastrados por el efluente ^[17, 37]; pero, este proceso es demasiado lento haciendo que los periodos de arranque sean bastante largos dentro de los biorreactores UASB ^[38]. Los afluentes ingresan al biorreactor por la parte inferior creando un flujo ascendente de esta forma tienen el primer contacto con los lodos sedimentados, los cuales

funcionan como unos biocatalizadores muy eficientes para la realización de la degradación anaerobia ^[16, 39, 40].

La zona de dispersión representa la fase líquida, siendo una zona de transición puesto que es una zona fluidizada donde se encuentra el efluente tratado, algunos sólidos no sedimentables y partículas de biogás lo que hacen que la zona tenga mayor movimiento sin requerir agitación mecánica ^[4, 17]. La tercera zona de separación gas-líquido-sólido la cual se separa las moléculas de biogás del líquido y del sólido gracias a la campana separadora de gases (Campana GLS) ubicada en la parte superior del biorreactor ^[36, 41]. Como se detalló se tiene dentro del biorreactor UASB los tres estados de la materia.

1.4.1. Degradación anaerobia de materia orgánica dentro del biorreactor UASB.

El tratamiento anaerobio de aguas residuales industriales es el proceso por el cual en ausencia de oxígeno el gran contenido de materia orgánica presente se transforma en biogás y lodos que pueden ser usados como biosólidos ^[1].

Para la realización de la degradación de materia orgánica se requiere la interacción de diferentes grupos de bacterias anaerobias estrictas y bacterias facultativas que usen como fuente de energía para su metabolismo la materia orgánica transformándola ^[42]. Algunas de las bacterias implicadas en el proceso son: *Aciobacter*, *Alcaligenes*, *Clostridium*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Pseudomona*, *Streptococcus*; las cuales son tolerantes a los cambios de pH además se tiene a las bacterias metanogénicas ^[43].

La degradación anaerobia completa se realiza en cuatro etapas de manera sucesiva, paralela, independiente y simultánea ^[44]; estas etapas son: Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y la Metanogénesis. El Proceso se muestra en la Fig. 3 ^[13,17,44].

Hidrólisis.

Implica la participación de bacterias hidrolíticas, las cuales hidrolizan polisacáridos, proteínas y lípidos no solubles generando azúcares, aminoácidos, ácidos grasos y alcoholes los cuales son solubles ^[17, 42, 45].

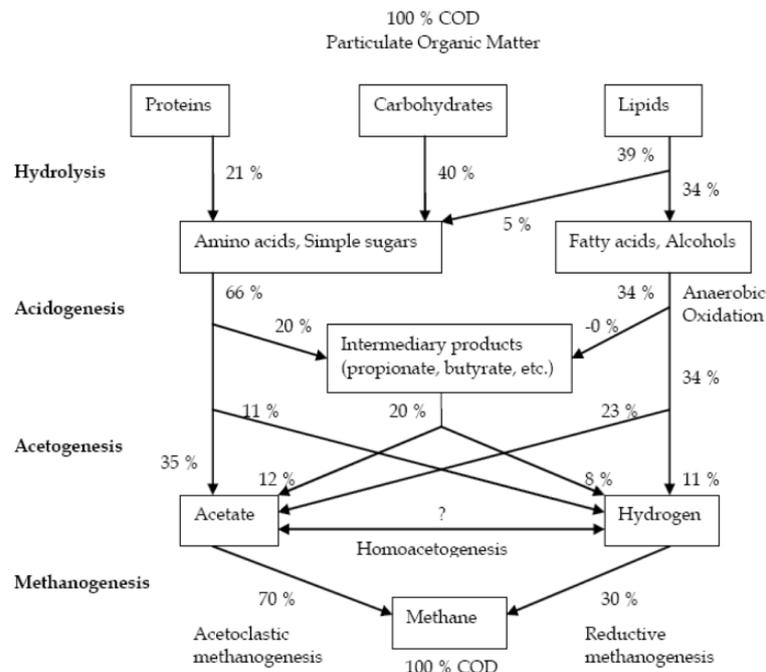


Figura 3. Proceso de degradación anaerobia.

Tomado de: "Effect of temperature on biogas production in anaerobic treatment of domestic wastewater UASB system in Hammarby Sjöstadswerk", de Zhao, C. Sweden ^[16].

Acidogénesis.

Las bacterias fermentativas usan los azúcares y aminoácidos para generar compuestos intermediarios y oxidan los ácidos grasos produciendo ácidos grasos con bajo número de carbonos como el ácido acético, ácido fórmico, ácido propiónico y ácido butírico ^[17, 42, 45]. Este proceso baja el pH debido a que se generan ácidos grasos volátiles (AGVs) ^[42], además se genera CO₂. Esta etapa debe estar regulada para evitar que los ácidos se acumulen a un punto que inhiba las demás etapas ^[18].

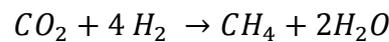
Acetogénesis.

Se realiza mediante las bacterias acetogénicas las cuales degradan el propionato y butirato a acetato e hidrógeno ^[17, 42, 45]. El pH puede llegar a 5 ^[43].

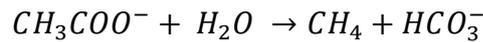
Metanogénesis.

Esta parte del proceso se da a un pH entre 6.8 y 7.4 ^[42, 43], la metanogénesis se da usando dos rutas para la conversión como se observa en la Fig. 3 un 30 % del metano

se forma al hacer uso del hidrógeno producido para reducir el CO_2 esto por las bacterias metanogénicas hidrogenofilicas la reacción se muestra a continuación ^[3]:



El otro 70 % es generado por las bacterias metanogénicas acetoclásticas las cuales transforman el acetato en CH_4 ^[3]:



Al final del proceso los productos finales serán el CH_4 y en menores cantidades el CO_2 que se ha producido durante todo el proceso y que no ha logrado convertirse en metano ^[17, 42, 45].

1.4.2. Ventajas del biorreactor UASB.

Mecalf & Eddy ^[46] mencionan que el tratamiento anaerobio tiene como ventajas el uso de menor cantidad de energía, la producción de lodos es menor, la producción de metano durante el proceso.

Además de todas las ventajas que se tienen por ser un sistema anaerobio el biorreactor UASB tiene otras ventajas; Márquez & Martínez ^[1] mencionan como ventajas que el 99.9 % de los lodos en suspensión se sedimentaran en el fondo del biorreactor, los lodos pueden estar sin alimentación conservando sus propiedades haciendo útil este tipo de biorreactores en procesos cíclicos, requiere bajos requerimientos nutricionales, se realiza la fermentación acida y metánica dentro de un mismo tanque reduciendo el espacio a ser usado por estas plantas de tratamiento, al no requerir ninguna agitación mecánica el consumo de potencia es bajo y la ventaja que resaltan es que la producción de metano es aprovechable.

Otra de las grandes ventajas del biorreactor UASB es que los tres subproductos generados son reaprovechables; el biogás generado puede ser empleado como combustible se reporta que 1 m^3 de biogás equivale a 0.55 L de fuel-oil; los lodos que serán retirados del biorreactor poseen alto contenido de materia orgánica y mineral dando las características necesarias para poder ser usado como biofertilizante de suelos ^[47] y finalmente el efluente líquido, que es el que obtendrá en mayor proporción, tiene

alto contenido de nitrógeno que es fácilmente asimilable además de otros iones que le dan las propiedades necesarias para ser utilizado como agua para fertiriego [47, 48, 49].

Al hacer uso de este tipo de biorreactores el aspecto económico se ve beneficiado grandemente así por ejemplo en la construcción al no ser completa los costos son menores, en temas de operación y mantenimiento también presenta costos relativamente bajos. En cuanto a la disposición de lodos provenientes del biorreactor al no requerir muchos tratamientos el costo es mínimo [36, 41].

1.4.3. Desventajas del biorreactor UASB.

Las desventajas de procesos anaerobios mencionadas por Mecalff & Eddy [46] son principalmente los periodos de arranque bastante largos, durante el proceso se requerirá la adición de algún ion y la sensibilidad a efectos adversos por bajas temperaturas que afectaran las tasas de reacción.

Una de las desventajas en el uso de biorreactores UASB para tratamiento de aguas residuales con bajo contenido de solidos es que esto impedirán la formación de nódulos bacterianos además los tiempos de arranque del biorreactor son periodos largos que pueden ser de 8 a 12 semanas, al requerir de microorganismos anaerobios el periodo se hace más largo debido a que este tipo de bacterias tienen baja tasa de crecimiento [3, 42].

Es un proceso sensible a presencia de compuestos tóxicos [1, 36, 41], la eliminación de patógenos es baja y se tiene un riesgo de tener mal olor por la reducción del sulfato a sulfuro [17, 42]. El tratamiento anaerobio requerirá de un postratamiento para lograr una eficiente depuración de las aguas residuales, eliminando durante este proceso el amonio y compuestos que generan mal olor; generalmente este será un tratamiento aerobio [3].

El Instituto Federal Suizo de Ciencias y Tecnología Acuáticas [49] hace referencia que se convierte en un tratamiento inestable al tener cargas orgánicas variables durante la operación, además se menciona que no son aptos para regiones con temperaturas extremadamente frías.

1.4.4. Diseño del biorreactor UASB.

Los biorreactores UASB cuentan con tres estructuras importantes: el cuerpo del biorreactor donde se dará la depuración del agua y la generación de gases, la segunda son los deflectores los cuales tiene como función separar los sólidos del líquido formando una barrera la cual evitará que los sólidos salgan del biorreactor y la tercera estructura es la campana separadora trifásica GLS (Gas-Líquido-Sólido) que permite la colección del gas al separar las partículas de gas de los sólidos y además ayuda a lograr la máxima retención de lodos durante el proceso ^[38, 41,50]. La estructura general del biorreactor UASB se muestra en la Fig. 4.

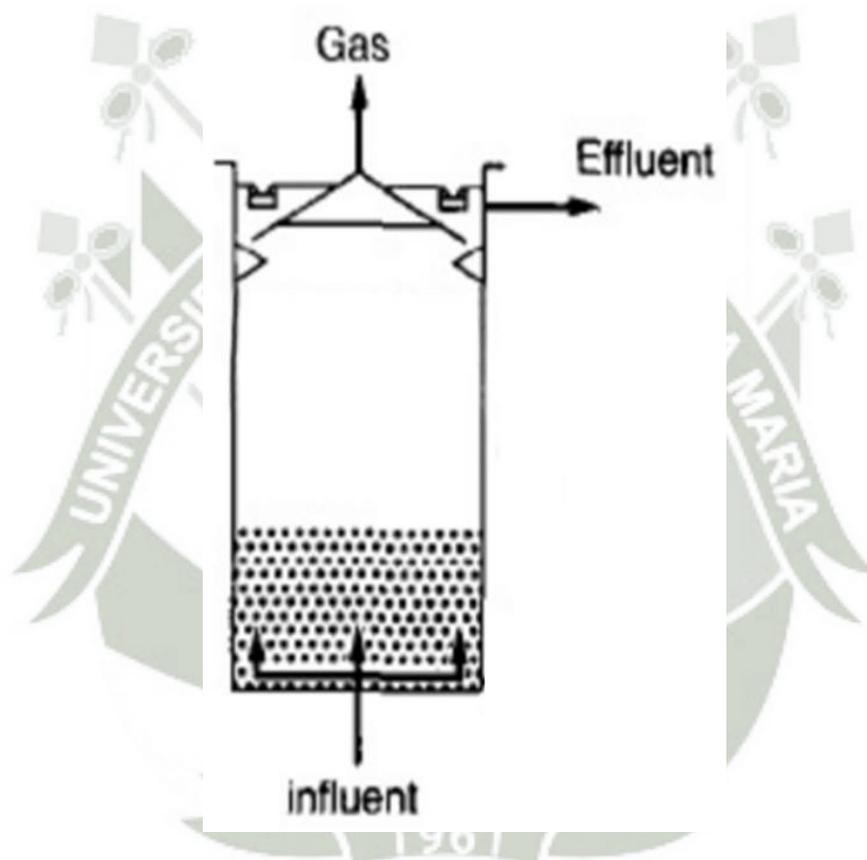


Figura 4. Esquema general del biorreactor UASB.

Tomado de "Wastewater engineering. Treatment and reuse", de Mecalf & Eddy, Inc., 2003, p. 1006 ^[46]

Diseño del cuerpo del biorreactor.

Los biorreactores UASB tienen dos formas tubular o rectangular; la forma tubular presenta una estabilidad estructural mayor, pero al realizar la construcción del separador GLS se hará técnicamente más complicada que en la forma rectangular además esta forma tiene mayor facilidad para el escalamiento ^[33,47].

En el cuerpo del biorreactor se debe colocar llaves para poder realizar la descarga de los lodos y también la toma de muestras, Elmitvalli ^[41] considera importante tener tres salidas la primera cerca del fondo del biorreactor, la segunda a la mitad de altura del biorreactor y la tercera por encima de la campana, la cual funcionará para salida del efluente tratado.

Diseño campana GLS y de deflectores.

La campana GLS tiene como función principal separar las tres fases antes de la salida del efluente del biorreactor, permitiendo que las burbujas del biogás sean colectadas y que los sólidos se separen del líquido quedando dentro del biorreactor evitando en gran medida el arrastre de las partículas en el efluente ^[47].

La campana GLS debe cumplir con algunos objetivos mencionados por Lettinga & Hulshoff Pol ^[50] los cuales se muestran en la Tabla 5. Para la construcción de la campana GLS se tiene algunas pautas generales descritas en la Tabla 6 ^[50].

Tabla 5. Principales objetivos del dispositivo GLS para sistemas UASB

Objetivos

1. Separar y descargar el biogás producido en el biorreactor.
2. Prevenir tan eficientemente como sea posible el lavado de la materia bacteria viable.
3. Permitir que el lodo vuelva a introducirse en el compartimiento del digestor
4. Servir como una especie de barrera para una expansión excesivamente rápida del manto de lodos (que está compuesta por lodo floculento) dentro del sedimentador.
5. Proveer un efecto de "pulimento".
6. Prevenir el lavado del lodo granular flotante.

Nota. Tomado de "UASB-Process design for various types of wastewaters" de Lettinga & Hulshoff Pol, 1991, Water science and technology, 24 (8), 87-107 ^[50]

Tabla 6. Resumen de directrices provisionales para el diseño del dispositivo separador de gas y sólidos.

Directrices

1. El ángulo de la parte baja de la campana (pared inclinada del colector de gas) debe estar entre 45-60°.
2. El área superficial de la abertura del colector de gas debe ser del 15-20% de la superficie del biorreactor.
3. La altura del colector de gas debe estar entre 1.5-2 m en biorreactores de 5-7 m de altura.
4. Debe mantenerse una interfaz líquido-gas en el colector de gas para facilitar la recolección de burbujas de gas y para combatir la formación de capas de espuma.
5. La superposición de los deflectores instalados debajo de las aberturas debe ser de 10-20 cm para evitar que las burbujas de gas que fluyen hacia arriba entren en el compartimiento del decantador.
6. Los deflectores de la capa de espuma deben instalarse delante de los vertederos de efluentes.
7. El diámetro de los tubos de salida de gas debe ser suficiente para garantizar la fácil extracción del biogás de la campana de recolección de gas, particularmente en el caso de la formación de espuma
8. En la parte superior de la campana de gas, deben instalarse boquillas anti-espuma si el tratamiento de las aguas residuales va acompañado de una fuerte formación de espuma.

Nota. Tomado de "UASB-Process design for various types of wastewaters" de Lettinga & Hulshoff Pol, 1991, Water science and technology, 24 (8), 87-107^[1]

Por otro lado, Márquez & Martínez^[1] dan algunas especificaciones para el diseño básico de la campana GLS partiendo de la velocidad ascensional para obtener el valor de la velocidad de flujo en la campana (V_C).

$$V_C = 4 \times V_a \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

V_C : velocidad de flujo en la campana (m/h)

V_a : velocidad ascensional (m/h)

Luego se van hallando las diferentes medidas de la campana con las ecuaciones a continuación especificadas:

$$A_{abertura} = \frac{Q}{V_C} \quad (\text{Ec.2})$$

Donde:

$A_{abertura}$: área de abertura de la campana (m^2)

Q : Caudal en el biorreactor (m^3/h)

V_c : velocidad de flujo en la campana (m/h)

Una vez determinada el área de abertura de la campana GLS se hallará la dimensión del área de la campana relacionando con el valor del área del biorreactor (A_R):

$$A_{campana} = A_R - A_{abertura} \quad (Ec.3)$$

Donde:

$A_{campana}$: área de la campana (m^2)

A_R : área del biorreactor (m^2)

$A_{abertura}$: área de abertura de la campana (m^2)

Luego se debe determinar la medida del radio de la campana:

$$R_{campana} = \frac{\sqrt{A_{campana}}}{2} \quad (Ec.4)$$

Donde:

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

$A_{campana}$: área de la campana (m^2)

Por la diferencia existente entre el radio del biorreactor (R_r) y el radio de la campana ($R_{campana}$) hallaremos el valor del ancho de la abertura ($W_{abertura}$):

$$W_{abertura} = R_r - R_{campana} \quad (Ec.5)$$

Donde:

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

R_r : radio del biorreactor (m)

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

Finalmente se debe obtener la altura del tubo de salida (W_G) y la altura de la campana (H_G); para esto se debe determinar el ángulo que tendrá la apertura de la campana que pueden ser valores entre 45° y 60° .

$$W_G = R_{campana} - \frac{1}{2}(W_{abertura}) \quad (\text{Ec.6})$$

$$H_G = W_G \tan \alpha \quad (\text{Ec.7})$$

Donde:

W_G : altura del tubo de salida (m)

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

H_G : altura de la campana (m)

α : ángulo de la apertura de la campana

Todos los valores hallados corresponderán a una parte de la estructura de la campana GLS, las cuales se muestran en la Fig. 5.

Además de la campana es importante contar con deflectores por debajo de la GLS y antes que la salida del efluente de esta forma se evitará que los lodos flotantes salgan del biorreactor; sin la presencia de estos es posible que incluso el lodo granular flotante saliera del biorreactor. Estos deflectores disminuirán la turbulencia de los líquidos y por consecuencia la formación de espuma [50 - 52].

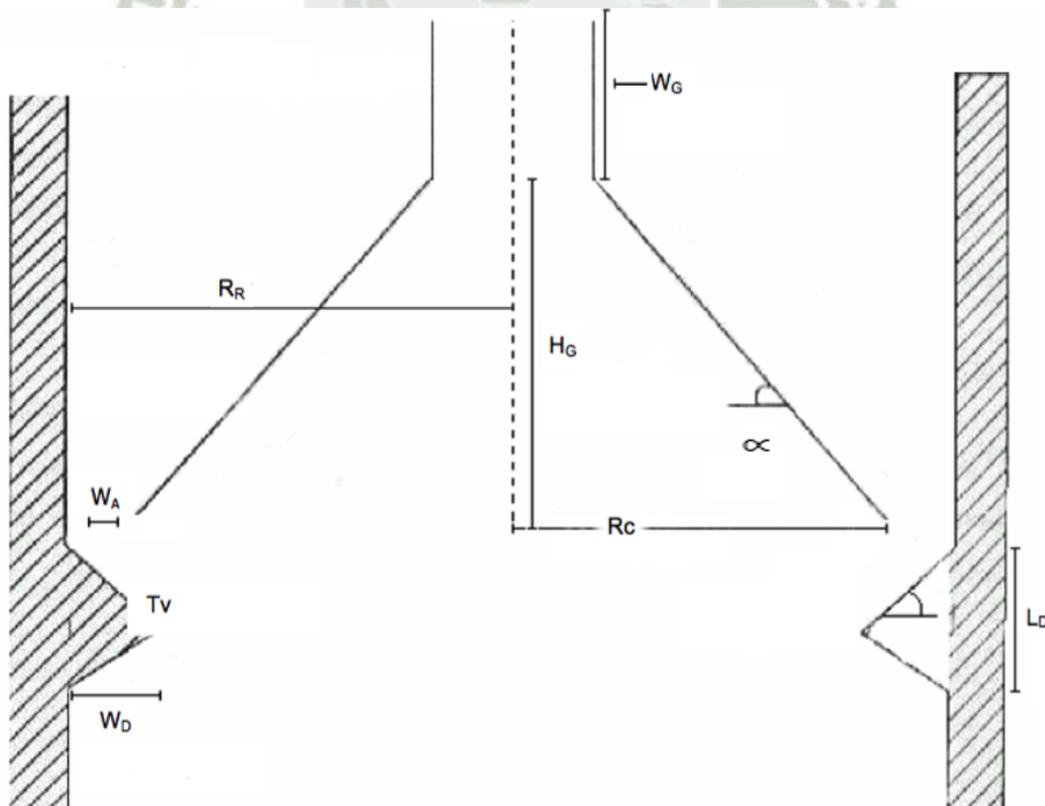


Figura 5. Esquema de la campana GLS.

Nota: Tomada de "Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's o UASB)", de Márquez, M.; Martínez, S., 2011, México ^[1].

Para el dimensionamiento de los deflectores Márquez & Martínez ^[1] sugieren la realización de los siguientes cálculos:

$$T_V = 1.5(W_{abertura}) \quad (\text{Ec.8})$$

Donde:

T_V : traslapo (m)

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

Luego se hallará los valores del ancho de los deflectores (W_D) y el valor de la longitud de los deflectores para el cual se debe considerar que está en función de un ángulo de 45° .

$$W_D = T_V + W_{abertura} \quad (\text{Ec.9})$$

$$L_D = 2W_D \tan 45^\circ \quad (\text{Ec.10})$$

Donde:

W_D : ancho de los deflectores (m)

T_V : traslapo (m)

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

Con estas relaciones se podrá construir la campana y los deflectores con las medidas requeridas para que se dé una correcta separación del sólido, líquido y de las partículas de gas dentro de los biorreactores UASB.

1.4.5. Factores que influyen en el funcionamiento del biorreactor UASB.***Arranque del biorreactor UASB.***

El proceso de arranque de un biorreactor UASB es un proceso muy lento y delicado ya que se necesita lograr una estabilidad para el crecimiento de biomasa anaerobia, por esta razón López, Morgan, y Noyola ^[53] y Pacheco y Magaña ^[54] concuerdan que para disminuir el periodo de arranque del biorreactor se debe hacer un inóculo de lodos o de biomasa anaerobia previamente acondicionada; de esta forma se evitará que se tomen periodos largos de acondicionamiento de la biomasa con el tipo de efluente a tratar.

Velocidad ascensional.

La velocidad ascensional es uno de los factores principales que afectan la eficiencia del proceso dentro del biorreactor UASB ^[46]; ya que esta guarda relación con la retención del lodo debido a que velocidades mínimas permiten sedimentar a los nódulos bacterianos evitando que sean lavados ^[7, 49]. Al tener velocidades mínimas tendremos tiempos de residencia hidráulica (TRH) mayores permitiendo aumentar la eficiencia del proceso ^[55]. Por el contrario, Zhao ^[17] menciona que no se debe tener velocidades mínimas debido a que esto evitará que se realice una buena mezcla entre el efluente, el lodo y las partículas de gas impidiendo que estas se desprendan.

Sik y Cheon ^[11] mencionan que las altas velocidades del flujo ascendente permiten mayor colisión entre las partículas en suspensión y el lodo logrando una mayor efectividad en la depuración del agua residual; pero este aumento también genera mayor movimiento en la zona de lecho de lodos provocando que las partículas sean arrastradas con el efluente haciendo más lento el proceso de nodulación ^[56, 57].

Se recomienda mantener el flujo del afluente de forma constante de esta forma el balance entre las etapas de fermentación ácida y metanogénesis no se verá afectado; ya que al tener un aumento en la velocidad ascensional las reacciones de acidogénesis también son más rápidas, generando la disminución del valor de pH por efecto de tener altas concentraciones de ácidos grasos volátiles (COV's) dando como resultado la inhibición de la metanogénesis ^[1,5].

La velocidad ascensional suele estar entre 0,1 y 1,4 m/h esta velocidad permite el correcto contacto entre el efluente y los nódulos; puede existir variación de la velocidad dentro de un mismo biorreactor debido al efecto Venturi, este cambio de velocidades se

dará al pasar el lecho de lodos a la manta de lodos, generado porque en el lecho de lodos existe menor espacio entre los nódulos para que el efluente pase aumentando la velocidad en cambio en el manto de lodos existe mayor espacio haciendo que la velocidad sea menor ^[45].

Tiempo de residencia hidráulica (TRH).

Este parámetro depende de la velocidad ascensional en una relación inversamente proporcional. Es no solo importante para el diseño del biorreactor sino también para lograr la máxima remoción de sólidos y materia orgánica del efluente tratado dentro del biorreactor UASB ^[36], ya que el TRH es el tiempo que demora el afluente desde su ingreso hasta la salida del biorreactor este debe permitir el contacto suficiente entre el agua residual y los nódulos bacterianos ^[55].

Recirculación del efluente en el biorreactor UASB.

Como se vio en secciones anteriores por diversos motivos en el efluente pueden ser lavados los microorganismos que formarían parte de los nódulos bacterianos y al darse esta pérdida los periodos de arranque serán más largos. Por esta razón la recirculación del efluente permite aumentar la eficiencia del proceso esto debido a que el efluente vuelve a ingresar al biorreactor pasando otra vez por la manta de lodos facilitando la adherencia de los microorganismos a los nódulos ^[10, 11].

Si se quisiera aumentar el TRH esto aumentaría significativamente el tamaño del biorreactor que económicamente se hace insostenible, por esta razón la recirculación permitirá que el tiempo de estadía el efluente aumente sin que el volumen del mismo se vea afectado ^[12]. O por el otro lado si quisiéramos aumentar el TRH sin afectar el volumen haciendo que la velocidad ascensional sea menor esto también afectaría el proceso disminuyendo la producción de gas; de igual forma al realizar la recirculación a una velocidad constante sin que esta sea mínima aumentaremos la producción de biogás a consecuencia que se mejore la degradación de materia orgánica ^[58].

pH.

Para un tratamiento anaerobio es preferible mantener pH 7 o cercano a la neutralidad para que las reacciones se den correctamente ^[1,17]; otros autores consideran un rango de valores más amplio entre 6.0 y 8.0 en los cuales las bacterias anaerobias pueden desarrollarse en condiciones óptimas ^[49, 59].

Si bien las bacterias acitogénicas pueden desarrollarse en un pH 5,0 las demás bacterias presentes dentro del biorreactor UASB pueden verse inhibidas en ese pH ocasionando interrupción en las etapas de degradación, si el pH está muy ácido puede aumentar la toxicidad del mismo, evitando que se completen las reacciones y teniendo altos contenidos de ácidos orgánicos volátiles los cuales tenderán a acumularse dentro del biorreactor y la eficiencia del proceso se verá afectada ^[60].

Pero una vez formados los nódulos se comprobó que pueden mantenerse estables entre pH 5.5 y 8.0 ^[5, 61].

Temperatura.

Según la temperatura que se dé la digestión anaerobia se puede clasificar en: digestión psicrófila a temperaturas menores de 25°C, la digestión mesófila a temperaturas entre 25°C y 40°C, la digestión termófila entre 40°C y 60°C y si la temperatura excede los 80°C estamos frente a una digestión hipertermófila ^[55, 60].

Es importante considerar que el crecimiento de las bacterias anaerobias a una temperatura de 35°C demora tres días aproximadamente, en cambio si la temperatura se encuentra por debajo de los 15°C el crecimiento de bacterias puede llegar a tomar más de diez días ^[62].

Para el arranque del biorreactor se demostró que la digestión termófila requiere mayor tiempo que la digestión mesófila ^[63] por eso la temperatura a la cual se debe mantener un biorreactor anaerobio como es el UASB es entre los valores de 25°C a 40°C ya que se reporta mejores tasas de reacción y ayudan a que el tratamiento sea más estable ^[1].

Al tener temperaturas más bajas hará que la solubilidad de los gases aumente haciendo difícil la separación de este, además la viscosidad del efluente también

aumentara generando requerimientos de energía mayores para mezclar y dispersar los compuestos solubles ^[40, 41].

Se reporta que la velocidad de digestión disminuye en un 11% por cada grado de temperatura y por debajo de los 15°C el proceso no será eficiente a pesar que la actividad bacteria puede conservarse a temperaturas de 10°C ^[49]; además es importante mantener la temperatura estable debido a que si bien los nódulos no se verán afectados por bajas temperaturas si se puede provocar pérdida de actividad por consecuencia disminución en la eficiencia de la depuración del agua residual ^[60].

1.5 Nódulos Bacterianos.

Los nódulos bacterianos son comunidades microbianas, conformados por diferentes microorganismos los cuales realizan cada una de las etapas de la degradación de la materia orgánica dentro del biorreactor UASB, la formación de los nódulos es uno de los limitantes para el arranque del biorreactor por los largos periodos que toma la formación de los nódulos; en esto recae el interés de conocer técnicas que permitan disminuir el tiempo de nodulación ^[34, 64].

El desarrollo de nódulos bacterianos implica la autoinmobilización de las bacterias consiguiendo el aumento del área de los nódulos, entre mayor sea el tamaño de estos indicará que se tendrá mayor efectividad en el proceso de depuración del agua residual ^[9, 37]; su composición es dependiente del tipo de agua residual, pero en general se conoce que están compuestos por calcio, potasio y hierro ^[4].

1.5.1. Ventajas de la formación de nódulos.

Se ha visto que la importancia de la formación de los nódulos dentro del biorreactor UASB recae en la eficiencia del proceso; pero además se tiene otras ventajas detalladas por Hulshoff Pol ^[64] los nódulos tienen dentro poblaciones heterogéneas de microorganismos, permite un mayor crecimiento de los microorganismos debido a que absorben más nutrientes, protege a los microorganismos de condiciones extremas y facilitan la degradación de materia debido a que los productos intermedios se encuentran dentro del nódulo haciendo que la degradación continúe ^[64].

1.5.2. Formación de nódulos.

Los factores que tienen implicancia en la formación de nódulos son principalmente la velocidad ascensional, TRH, las características del afluente, pH, la cantidad de cationes divalentes y la cantidad de biogás producido [64 - 66]

Para la formación de los nódulos al inicio se debe enfrentar la alta flotabilidad de los microorganismos haciendo que puedan perderse en el efluente, conforme pase el tiempo los nódulos van adquiriendo la propiedad de sedimentación permitiendo que a pesar de que la cantidad de biogás sea mayor los nódulos puedan permanecer en el fondo del biorreactor [67, 68].

Se han desarrollado diferentes modelos para explicar el proceso de nodulación; se cuenta con modelos fisicoquímicos, estructurales y otros modelos que surgieron conforme pasaron los años y se realizó mayor investigación [19].

Modelos fisicoquímicos para el proceso de nodulación.

Estos modelos fueron desarrollados en base a las interacciones que se dan cuando las bacterias interactúan para lograr la adherencia o la autoinmobilización entre ellas [9]; los modelos incluidos aquí son: presión de selección, crecimiento de sólidos suspendidos colonizados, unión a iones positivos multivalentes y unión por los polímeros extracelulares.

Modelo de presión de selección.

Este modelo fue desarrollado en 1983, donde se observa que la nodulación dentro del biorreactor UASB es un proceso que implica selección continua de partículas de lodo; esto se explica por el hecho que los elementos más grandes que serán núcleos permanecen en el sistema mientras que los más dispersos son lavados y salen con el efluente [9].

Se sugiere que al agregar más carga microbiana dentro del biorreactor permitirá que mayor cantidad de bacterias puedan quedarse dentro del biorreactor protegiéndose de presiones altas generadas por el flujo ascendente [7] y por la generación de biogás [45], pero se demostró que este flujo está a favor de la generación de nódulos de mayor

tamaño en cambio la baja presión tendrá como resultado una biomasa dispersa y por ende baja producción de biogás ^[9].

Los nódulos se desarrollan hasta que el tamaño permita que se separe generando nuevos núcleos los cuales permitirán la adherencia de otros microorganismos y así se desarrollará mayor cantidad de lodo nodulado ^[69].

Modelo de crecimiento en sólidos suspendidos colonizados.

Este modelo desarrollado por Perebom y Vereijken en el año 1994 ^[70], informó que para la formación de nódulos los microorganismos colonizan los sólidos suspendidos presentes en el efluente y crecen hasta lograr mayores tamaños; en la Fig. 6 se muestra el proceso para la formación de nódulos según el modelo de Perebom.

La presión dentro del biorreactor causada por la velocidad ascensional y la producción de gas permite que partículas pequeñas sean liberadas lo que conduce a la formación de nuevos soportes que puedan ser colonizados por los microorganismos ^[45, 69].

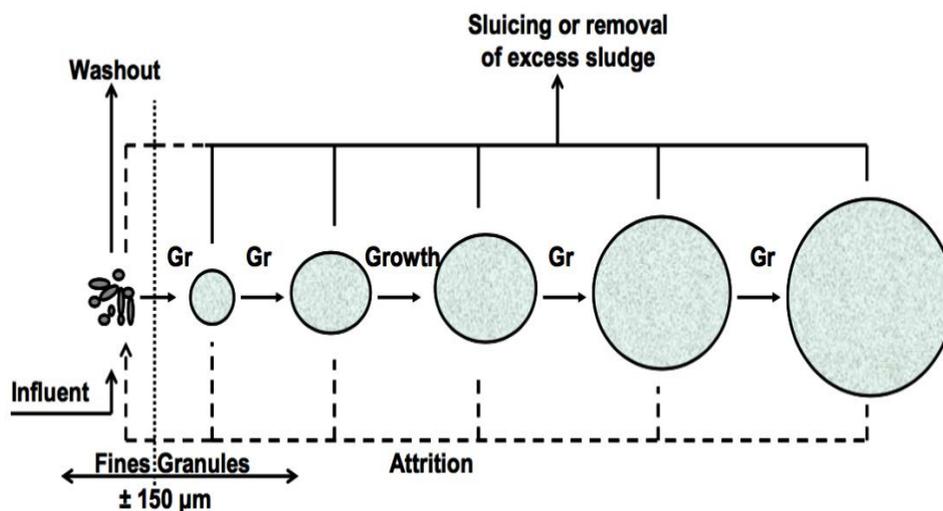


Figura 6. Modelo de crecimiento en sólidos suspendidos colonizados de Perebom.

Tomado de: “Upflow anaerobic sludge blanket reactor: Modelling”, de Rodríguez, R. (2011). Sweden ^[45].

Modelo de unión a iones positivos multivalentes.

La necesidad de las bacterias por unirse a iones positivos multivalentes recae en que estos iones permiten neutralizar las fuerzas de repulsión existente entre las bacterias, esta se origina debido a que la superficie de las bacterias está cargada negativamente [71, 72], al eliminar las fuerzas de repulsión se promoverá la nodulación anaerobia [9]. Como se observa en la Fig. 7.

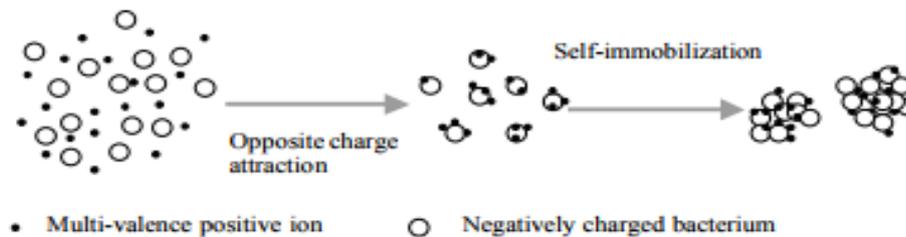


Figura 7. Modelo de unión a iones positivos multivalentes.

Tomado de: “Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor”, de Liu, Y. et al. (2003). Singapore [79].

Entre los iones multivalentes más usados son el calcio [8], aluminio [73] y magnesio [72] para poder acelerar el proceso de nodulación; las concentraciones que se encontraron apropiadas fueron: 80 – 200 mg/L Ca^{+2} , el Mg^{+2} entre 12 – 120 mg/L y el Al^{+3} en una concentración mayor a 300 mg/L [8, 72, 74].

Modelo de microcolonia sintrófica.

Todo el proceso de degradación anaerobia implica la participación de diferentes bacterias las cuales deben vivir en relación sinérgica para que los productos de cada etapa de la digestión puedan transferirse a las otras bacterias y se continúe la degradación dando origen a una microcolonia o consorcios es decir los nódulos [9, 75].

La relación sintrófica se da entre las bacterias debido al requerimiento de usar los hidrógenos generados al romper los ácidos grasos volátiles en la acetogénesis para poder completar el proceso de metanogénesis; al tener la cercanía entre los microorganismos permitirá un rápido intercambio de los hidrógenos dentro del nódulo [75].

Modelo de las cuatro etapas.

Este modelo se desarrolló en el año 1996 por Schmidt y Ahring [4] los cuales indican que la granulación tiene cuatro etapas: la primera es el transporte de células para

tener contacto entre ellas, la segunda es la adsorción inicial producto de fuerzas fisicoquímicas, la tercera etapa es la adhesión irreversible donde las bacterias se fijan entre si, finalmente la cuarta etapa es la multiplicación de las bacterias y la formación del nódulo [45, 76].

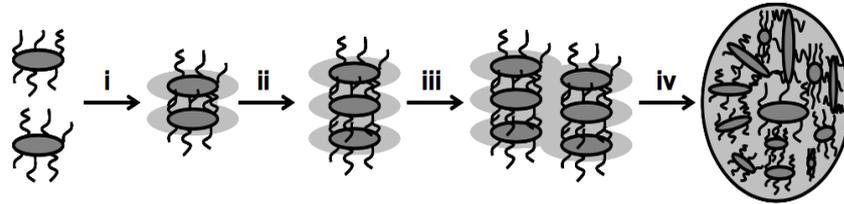


Figura 8. Modelo de las cuatro etapas. i) el transporte de células, ii) adsorción inicial, iii) adhesión irreversible, iv) la formación de los nódulos.

Tomado de: “Upflow anaerobic sludge blanket reactor: Modelling”, de Rodríguez, R. (2011).
Sweden [45].

Modelos estructurales para el proceso de nodulación.

Estos modelos relacionan la interacción entre los factores biológicos, microbiológicos y las fuerzas fisicoquímicas para explicar cómo se forman los nódulos. Los métodos incluidos son el de capetown, espagueti y el de multicapa [9].

Modelo de Capetown.

Este modelo propuesto en 1987 sugiere que al tener la presencia del hidrógeno genera que las bacterias produzcan mayor cantidad de polímeros extracelulares (ECP) que serán usados como anclajes para que otras bacterias se relacionen y puedan formar los nódulos bacterianos [9, 45, 69].

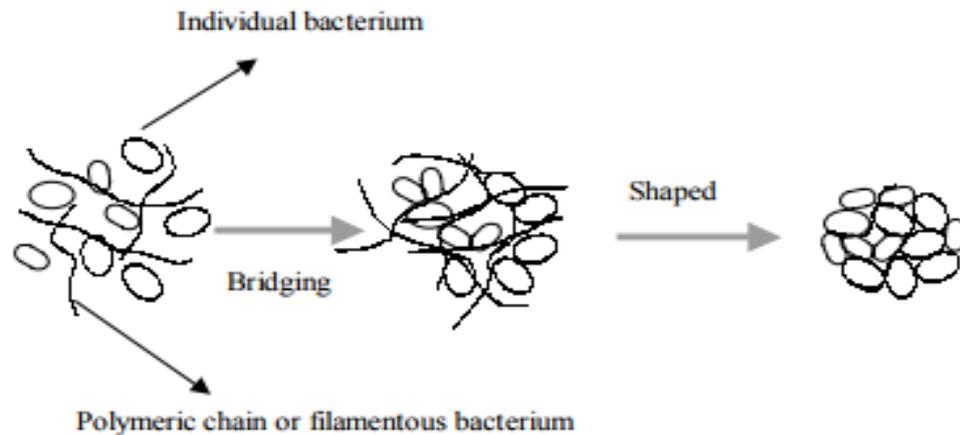


Figura 9. Modelo de Capetown

Tomado de: "Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor", de Liu, Y. et al. (2003). Singapore [79].

Modelo espagueti.

Se formuló este modelo en el año 1987 por Wiegant y de Man [65] basándose en la observación que hicieron en el microscopio electrónico de barrido donde se pudo observar que algunas bacterias poseen filamentos los que permitirá atrapar a otros microorganismos ya que se forman como redes [75, 78].

Los agregados que se forman se ven favorecidos por la turbulencia producida por la formación del biogás permitiendo que otras bacterias queden entrelazadas en los filamentos ayudando al crecimiento de los nódulos formando como bolas de espagueti [9, 45, 69].

Modelo multicapa.

MacLeod et al. propusieron en 1990 el modelo de multicapa [77] a partir de observaciones microscópicas, donde se pudo verificar que en cada capa del nódulo existe diferentes tipos de microorganismos. Se indicó que las bacterias metanogénicas son las que están en la capa interna seguidas de las acetogénicas en la capa media que producen hidrógeno, mientras que en la capa externa de los nódulos se encuentra gran variedad de bacterias [79].

En investigaciones posteriores indicaron que también existen centros oscuros, es decir centros en los que no se observa actividad alguna; pudiendo ser cúmulos de biomasa inactiva, en descomposición y algunos materiales inorgánicos [78].

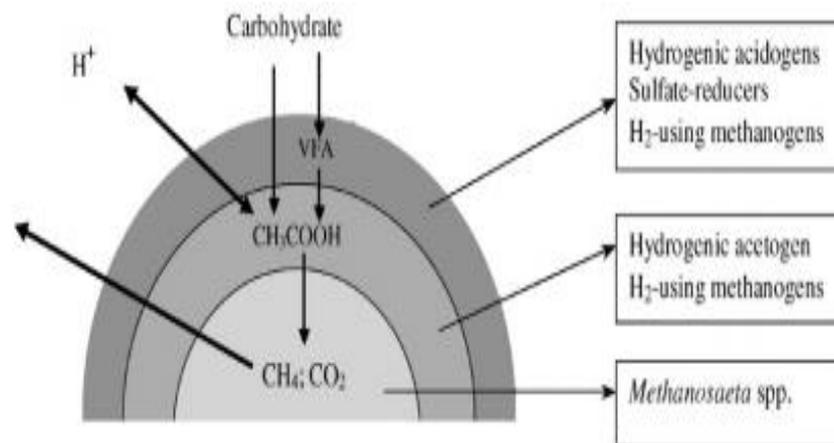


Figura 10. Modelo de Multicapa

Tomado de: "Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor", de Liu, Y. et al. (2003). Singapore [79].

Modelo general de cuatro etapas.

Los modelos anteriormente descritos individualmente no terminan de explicar el proceso de nodulación anaerobio por esta razón Liu y Tay [79] detallan un modelo de cuatro pasos.

Etapa 1: Movimiento de bacterias.

Este paso implica el iniciar el contacto entre bacterias o bacteria y núcleos, para este proceso se usan diferentes fuerzas como la hidrodinámica, de difusión y la de gravedad. El movimiento celular se da por los flagelos, cilios y pseudópodos [79].

Etapa 2: Contacto multicelular estable.

Para esta etapa se requieren de fuerzas de atracción entre las células para permitir establecer un contacto que no pueda ser roto fácilmente; las fuerzas implicadas es la de van de Waals y la fuerza de atracción de carga opuesta. Son importantes en esta etapa las bacterias filamentosas que ayudan a atrapar otras bacterias [71, 74, 80]; se forman pares iónicos, tripletes iónicos, puentes interpartículas para dar la estabilidad a la estructura [74, 80,81].

Etapa 3. Maduración de la agregación celular.

La producción de polímeros extracelulares hace que la agregación entre las bacterias sea más rápida y más fuerte; formando una estructura microbiana altamente organizada [9, 74, 80].

Etapa 4. Formación del nódulo bacteriano.

En esta etapa se busca la formación final del nódulo bacteriano, está gobernada por la fuerza hidrodinámica de cizallamiento la cual da la forma externa y el tamaño de los nódulos, siendo aún dependiente de las especies microbianas y de la carga de sustrato [9, 79].

1.5.3. Efecto del ion calcio (Ca^{+2}) en el proceso de nodulación.

Para facilitar el proceso de nodulación se ha visto la importancia del Ca^{+2} [8] ya que este permite una agregación microbiana basándonos en el modelo de unión a iones positivos multivalentes, debido a que el Ca^{+2} puede actuar como floculante por su acción de neutralizar las cargas entre las bacterias formando complejos más estables [82, 83]. Otro factor importante es que el Ca^{+2} forma parte de los polisacáridos extracelulares permitiendo la formación de un material pegajoso [64].

En la forma de CaCl_2 en una concentración de 150 a 300 mg/L de Ca^{+2} mejora el proceso de nodulación de las bacterias [8] aumentando la densidad y por consiguiente la propiedad de precipitación de los nódulos [6] entre estas concentraciones no presenta efectos perjudiciales para las bacterias [71, 84].

Otras investigaciones indican que el Ca^{+2} no tiene ningún efecto sobre la nodulación o el efecto es perjudicial; en concentraciones mayores a 500 mg/L afecta la nodulación [68, 85] ya que reduce la actividad de las bacterias que están dentro del nódulo.

1.5.4. Características de los nódulos.

Los nódulos tienen gran variedad en calidad y características dependiendo del origen del agua que están tratando y de los microorganismos que contiene; tenemos los

nódulos de tipo A estos son de forma esférica y muy compactos, los nódulos de tipo B tienen una forma más irregular y están unidos a partículas inertes y los nódulos tipo C son esféricos, pero de menor tamaño ^[3].

Características físicas de los nódulos.

Los nódulos pueden tomar diferentes formas como bastones, filamentosos y con puntas es decir una forma muy irregular además de la forma esférica; esto depende tanto de la operación como del tipo de sustrato ^[3, 86]. Se relaciona la forma esférica de los nódulos con la formación del biogás ya que las burbujas al pasar por los nódulos permiten que estos tomen la forma esférica ^[65].

El tamaño que puede tomar los nódulos dependerá de la maduración del mismo, pero llegarán a un tamaño máximo y comenzarán a desintegrarse para iniciar nuevos procesos de nodulación; el área de los nódulos puede estar entre 0.03 mm^2 y 38 mm^2 ^[4, 34, 87]. La sedimentabilidad de los nódulos es de gran importancia, esta propiedad permitirá que los nódulos se mantengan en el fondo del biorreactor ^[64, 68, 88].

Características químicas de los nódulos.

El contenido de los nódulos depende estrechamente por el contenido del agua residual que se está tratando, de la edad del lodo, de compuestos que hayan sido incorporados en el sistema. Los valores de ceniza (minerales) es del 8 al 65 %, de materia orgánica entre 11 a 12.5 % de proteína y entre 10 y 12 % de carbohidratos ^[87].

El color negro que tienen los nódulos bacterianos es a consecuencia de la presencia de sulfuros precipitados de hierro, cobalto y níquel ^[64], los cuales precipitan sobre la superficie del nódulo dando también mayor estabilidad a este ^[89].

1.6 Biogás

El biogás se genera como resultado de la degradación anaerobio de la materia orgánica dentro del biorreactor UASB ^[90] siendo este proceso económico. La principal ventaja de la producción de biogás es que este es una energía renovable ^[17, 91].

El biogás es una de las fuentes de energía renovable más usada, debido a que su almacenamiento no es complicado y tiene un alto valor energético; se puede usar para la generación de electricidad, generación de calor y como sustancia de reemplazo para combustibles fósiles. Permitiendo además la disminución de las emisiones gaseosas de efecto invernadero protegiendo el medio ambiente ^[17, 18, 44].

1.6.1. Composición de biogás.

El biogás generado por la depuración anaerobia del agua residual estará conformado por CH₄ y en menores cantidades CO₂, H₂S y H, aunque este último al ser un producto intermedio es convertido en metano al reaccionar con el CO₂ ^[18].

En general se conoce que el biogás estará compuesto de CH₄ entre 55 a 75 %, 25 a 45 % de CO₂ ^[17,18] otros autores mencionan que el CO₂ al inicio de la formación de biogás se encontrará en un porcentaje de 2 – 4 %, mientras que se tendrá mayor contenido de nitrógeno entre 14 – 22 % el cual se verá disminuido al existir mayor formación CH₄ ^[51].

1.6.2. Producción de metano.

La cantidad de biogás generada dependerá directamente de la carga orgánica que tiene el agua residual, considerando esto se tiene que por unidad de DQO convertida en condiciones anaerobias se obtendrá 0,35 L CH₄/g DQO esto en condiciones estándares de 0°C a 1 atm ^[1]. Para determinar la cantidad de metano en otras condiciones se utiliza la ley universal de los gases como se muestra en la ecuación 11 con esto obtendremos el valor del gas ocupado por una mol de metano a la temperatura que se está dando el proceso.

$$V = \frac{nRT}{P} \quad (\text{Ec.11})$$

Donde:

V: volumen ocupado de gas, L

n: moles de gas, moles

R: constante universal de los gases, 0.082057atmL/molK

T: temperatura en kelvin, K

P: Presión absoluta, atm

Considerando que el valor de una mol de CH_4 necesita de dos moles de oxígeno es decir por cada 64 g de O_2 equivale a una mol de CH_4 ^[15]. También se conoce que a condiciones de 20°C y una atmosfera de presión por cada Kg de DQO removido se generarían 350 L de metano ^[43].

Es importante considerar que un alto contenido de biogás puede escapar disuelto en el efluente; aproximadamente la mitad de la generación es la que se podría recuperar con la campana GLS ^[86].





Capítulo II: Materiales y Métodos

2.1. Materiales

2.1.1. Muestra.

Agua residual de la industria textil del proceso de lavado de lana de oveja.

2.1.2. Material de Laboratorio.

Equipos.

Autoclave.

Balanza analítica, Ohaus Adventurer AR31.

Balanza Scout™ Pro.

Centrífuga de tubos eppendorf.

Conductímetro Schott Handylab LF11.

Horno de Secado, PSelecta.

Incubadora de CO₂, Eppendorf New Brunswick Galaxy 48 R

Incubadora, PSelecta.

Microscopio, Labomed.

Multitec^R 540.

Shaker.

Material de laboratorio.

Asa de Kohl y en punta.

Cámara de Neubauer.

Cinta indicadora de pH, Merck.

Equipo de filtración al vacío.

Espátula.

Micropipeta de 10 μ L - 100 μ L.

Micropipeta de 100 μ L - 1000 μ L.

Puntas amarillas (Para Micropipeta de 10 μ L - 100 μ L).

Puntas azules (Para Micropipeta de 100 μ L - 1000 μ L).

Tubos eppendorf de 1.5 mL.

Material de vidrio.

Frascos de vidrio de 100 mL, 1000 mL.

Láminas portaobjetos.

Matraz Erlenmeyer de 100 mL, 500 mL.

Placas Petri de 20 mL.

Probeta de 50mL, 100 mL.

Tubos de ensayo de 20 mL.

Reactivos.

Cloruro de Calcio dihidratado $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, Merck.

Kid para tinción de Gram.

Medios de cultivo.

Agar agar, Merck.

Agar sangre, Merck.

Caldo tioglicolato, Merck.

Otros.

Agua estéril.

Alcohol.

Algodón.

Bomba sumergible.

Calentador con termostato de 25 W, Venus Aqua.

Cocinilla.

Codo de $\frac{1}{4}$.

Depósito de plástico de 2.4 L.

Frascos para muestra de 20 mL.

Gasa.

Globos metálicos.

Jeringa de 10 mL.

Llaves de $\frac{1}{4}$.

Llaves de tres vías.
Manguera de $\frac{1}{4}$.
Manguera de látex.
Niples de $\frac{1}{4}$.
Pabilo.
Papel filtro de 2 μ m de poro.
Reducciones de $\frac{1}{2}$ a $\frac{1}{4}$.
Taponos de jebe.
Tubo de PVC de $\frac{1}{2}$.
Válvula scheck de $\frac{1}{4}$.
Varilla de vidrio.

2.2. Métodos

2.2.1. Aislamiento e identificación de bacterias nativas del agua residual del procesamiento de fibra de alpaca.

Obtención de muestra de aguas residuales de fibra de alpaca.

Se hizo la obtención de las muestras del agua residual de lavado de fibra de alpaca de una empresa textil ubicada en el sector de Zamácola - Arequipa (Anexo 1); para la toma de muestras se usó frascos estériles de 20 mL. Las muestras fueron tomadas en tres distintos puntos dentro de las instalaciones de la planta de tratamiento para aguas residuales de la empresa, se tomó muestras antes de ingresar al sedimentador, a la salida del sedimentador y muestra de los lodos extraídos del sedimentador, la distribución se muestra en la Fig. 11. Las muestras fueron rotuladas Efluente, Sedimentador y Lodo haciendo referencia a cada uno de los puntos de muestreo. Las muestras fueron llevadas al laboratorio.



Figura 11. Puntos de muestreo.

A. Entrada de sedimentador (Muestra Sedimentador). B. Salida del sedimentador (Muestra Sedimentador). C. Lodos del sedimentador (Muestra Lodo).

Aislamiento cepas nativas en muestras de agua residual del lavado de fibra de alpaca.

Se realizó la preparación de caldo tioglicolato para tres tubos de ensayo de 20 mL, siguiendo la metodología en el Anexo 2. Pasado el tiempo de esterilización se retiró los tubos con el caldo tioglicolato del autoclave y se dejó enfriar hasta temperatura ambiente. Se inoculó el medio con dos gotas de las muestras llamadas Efluente y Sedimentador directamente al ser líquidas; en el caso de los lodos se tomó una porción y fueron disueltos en agua estéril y se realizó la siembra. Se dejó en la incubadora a 35°C por siete días.

Se observó las zonas de crecimiento de las bacterias para realizar el aislamiento de bacterias anaerobias las cuales se desarrollan en el fondo del tubo. Se preparó Agar Sangre como se detalla en el Anexo 3. Se hizo la siembra de la muestra tomada del fondo del tubo de ensayo; se deja por siete días en la incubadora que pueda dar la atmósfera anaerobia con un 5 % de CO₂ a 35°C; se realizó varios repiques hasta conseguir las cepas puras. A las cuales se les realizó tinción de Gram ^[92].

Identificación de cepas con capacidad de producir biogás.

Se preparó medio sólido de caldo tioglicolato, para lo cual se siguió el mismo procedimiento del caldo tioglicolato como indica en el Anexo 2 pero se le añadió agar

agar manteniendo la relación de 15 g/L. Al término del tiempo en el autoclave se deja solidificar el medio para realizar la siembra por punción, se dejó los tubos en la incubadora de CO₂ a 35°C por siete días.

Elaboración de curvas de crecimiento de cepas nativas.

Para la elaboración de las curvas de crecimiento de las bacterias que tenían la capacidad de generar biogás, se preparó caldo tioglicolato con indica en el Anexo 2, se sembraron en el caldo tioglicolato las cepas que tuvieron la capacidad de producir biogás; se sellaron los frascos y se conservaron dentro de la incubadora de CO₂ haciendo toma de muestra cada 12 horas por 10 días conservando las mismas en refrigeración. Para procesar las muestras fueron llevadas a temperatura ambiente; se pesaron tubos eppendorf vacíos luego se midió 1 mL de muestra, se llevó a la centrífuga por 5 minutos a 5000 rpm, se eliminó el sobrenadante y se pesó el tubo eppendorf con el pellet formado, por diferencia de pesos se halló la masa. Por otro lado, se realizó el conteo celular con ayuda la cámara de Neubauer en la cual se colocó 10 µL de la muestra. De esta forma se realizó las curvas de crecimiento de cada cepa.

Medición de producción de biogás por bacterias nativas.

Se prepararon sistemas que permitan medir la producción de biogás por las bacterias que rompieron el agar; los sistemas están conformados por un frasco de 100 mL, tapón de jebe, una varilla de vidrio, llave de tres vías, manguera de látex y probeta de 50 mL, como se muestra en la Fig. 12.

Previamente se preparó inóculos en caldo tioglicolato. Se esterilizó cada uno de los componentes del sistema, se preparó 80 mL de caldo tioglicolato para cada uno de los sistemas; se realizó el cálculo para inocular el mismo número de bacterias de esta forma hacer comparables las mediciones. Se estableció otro sistema donde se inculó juntas las bacterias que presentan la capacidad de producir biogás. La medición se hizo evaluando el volumen de agua desplazado en la probeta invertida en un tiempo de 10 días en el que se mantuvo los frascos en el shaker con una temperatura de 45°C. Este

proceso se hizo por tres repeticiones en el caldo tioglicolato y tres repeticiones en la propia agua residual de lavado de fibra de alpaca.

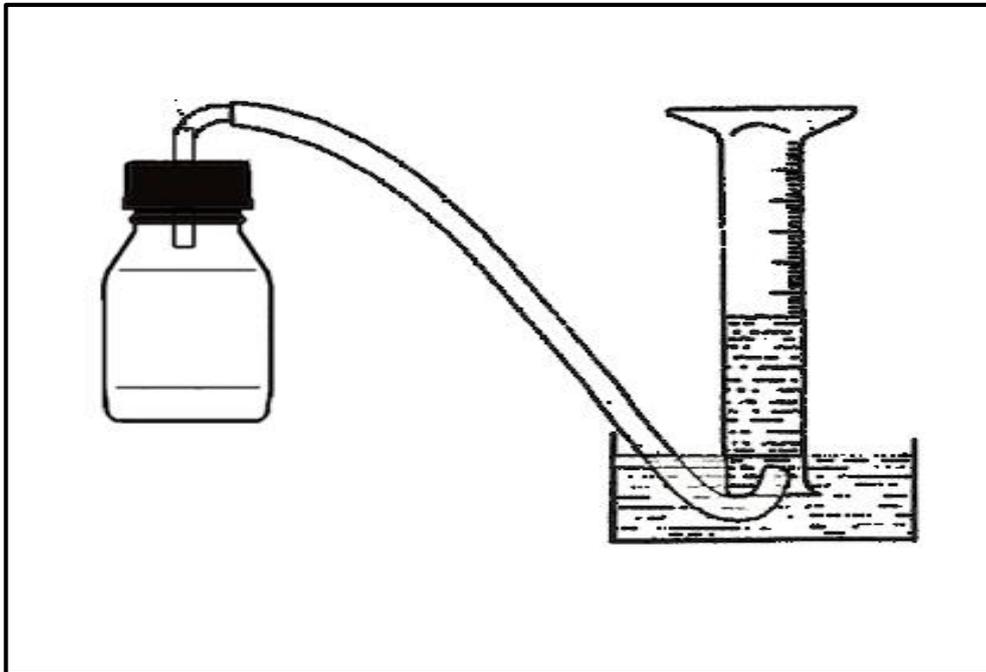


Figura 12. Conformación de sistema para medir producción de biogás.

Identificación molecular de cepas nativas anaerobias con mayor capacidad de producción de biogás.

A las bacterias seleccionadas por su capacidad de producir biogás se les realizó la identificación molecular. La identificación consiste en la extracción de ADN de la muestra usando el Kit “The MasterPure™ DNA Purification Kit” que provee todos los reactivos necesarios para la recuperación de ADN. Luego el ADN es utilizado como molde para amplificar la región 16S RNAr mediante la tecnología de la Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR). La amplificación correspondiente a la región del gen 16s RNAr se llevó a cabo usando los primer universales 27F y 1492R. Con las siguientes condiciones de PCR: 95°C for 30 seg, 50°C for 30 seg, 72°C for 45 seg. Los productos de PCR fueron purificados usando el kit Qiagen PCR purification, siguiendo las instrucciones de la compañía y finalmente secuenciados usando la técnica de Sanger que utiliza colorantes Big Dye V3.1 y leídos en un equipo ABI 3730xl.

2.2.2. Diseño y construcción del biorreactor UASB.

Se realizó el diseño del biorreactor UASB, considerando una relación de 4:1 en la altura y el ancho para un volumen total de 13.50 L. Se consideró hacer un biorreactor rectangular ^[47] para que sea más fácil la construcción de la campana GLS. Se colocó dos puntos de muestreo en una cara lateral del biorreactor.

La campana GLS se diseñó siguiendo el modelo detallado por Márquez & Martínez ^[1] los cuales indican una serie de cálculos para el diseño de la campana y de los deflectores.

Se halló la velocidad de flujo en la campana (V_C), para lo cual se consideró la velocidad ascensional de 0.4 m/h ^[45] que es una de las velocidades con mejores resultados en el procesamiento de agua residual dentro de biorreactores UASB.

$$V_C = 4 \times V_a$$

(Ec.1)

Donde:

V_C : velocidad de flujo en la campana (m/h)

V_a : velocidad ascensional (m/h)

Se halló el área de abertura de la campana,

$$A_{abertura} = \frac{Q}{V_C}$$

(Ec.2)

Donde:

$A_{abertura}$: área de abertura de la campana (m²)

Q : caudal en el biorreactor (m³/h)

V_C : velocidad de flujo en la campana (m/h)

Se determinó el área de la campana relacionando con el valor del área del biorreactor (A_R):

$$A_{campana} = A_R - A_{abertura}$$

(Ec.3)

Donde:

$A_{campana}$: área de la campana (m^2)

A_R : área del biorreactor (m^2)

$A_{abertura}$: área de abertura de la campana (m^2)

A partir del área de la campana se halló la medida del radio de la campana:

$$R_{campana} = \frac{\sqrt{A_{campana}}}{2}$$

(Ec.4)

Donde:

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

$A_{campana}$: área de la campana (m^2)

Por la diferencia existente entre el radio del biorreactor (R_r) y el radio de la campana ($R_{campana}$) se halló el valor del ancho de la abertura ($W_{abertura}$):

$$W_{abertura} = R_r - R_{campana}$$

(Ec.5)

Donde:

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

R_r : radio del biorreactor (m)

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

Finalmente se debe obtener la altura del tubo de salida (W_G) y la altura de la campana (H_G); para esto determinó usar un ángulo de 50° .

$$W_G = R_{campana} - \frac{1}{2}(W_{abertura})$$

(Ec.6)

$$H_G = W_G \tan \alpha$$

(Ec.7)

Donde:

 W_G : altura del tubo de salida (m) $R_{campana}$: radio de la campana (m) $W_{abertura}$: ancho de la abertura (m) H_G : altura de la campana (m) α : ángulo de la apertura de la campana

Todos los valores hallados corresponderán a una parte de la estructura de la campana GLS, las cuales se muestran en la Fig. 5.

Para el dimensionamiento de los deflectores Márquez & Martínez ^[1] se halló el valor del traslapo:

$$T_V = 1.5(W_{abertura})$$

(Ec. 8)

Donde:

 T_V : traslapo (m) $W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

Luego se halló los valores del ancho de los deflectores (W_D) y el valor de la longitud de los deflectores para el cual se consideró que está en función de un ángulo de 45° .

$$W_D = T_V + W_{abertura}$$

(Ec.9)

$$L_D = 2W_D \tan 45^\circ$$

(Ec.10)

Donde:

 W_D : ancho de los deflectores (m)

T_V : traslapo (m)

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

Se consideró en el diseño un sistema adicional para que permite la recirculación del efluente ^[93], se colocó dentro de este sistema una bomba sumergible y un calentador con termostato de 25 W de marca Venus Aqua.

La construcción del biorreactor se hizo en acrílico, haciéndole una base de metal y el sistema de recirculación en plástico. Los accesorios que se usaron fueron: niples de $\frac{1}{4}$, llaves de $\frac{1}{4}$, codo de $\frac{1}{4}$, manguera de $\frac{1}{4}$, reducciones de $\frac{1}{2}$ a $\frac{1}{4}$, tubo de PVC de $\frac{1}{2}$ y una válvula scheck de $\frac{1}{4}$.

Con las medidas halladas se realizó los planos, donde se observan la localización de todos los accesorios que tendrá el sistema.

2.2.3. Evaluación del proceso de nodulación en el biorreactor UASB.

Se establecieron algunas condiciones para el funcionamiento del biorreactor UASB, las cuales se detallan a continuación.

Determinación del caudal (Q).

Se utilizó el método volumétrico para determinación de caudal, para lo cual en la llave de salida del biorreactor se colocó una probeta de 100 mL y con un cronómetro se tomó un minuto ^[94]; lo que permitió determinar el caudal en L/minuto a la más baja velocidad que se pudo colocar para el flujo de entrada del biorreactor.

Determinación de la velocidad ascensional (V_a).

La velocidad ascensional (V_a) ^[46] está definida por la siguiente fórmula:

$$V_a = \frac{Q}{A}$$

(Ec.12)

Donde:

V_a : Velocidad ascensional (m/h)

Q : Caudal en el biorreactor (m^3/h)

A : Área seccional transversal del biorreactor (m^2)

Determinación del Tiempo de residencia hidráulica (THR).

Para esta medición se usó los valores antes hallados y usando la siguiente ecuación ^[3] se determinó el tiempo que demora el agua residual desde el ingreso hasta la salida del biorreactor.

$$THR = \frac{V}{Q}$$

(Ec.13)

Donde:

THR: Tiempo de residencia hidráulica (h)

V : Volumen del biorreactor (m^3)

Q : Caudal en el biorreactor (m^3/h)

Determinación de cantidad de $CaCl_2$.

Como se detalló, la presencia de Ca^{+2} mejora la adhesión entre las bacterias haciendo que el tiempo en que demora la nodulación sea menor ^[8]. Se buscó tener el $CaCl_2$ en una concentración de 200 mg/L de Ca^{+2} ^[6].

Se realizó el cálculo la cantidad de $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ para que el Ca^{+2} este en la concentración de 200 mg/L en el volumen total, y para cada cambio de los 2.4 L del depósito de recirculación también tenga la misma concentración del Ca^{+2} manteniendo la proporción.

Condiciones de operación del biorreactor.

Para la experimentación se realizó dos procesos, uno en la ausencia de Ca^{+2} y otro con la presencia del Ca^{+2} , con tres repeticiones para cada uno, para lo cual se usaron los mismos parámetros detallados en la Tabla 7. Estos dos procesos se ejecutaron colocando el agua residual del lavado de fibra dentro del biorreactor y del depósito de recirculación, además se añadió inóculo de las bacterias identificadas molecularmente; para el cálculo de la cantidad de inóculo se realizó proporcionalmente al valor que fue utilizado para la medición de biogás en los sistemas anteriores. Además, en la salida del gas se colocó una manguera la cual ingresaba dentro de una probeta invertida para observar la generación de biogás. Se dejó funcionando el reactor por un periodo de 25 días cada tres días se realizó el cambio del agua en el depósito de recirculación.

Tabla 7. Condiciones para el funcionamiento del biorreactor UASB

Parámetro	Experimentación 1	Experimentación 2
Proporción de Ca^{+2}	0 mg/L	200 mg/L
Temperatura	35 °C	35 °C
Tiempo de procesamiento	25 días	25 días
Cambio de 2.4 L	Cada 3 días	Cada 3 días

Determinación del área de los nódulos respecto al tiempo.

Se tomó muestras diarias en la primera llave del biorreactor; de cada muestra se seleccionó un nódulo aleatoriamente el cual fue llevado a una lámina porta objetos, por debajo de esta se colocó papel milimetrado; luego se observó al microscopio y se tomó una fotografía la cual fue exportada al programa AutoCad 2011. En el cual mediante la herramienta área se determinó el área de cada uno de los nódulos para la elaboración de las curvas de desarrollo de nódulos de cada experimentación con sus tres repeticiones.

Determinación de producción de nódulos.

Al finalizar cada uno de los procesos se midió el volumen generado de nódulos por el volumen de agua residual tratado. Estos fueron conservados para su utilización en los siguientes procesos.

Análisis de parámetros iniciales y finales.

En esta etapa de la experimentación únicamente se midió si existe o no producción de gas, sin medirla debido a que se produjeron mínimas cantidades. Por otro lado, se midió inicial y final de los parámetros de pH con cintas indicadoras de pH, conductividad, salinidad, SDT con el uso del Conductímetro Schott Handylab LF1 digital, y SST por el método gravimétrico.

Conductividad.

Es la medida de la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica; esta capacidad es dependiente de la presencia de iones. Se expresa en micro siemens por centímetro ^[95].

Sólidos disueltos totales (SDT)

Materia suspendida o disuelta en un medio acuoso, se puede hallar por métodos gravimétricos o relacionando con la conductividad ^[95].

Salinidad.

Es la medida de la masa de sales disueltas en un volumen de solución, es adimensional y está relacionada con la conductividad ^[95].

Sólidos suspendidos totales (SST).

Son los sólidos que quedan retenidos por el filtro y que posteriormente se secan a 105°C ^[95]. El método usado es el gravimétrico para lo cual se pesó un papel filtro de 2 µm de poro y se filtró al vacío 50 mL de muestra luego se llevó el papel filtro a secado a una temperatura de 105°C por una hora y luego se pesa nuevamente el papel filtro ^[95]. Se aplica la siguiente fórmula para la determinación de SST en mg/L.

$$SST = \frac{(A - B)}{V} \times 1000$$

(Ec.14)

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales (mg/L)

A: Peso final del conjunto con el residuo seco, en mg.

B: Peso inicial del conjunto, en mg.

V: Volumen de la muestra (mL)

2.2.4. Determinación de los parámetros de funcionamiento del biorreactor UASB.

En esta etapa se buscó determinar el tiempo necesario que debe permanecer el agua residual de lavado de fibra de alpaca hasta lograr la máxima depuración del sistema. Se mantuvo el valor de V_a y de temperatura el proceso duró 20 días; haciendo tres repeticiones, en este caso se colocó un globo con volumen conocido para almacenar el biogás y poder medir la composición del mismo.

Evaluación de nodulación inicial y final

Antes de iniciar cada una de las repeticiones del proceso se incorporó los nódulos generados en las experimentaciones anteriores, midiendo el volumen de nódulos y tomando 3 nódulos a los cuales se les midió el área como se hizo anteriormente. Al finalizar los procesos se midió el volumen generado de nódulos por el volumen de agua residual tratado además de medir el área de 3 nódulos. El volumen de carga de los nódulos fue el mismo para los tres procesos.

Evaluación de la producción de biogás.

Se contabilizó el volumen total de producción de gas, además de medir la composición del gas con el medidor de gases Multitec^R 540, el cual mide CH_4 , CO_2 , H_2O y O_2 .

Análisis de parámetros.

Se tomó muestras del agua residual tratada en la salida del biorreactor todos los días y fue conservada en refrigeración. Para realizar la medición de la conductividad, salinidad y SDT se tomó una porción de 25 mL y se midió con el Conductímetro Schott Handylab LF1 digital, se realizó el mismo procedimiento para las tres repeticiones.

También se realizó la medición de SST para lo cual se usó el método gravimétrico descrito anteriormente ^[95].

Determinación de tiempo de digestión.

Analizando los parámetros a lo largo de los 20 días se determinó el tiempo de digestión necesario para tener una depuración del agua residual.

2.2.5. Evaluación de eficiencia del proceso de depuración del agua residual y la producción de biogás.

Finalmente se determinó la eficiencia del proceso, el biorreactor fue cargado con los nódulos formados y el agua residual del lavado de fibra de alpaca, para este proceso se mantuvo el valor de V_a y de temperatura; con el tiempo determinado con el método anterior, de igual forma se colocó un globo con volumen conocido para almacenar el biogás y poder medir la composición del mismo.

Evaluación inicial de parámetros.

Se tomó un litro de muestra inicial la cual fue llevada al laboratorio de control de calidad de la UCSM para que se le realice la medida de los parámetros de DQO, DBO, Aceites y Grasas y SST; que son los parámetros que se encuentran dentro del D.S. N° 021-2009-Vivienda ^[28].

Evaluación de nodulación inicial y final.

Al iniciar el proceso se midió el volumen de nódulos con los cuales se cargará el biorreactor y aleatoriamente se midió el área de tres nódulos. Al finalizar el proceso se midió el volumen generado de nódulos por el volumen de agua residual tratado además de medir el área de tres nódulos.

Evaluación final de parámetros

Al término de la operación del biorreactor se tomó un litro de la muestra final la cual fue llevada al laboratorio de control de calidad de la UCSM para que se le realice las pruebas de DQO, DBO, Aceites y Grasas y SST.

Al tener estos resultados se realizó una determinación del ahorro que se tendrá por efecto de cumplir con la normativa vigente, este cálculo se hizo según la Resolución de consejo directivo N° 025-2011-SUNASS-CD ^[32].

Además, se determinó el porcentaje de remoción ^[3] para cada uno de los parámetros.

$$\% \text{ Remoción} = \frac{(\text{Parámetro}_{\text{Afluyente}} - \text{Parámetro}_{\text{Efluyente}})}{\text{Parámetro}_{\text{Afluyente}}} \times 100$$

(Ec.15)

Evaluación de la producción de biogás.

Se contabilizó el volumen total de producción de gas, además de medir la composición del gas con el medidor de gases Multitec^R 540, el cual mide CH₄, CO₂, H₂O y O₂ por cada uno de los globos llenados durante el proceso.

Capítulo III: Resultados y Discusiones

3.1. Aislamiento e identificación de bacterias nativas del agua residual del procesamiento de fibra de alpaca.

3.1.1. Aislamiento de cepas nativas en muestras de agua residual del lavado de fibra de alpaca.

La ubicación del crecimiento de las cepas en el caldo tioglicolato determina el tipo de microorganismo; por la naturaleza del biorreactor que usamos se requiere de bacterias anaerobias. Por esta razón luego de haber pasado los siete días dentro de la incubadora se retiraron los tubos y se observó en cada uno el crecimiento mostrado en la Fig. 13, tomó la muestra de la parte inferior del tubo que es donde se desarrollan las cepas anaerobias.

Al realizar la siembra en agar sangre de cada una de las muestras, se obtuvo varias cepas aislando dos por cada uno de los tipos de muestras que fueron procesadas de esta

forma se aisló seis cepas macroscópicamente diferentes: efluente 1, efluente 2, sedimentador 1, sedimentador 2, lodo 1 y lodo 2. En la Fig. 14 se observan las placas de agar sangre con cada una de las cepas aisladas.



Figura 13. Tubos con caldo tioglicolato.

Luego, a cada una de estas cepas se les realizó la tinción de Gram obteniendo los datos mostrados en la Tabla 8, y en el Anexo 4 se muestra el panel fotográfico de la tinción por cada una de las muestras.

Tabla 8. Resultados de la coloración de Gram para cada cepa aislada.

Cepa	Tipo/Gram
Efluente 1	Bacilo Gram +
Efluente 2	Cocos Gram -
Sedimentador 1	Cocos Gram -
Sedimentador 2	Cocos Gram -
Lodo 1	Cocos Gram -
Lodo 2	Bacilo Gram +

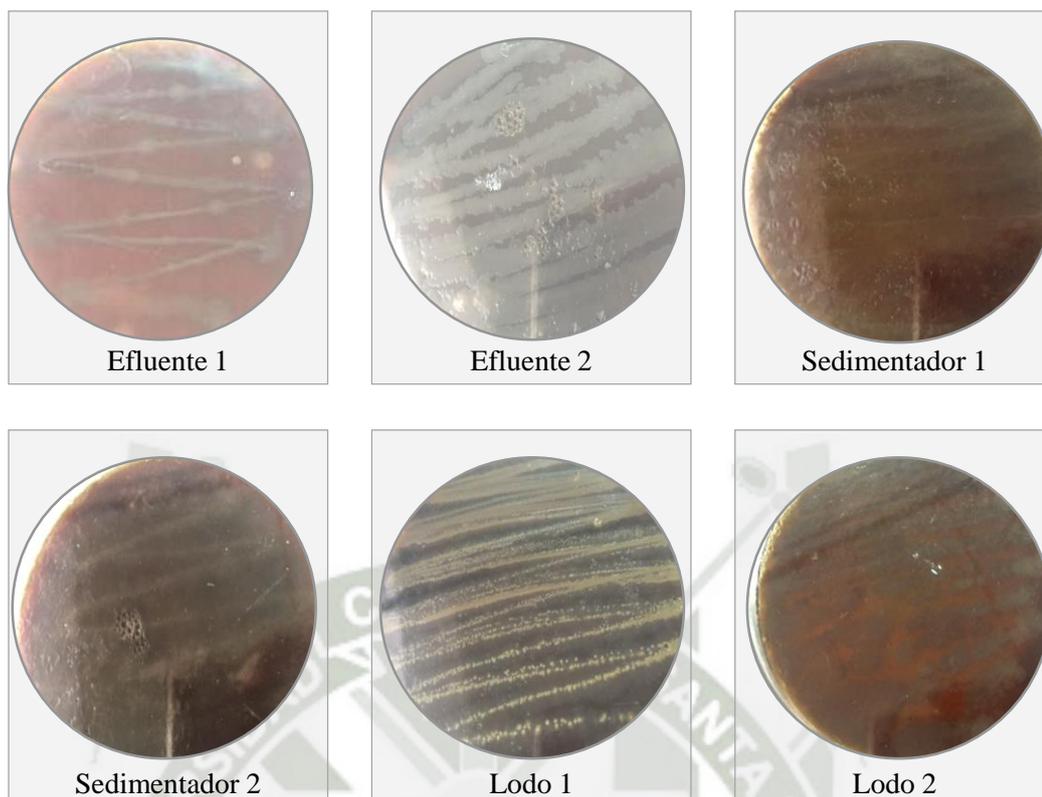


Figura 14. Placas de Agar sangre con cepas aisladas.

En biorreactores anaerobios, se encontró gran cantidad de bacterias Gram positivas esto mencionado por Kröber et al. ^[96], lo que nos indicaría que las cepas Efluente 1 y Lodo 2 podrían ser usadas dentro del biorreactor UASB para aumentar la eficiencia del proceso.

3.1.2. Identificación de cepas con capacidad de producir biogás.

Las bacterias aisladas de la propia agua residual además de ser anaerobias deben producir biogás por esta razón al utilizar el caldo tioglicolato y agregarle agar agar e inocular estos tubos con las cepas aisladas, permitió observar cuales son las cepas que producen biogás evidenciado por la ruptura del agar dentro del tubo de ensayo. Mostrando que de las 6 cepas aisladas únicamente las cepas Efluente 1 y Lodo 2 tienen esta capacidad como se detalla en la Tabla 9. El panel fotográfico se encuentra en el Anexo 5.

Tabla 9. Resultados de producción de biogás evidenciado por la ruptura del agar.

Cepa	Producción de biogás
Efluente 1	Positivo
Efluente 2	Negativo
Sedimentador 1	Negativo
Sedimentador 2	Negativo
Lodo 1	Negativo
Lodo 2	Positivo

3.1.3. Elaboración de curvas de crecimiento de cepas nativas.

Una vez seleccionadas las dos cepas que tienen la capacidad de producir biogás se les realizó a cada una su curva de crecimiento. La Fig. 15 y la Fig. 16 muestran las curvas de crecimiento relacionando el N° de bacterias con el tiempo para cada una de las cepas Efluente 1 y Lodo 2 respectivamente; en las Fig. 17 y 18 se relaciona la masa con el tiempo para cada una de las cepas Efluente 1 y Lodo 2.

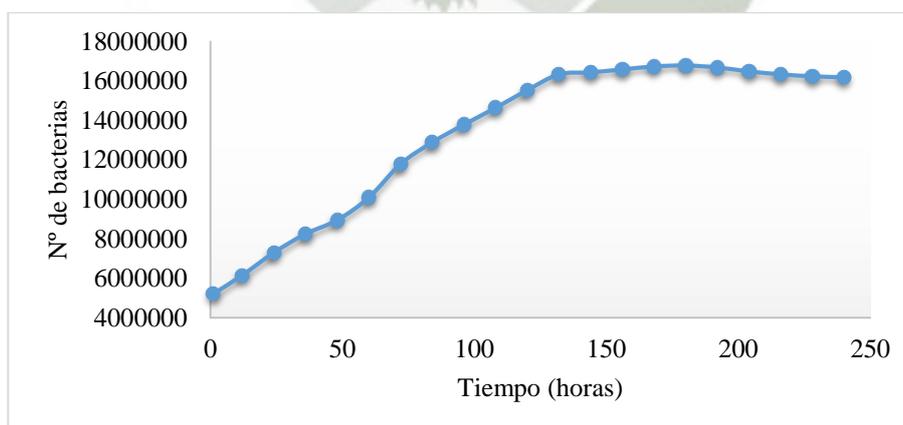


Figura 15. Curva de crecimiento relacionando N° de bacterias con el tiempo de la cepa Efluente 1.

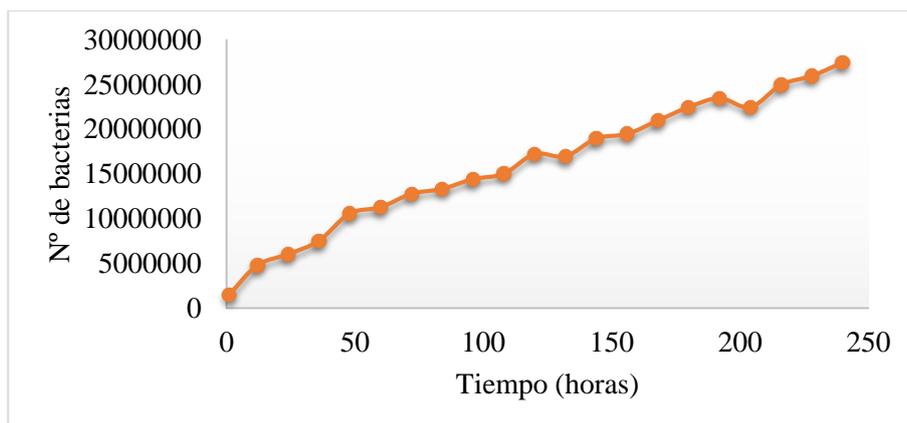


Figura 16. Curva de crecimiento relacionando Nº de bacterias con el tiempo de la cepa Lodo 2.

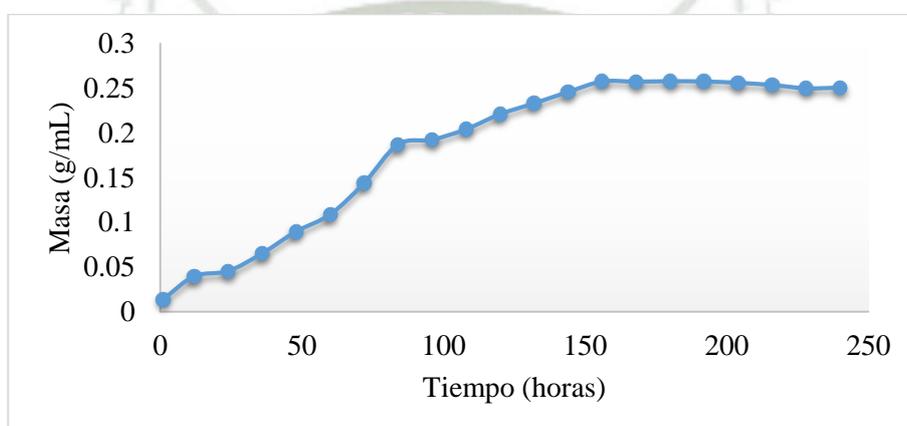


Figura 17. Curva de crecimiento relacionando g/mL de bacterias con el tiempo de la cepa Efluente 1.

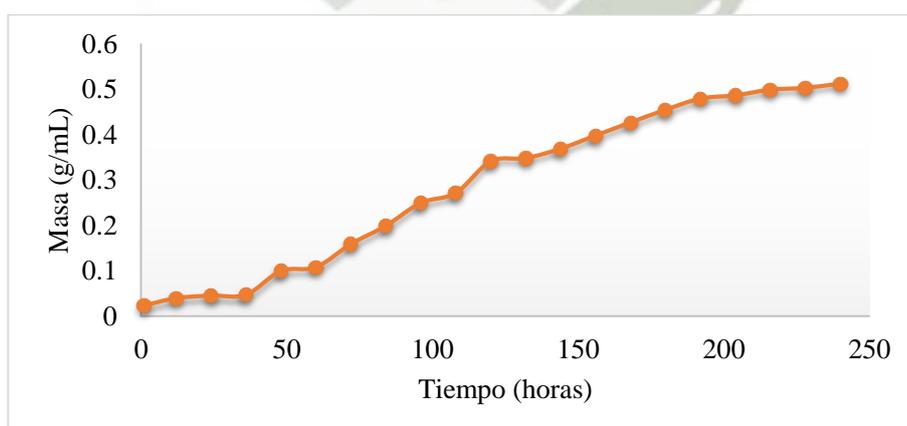


Figura 18. Curva de crecimiento relacionando g/mL de bacterias con el tiempo de la cepa Lodo 2.

Ambas cepas Efluente 1 y Lodo 2 en un tiempo de 4 días y medio se observa que las bacterias entran en la etapa estacionaria de su crecimiento; esto se puede observar en las Fig. 19 y 20 se muestran las curvas de crecimiento por cada cepa relacionando el Log (N° de bacterias) con el tiempo, donde se distinguen tres de las cuatro etapas de desarrollo bacteriano; la fase de latencia, la fase exponencial y la fase estacionaria.

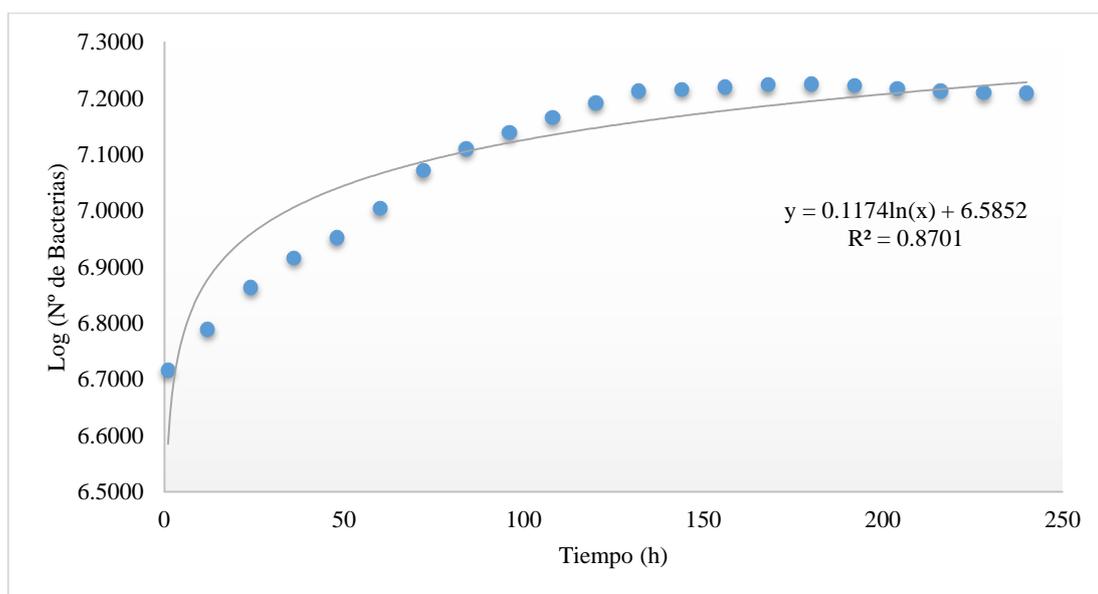


Figura 19. Curva de crecimiento bacteriano para la cepa Efluente 1.

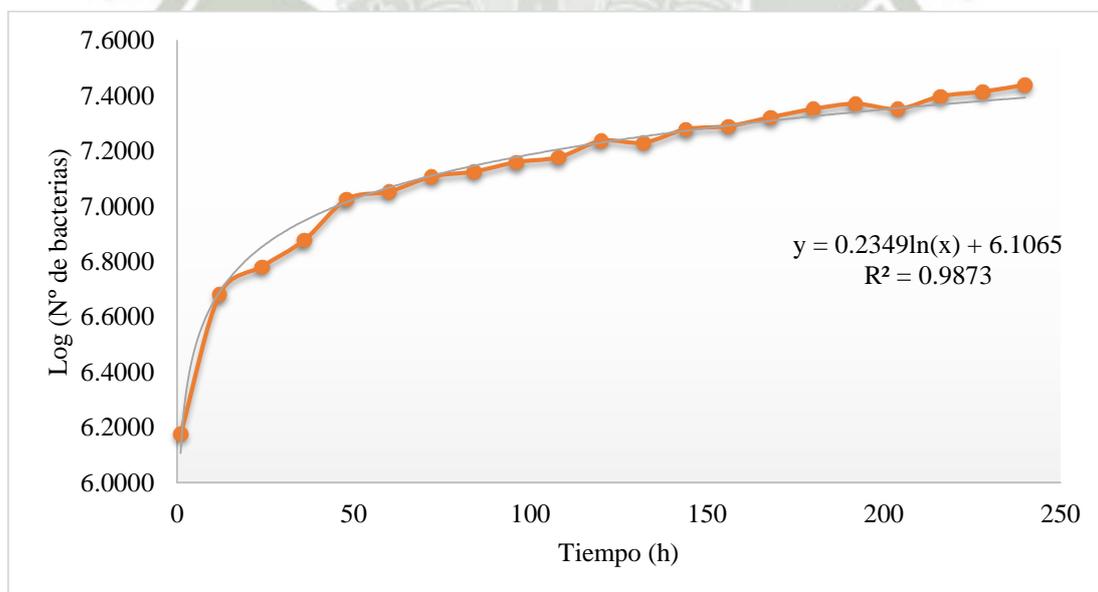


Figura 20. Curva de crecimiento bacteriano para la cepa Lodo 2.

3.1.4. Medición de producción de biogás por bacterias nativas.

Una vez armados los sistemas como se observa en la Fig. 21, se inoculó con 3×10^6 bacterias para hacer las medidas comparables. Los inóculos se dejaron en la incubadora de CO₂ por 4 días, se hizo la determinación de la masa en 1 mL de inóculo y esto permite comparar con los datos hallados en la curva y así determinar el número de bacterias. Luego se determinó el volumen de inóculo requerido por cada uno de los sistemas mostrado en la Tabla 10.

Tabla 10. Determinación de volumen de inóculo.

Nombre	Datos de la curva		Masa en el inóculo			N° de Bacterias/mL	Volumen requerido (mL)
	Masa (g/mL)	N° de Bacterias/mL	Peso de Eppendorf Vacío	Peso de Eppendorf con Pellet	Masa (g/mL)		
Efluente 1	0.1926	1.38E+07	0.7545	0.9041	0.1496	1.07E+07	0.280
Lodo 2	0.2496	1.45E+07	0.8049	0.9692	0.1643	9.51E+06	0.315



Figura 21. Sistema para la medición de la producción de biogás.

Se realizó 3 repeticiones en el caldo tioglicolato y otras 3 en el agua residual por cada una de las cepas y otro sistema donde se inoculó ambas cepas en partes iguales es

decir 1.5×10^6 de bacterias de la cepa Efluente 1 y 1.5×10^6 de bacterias de la cepa Lodo 2; los resultados se exponen en la Fig. 22; se puede apreciar un descenso considerable en la producción de biogás en el agua residual ya que esta no posee la misma cantidad de nutrientes que el caldo tioglicolato que por su composición favorece el desarrollo de las bacterias y en consecuencia la producción de biogás.

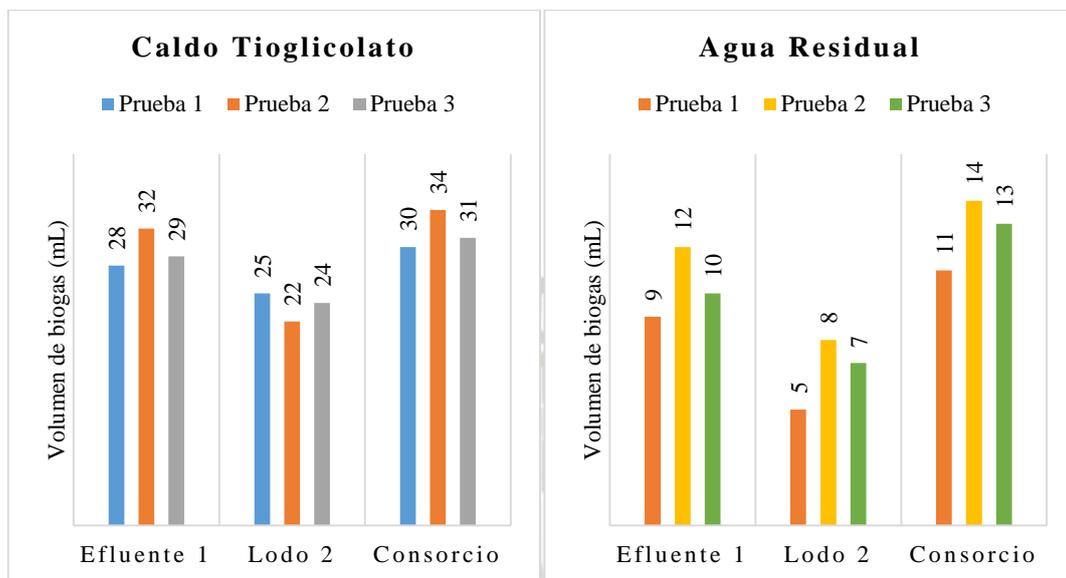


Figura 22. Producción de biogás por las cepas y el consorcio

De la medición del gas podemos determinar que el consorcio favorece la producción de biogás en los sistemas; lo que determinará el uso de ambas cepas para inocular el biorreactor.

3.1.5. Identificación molecular de cepas nativas anaerobias con mayor capacidad de producción de biogás.

Las cepas aisladas fueron secuenciadas molecularmente, la secuencia de ADN fue comparada en BLAST de NCBI para encontrar a que bacterias presentan mayor porcentaje de homología, los resultados se muestran en la Tabla 10. Ambas bacterias pertenecen a la misma especie.

Tabla 11. Resultados de secuenciación de cepas

Cepa	Género y especie con mayor homología	% de Homología
Efluente 1	<i>Lysinibacillus</i> sp.	99
Lodo 2	<i>Lysinibacillus varians</i>	98

La cepa *Lysinibacillus* ha sido usada para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil presentando gran eficiencia en el proceso ^[97]. Por otro lado, Kim et al. ^[98] informan que la cepa *Lysinibacillus* participa en la degradación de ácidos grasos de cadena larga; justificando su participación durante el proceso de degradación anaerobia que se da en el biorreactor UASB.

3.2. Diseño y construcción del biorreactor UASB.

Se diseñó el biorreactor UASB de forma rectangular con 150 mm de ancho y una altura de 600 mm; esto para mantener la relación de 4:1 y obtener un volumen total dentro del biorreactor de 13.50 L; se colocaron dos llaves para tomas de muestra una en la parte central del biorreactor y otra a 50 mm de altura desde la base del biorreactor; el plano se muestra en el Anexo 8.

El biorreactor cuenta con el ingreso del efluente en la parte inferior del biorreactor usando una manguera de $\frac{1}{4}$ de pulgada; conectada al sistema de recirculación de 2.4 L el cual con el uso de la bomba impulsa el efluente dentro del biorreactor y al cual llega otra manguera la cual está conectada a la salida del biorreactor; como se muestra el diseño 3D en la Fig. 23.

Para el diseño de la campana GLS y de los deflectores se siguió el método detallado por Márquez & Martínez ^[1] y considerando las recomendaciones de Lettinga & Hulshoff Pol ^[50]; partiendo de la consideración de la velocidad ascensional de 0.4 m/h se calculó la velocidad de flujo en la campana (V_C) obteniendo un valor de 1.6 m/h.

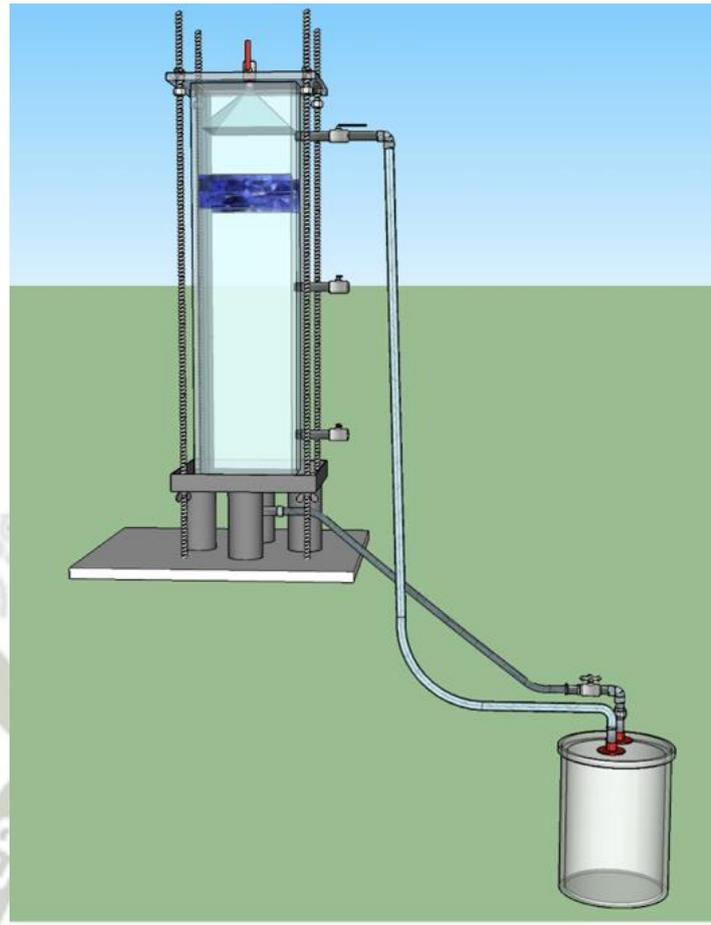


Figura 23. Diseño 3D del biorreactor UASB y el sistema de recirculación.

Antes de hacer la siguiente determinación es necesario hallar el caudal ideal para tener la velocidad de 0.4 m/h el cual fue de $0.009 \text{ m}^3/\text{h}$; con este cálculo se halló la abertura de campana dando un valor de 0.0056 m^2 . Para la determinación del área de la campana se usó el valor de área del biorreactor la cual fue de 0.0225 m^2 obteniendo un valor de 0.0169 m^2 para el área de la campana. Con esto se determinó el valor de radio de campana de 0.0650 m; la diferencia entre este valor y del radio del biorreactor nos permite hallar el ancho de la abertura el cual fue de 0.0100 m. finalmente se obtuvo el valor de la altura del tubo de salida y la altura de la campana con un ángulo de 50° teniendo los valores de 0.0600 m y 0.0715 m respectivamente. Todos los cálculos en el Anexo 9 y los planos de diseño en el Anexo 10.

Los deflectores fueron diseñados siguiendo la misma metodología Márquez & Martínez ^[1] se halló el valor del traslapo de 0.0150 m; y obteniendo un ancho del

deflector de 0.0250 m y la longitud 0.0500 m. Con las medidas halladas se realizó los planos, donde se observan la localización de todos los accesorios que tendrá el sistema Anexo 10.

El biorreactor fue construido en acrílico, los accesorios usados fueron: 11 niples de $\frac{1}{4}$, 4 válvulas de bola de $\frac{1}{4}$, 3 codos de $\frac{1}{4}$, 2 reducciones de $\frac{1}{2}$ a $\frac{1}{4}$, 1 válvula de compuerta de $\frac{1}{2}$, 3 niples de $\frac{1}{2}$, 1 codo de $\frac{1}{2}$ y 1 válvula ckeck de $\frac{1}{2}$.

3.3.Evaluación del proceso de nodulación en el biorreactor UASB.

El proceso de nodulación dentro del biorreactor se da en cuatro etapas en las cuales también se pueden considerar los diferentes modelos: primera etapa es el transporte o movimiento de bacterias en la cual se da el primer contacto entre las bacterias ^[74] donde también los sólidos suspendidos tienen un papel importante como se detalló en el modelo de crecimiento en sólidos suspendidos colonizados ^[70] permitiendo que estos sirvan de primer soporte para comenzar a desarrollarse los nódulos.

La segunda etapa la adsorción inicial o el contacto multicelular estable, donde se establece un contacto más estable que es difícil de romper en esta parte del proceso juega un papel importante la atracción por cargas opuestas que serán dadas por un ion positivo multivalente que neutralice las cargas de las bacterias generando que la unión se haga más fuerte esto como fue descrito en el modelo unión a iones positivos multivalentes ⁽⁹⁾.

La tercera etapa es la adhesión irreversible o la maduración de la agregación celular ^[74]; en esta etapa la generación de polímeros extracelulares generados dentro del mismo nódulo en consecuencia del hidrógeno que se forma durante todo el proceso de degradación permite tener anclajes más fuertes como lo indica el modelo de Capetown ^[99].

La cuarta etapa es la formación del nódulo bacteriano o la multiplicación de las bacterias en esta etapa se da el crecimiento de los nódulos hasta formar uno que tenga diferentes grupos bacterianos sean dados del inóculo o de la propia carga microbiana

con la que cuenta el agua residual generando un nódulo como indica el modelo de multicapa ^[99] con diferentes grupos bacterianos dentro, además de ser una microcolonia simtrófica que permite que toda la degradación se dé dentro del mismo nódulo.

3.3.1. Determinación del caudal.

Al realizar la medición con el método volumétrico colocando una probeta al final de la manguera de la salida del efluente se encontró que se tenía un caudal de 160 mL por minuto siendo 0.16 L/min el caudal con el cual trabajó el biorreactor.

3.3.2. Determinación de la velocidad ascensional.

Haciendo uso del caudal de 0.16 L/min que equivale a 0.0096 m³/h y el área transversal del biorreactor que es de 0.0225 m² se pudo hallar la velocidad ascensional con la ecuación 12.

$$V_a = \frac{Q}{A}$$

(Ec.12)

Donde:

V_a: Velocidad ascensional (m/h)

Q: Caudal en el biorreactor (m³/h)

A: Área seccional transversal del biorreactor (m²)

$$V_a = \frac{Q}{A}$$

$$V_a = \frac{0.0096 \frac{m^3}{h}}{0.0225 m^2}$$

$$V_a = 0.4267 \frac{m}{h}$$

Como se revisó la velocidad ascensional es uno de los factores más importantes para el arranque del biorreactor y para la formación de nódulos; se reporta que una V_a entre 0.1 y 1.4 m/h facilitará el contacto entre el efluente y los nódulos además de no arrastrar a los nódulos al no representar altas velocidades ^[45], además Gonçalves et al. ^[100] demostraron que al aumentar la velocidad ascensional se observa una disminución de la eficiencia en la depuración del agua residual.

Por el contrario, Wiegand ^[101] explica que al aumentar la velocidad facilita la separación de burbujas de gas. Manheim ^[57] coincide con que es mejor bajas velocidades con el fin de proporcionar un buen contacto del sustrato con la biomasa ^[56].

3.3.3. Determinación del Tiempo de residencia hidráulica (THR).

El tiempo de residencia hidráulica (THR), permite conocer el tiempo que demora el agua residual desde su ingreso hasta su salida, esto se calculó con la ecuación 13 de Morillo y Fajardo ^[3]:

$$\text{THR} = \frac{V}{Q}$$

(Ec.13)

Donde:

THR: Tiempo de residencia hidráulica (h)

V: Volumen del biorreactor (m^3)

Q: Caudal en el biorreactor (m^3/h)

$$\text{THR} = \frac{V}{Q}$$

$$\text{THR} = \frac{12.15 \text{ L}}{230 \text{ L/d}}$$

$$\text{THR} = 0.05 \text{ d}$$

$$\text{THR} = 1.26 \text{ h}$$

Este resultado indica que en un tiempo de 1.26 horas el agua que ingresa al biorreactor está saliendo cumpliendo un ciclo de tratamiento; pero no es el tiempo total del tratamiento debido a que el sistema se mantiene en recirculación. Para esta parte de la experimentación se consideró un tiempo total de 20 días.

3.3.4. Determinación de cantidad de CaCl_2 .

La concentración de Ca^{+2} con la que se trabajó fue de 200 mg/L; esto debido a los buenos resultados que presenta el añadir Ca^{+2} al sistema en esa proporción [8], esto es para mejorar el proceso de nodulación.

Se determinó la cantidad de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ requerido para mantener la proporción por un lado en el volumen total del biorreactor de 12.15 L y la cantidad para los 2.4 L que estuvieron en el sistema en recirculación. Se debe considerar que esta agua que está dentro de la recirculación será cambiada cada tres días para incorporar nuevos nutrientes al sistema y mejorar el proceso de nodulación.

$$200 \frac{\text{mgCa}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ mol Ca}}{40028 \text{ mg Ca}} \times \frac{1 \text{ mol CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}{1 \text{ mol Ca}} \times \frac{147014,8 \text{ mg CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}{1 \text{ mol CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}$$

$$734,5598 \frac{\text{mg CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}}{\text{L}}$$

Se requirió 0.73456 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}/\text{L}$ entonces para el biorreactor el cual tiene un volumen efectivo de 12.15 L se usó 8.9249 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y para el sistema de recirculación que tiene un volumen de 2.4 L se requerirá 1.7629 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

3.3.5. Condiciones de operación del biorreactor.

En el arranque se consideró inocular el biorreactor, como es sugerido por Noyola y Moreno ^[7] que indican que al aumentar la carga microbiana dentro del biorreactor permitirá que al aplicarse el modelo de presión de selección no salgan todos los microorganismos al existir más microorganismos que no estén tan dispersos.



Figura 24. Arranque del biorreactor

El inóculo fue preparado en caldo tioglicolato pasados 4 días se hizo la determinación de la masa de 1 mL de inóculo para comparar con los datos obtenidos en la curva de crecimiento para determinar el número de bacterias y con esto se hizo una relación considerando que para 80 mL usados en la prueba para la producción de biogás se usó 1.5×10^6 bacterias de cada cepa. Los datos son mostrados en la Tabla 12.

Tabla 12. Determinación de volumen de inóculo para el biorreactor.

Nombre	Datos de la curva		Masa en el inóculo			Nº de Bacterias/mL	Volumen (mL) para 80 mL	Volumen (mL) para 12150 mL
	Masa (g/mL)	Nº de Bacterias/mL	Peso de Eppendorf Vacío	Peso de Eppendorf con Pellet	Masa (g/mL)			
Efluente 1 <i>Lysinibacillus sp.</i>	0.1926	1.38E+07	0.7583	0.8113	0.053	3.80E+06	0.3950	59.9901
Lodo 2 <i>Lysinibacillus varians</i>	0.2496	1.45E+07	0.8067	0.8829	0.0762	4.43E+06	0.3389	51.4704

Se llenó el biorreactor con el agua residual, se inoculó el biorreactor con los volúmenes indicados y se añadió el $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ como se muestra en la Fig. 24.

3.3.6. Determinación del área de los nódulos respecto al tiempo.

Luego de hacer la medición con el AutoCad 2011 usando la herramienta área la cual permite determinar el área de una forma demarcada. Se hizo las mediciones por cada una de las experimentaciones y sus repeticiones se hallaron los valores que fueron graficados y son mostrados en la Fig. 25 para el Experimento 1 sin presencia de Ca^{+2} en sus tres repeticiones del proceso.

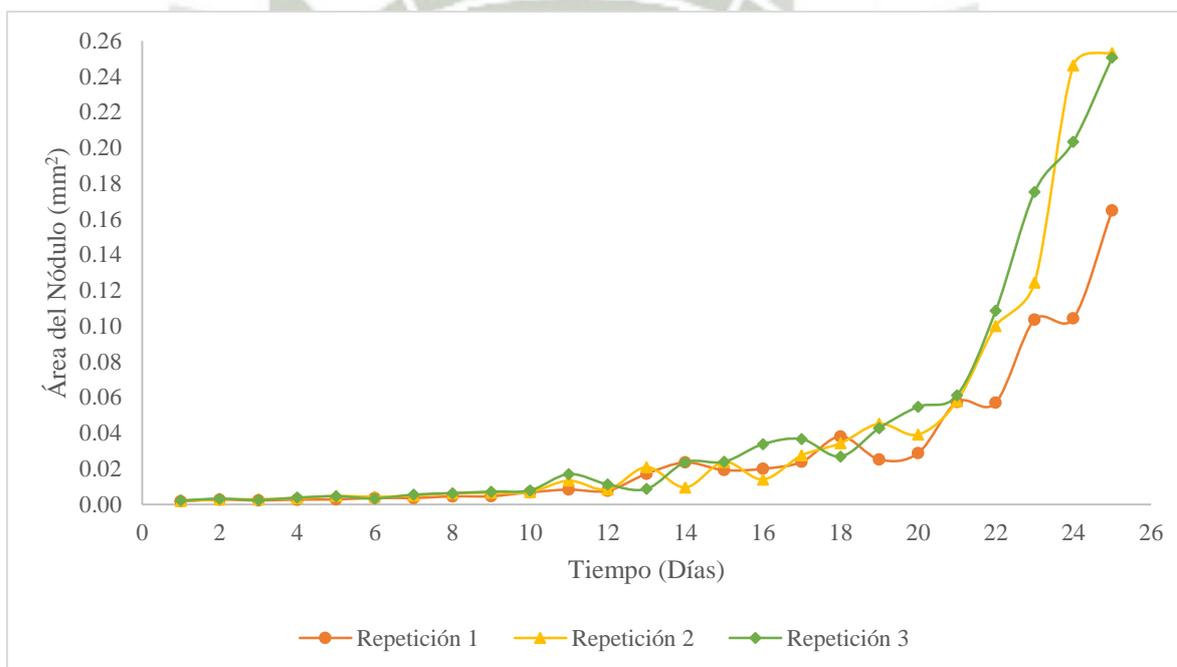


Figura 25. Desarrollo de nódulos en el Experimento 1 (Sin Ca^{+2})

Como se observa en el experimento sin la presencia de Ca^{+2} se alcanzó áreas de nódulos menores a 0.26 mm^2 en la repetición 1 se alcanzó un área de 0.1649 mm^2 , en el caso de la repetición 2 se alcanzó un área de 0.2532 mm^2 y un área de 0.2506 mm^2 en la tercera repetición.

En la Fig. 26 se muestra el desarrollo nodular en el Experimento 2 con la presencia de Ca^{+2} . En este caso se obtuvieron áreas con valores cercanos a 11.00 mm^2 ; en la repetición 1 el área fue de 8.1468 mm^2 , en el caso de la repetición 2 se alcanzó un área de 10.5383 mm^2 y en la tercera repetición se obtuvo un área de 9.6712 mm^2 .

La variación en el tamaño de los nódulos en las distintas repeticiones en ambos casos se debe a que el agua residual tiene variación de composición haciendo que el crecimiento de las bacterias inoculadas sea distinto.

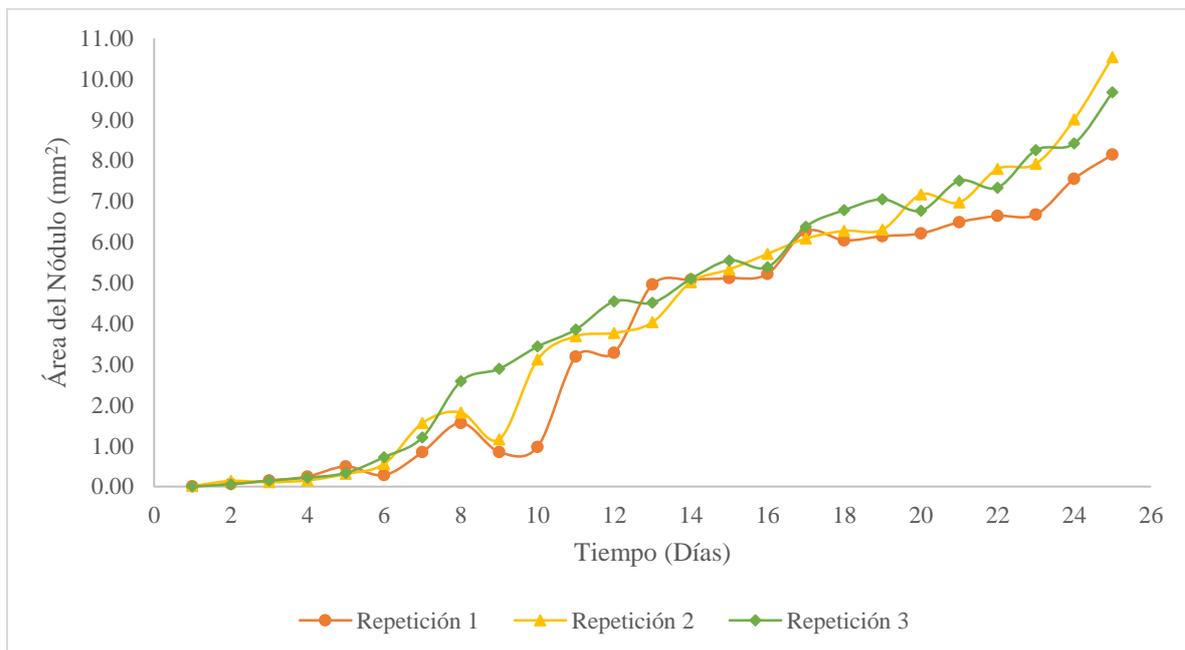


Figura 26. Desarrollo de nódulos en el Experimento 2 (Con Ca^{+2}).

Además, se promedió los valores de los nódulos correspondientes a cada día por cada experimentación; para comparar los dos experimentos esto se muestra en la Fig. 27.

Existe una diferencia del tamaño de los nódulos en cada una de las experimentaciones, esto es debido a que el incluir Ca^{+2} en el proceso mejoramos la segunda etapa de la nodulación la adsorción inicial o el contacto multicelular estable; puesto que el Ca^{+2} aportará las cargas positivas necesarias para neutralizar las negativas propias de las bacterias y hacer que se unan unas con otras; actuando como un floculante [8], el Ca^{+2} de la misma forma está implicado en la tercera etapa ya que este también está

presente en los polímeros extracelulares, al aumentar la cantidad del mismo hará que el material que se forme sea más pegajoso [64].

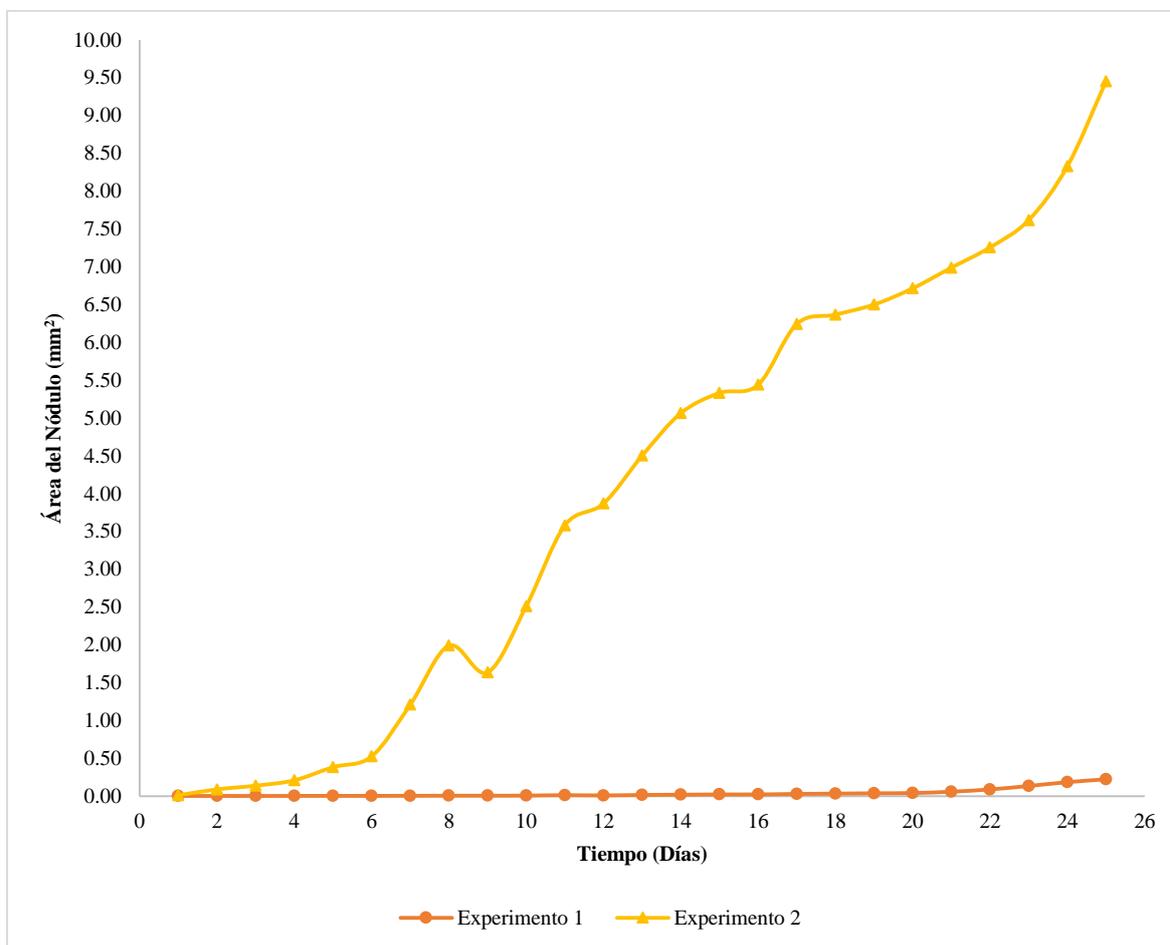


Figura 27. Comparación del desarrollo nodular de las dos experimentaciones

A. Se muestra el desarrollo nodular para el Experimento 1 (Sin Ca²⁺) en sus tres repeticiones, B. Se muestra el desarrollo nodular para el Experimento 2 (Con Ca²⁺).

En el día 25 se obtiene de la primera experimentación (sin Ca²⁺) un nódulo de área promedio de 0.1978 mm² mientras que en la segunda experimentación (con Ca²⁺) se tiene un nódulo de área promedio de 8.1838 mm², todos los datos obtenidos se encuentran en el Anexo 11; en la Fig. 28 se muestran las imágenes del nódulo de mayor tamaño de ambas experimentaciones.

En la experimentación sin adicionar el Ca²⁺ se observa un desarrollo, pero es lento por esta razón se reportan periodos de arranque de 3 [102] hasta 5 meses [103]; siendo este el tiempo necesario para que en el biorreactor se desarrollen los nódulos bacterianos.

El tamaño de nódulos al incorporar el Ca^{+2} es mayor; haciendo que el tiempo de arranque sea menor; esto es semejante con los diferentes estudios en los cuales reportan un aumento del tamaño de los nódulos al incorporar el CaCl_2 en una concentración de 200 mg/L de Ca^{+2} en tiempos de 21 y 28 días ^[8]; además se indica que el calcio mejora las propiedades de precipitación al aumentar la densidad; sin afectar el pH y la producción de gas ^[104]. Se reportan nódulos de 7.0686 mm^2 ^[2, 3] con una forma ovalada y muy compactos.

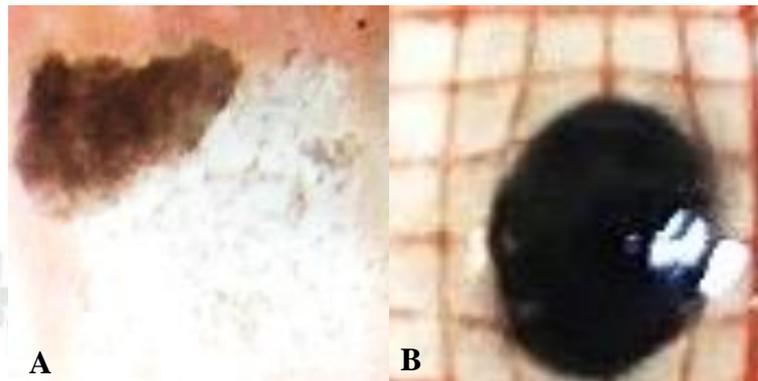


Figura 28. Imagen de nódulos en cada proceso luego de 25 días.

A. Nódulo de mayor tamaño en experimentación 1 (sin Ca^{+2}) en cuadrícula de 1 mm^2 . B. Nódulo de mayor tamaño en experimentación 2 (con Ca^{+2}) en cuadrícula de 25 mm^2 .

3.3.7. Determinación de producción de nódulos.

Pasados los 25 días se dejó sedimentar los nódulos por un periodo de 3 horas permitiendo de esta forma que los nódulos estén en el fondo del biorreactor, y poder medir el volumen de nódulos generados al final de cada uno de las experimentaciones y de las repeticiones. Se obtuvo volúmenes diferentes los cuales están mostrados en la Tabla 13.

El valor de volumen de agua tratado corresponde a los 12.15 L que tiene el biorreactor sumados con los 2.4 L del tanque de recirculación y los ocho cambios que se hizo de estos 2.4 L.

Además del tamaño de los nódulos se observa que existe gran diferencia entre los volúmenes generados en ambas experimentaciones debido a la incorporación del Ca^{+2} al sistema. Los nódulos generados durante este proceso se conservaron para ser usados en la siguiente experimentación.

Tabla 13. Volumen de nódulos generados en Experimentación 1 y 2.

Parámetro	Experimentación 1			Experimentación 2		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Volumen (L) de agua tratada	33.75	33.75	33.75	33.75	33.75	33.75
Volumen (m ³) de agua tratada	0.0337	0.0337	0.0337	0.0337	0.0337	0.0337
Volumen (L) de nódulos	5	5	5	5	5	5
Volumen (m ³) de nódulos	0.33	0.45	0.35	1.03	0.81	0.95
m ³ de nódulos por m ³ de agua tratada	0.0003	0.0004	0.0003	0.0010	0.0008	0.0009
	3	5	5	3	1	5
	0.0097	0.0133	0.0102	0.0305	0.0239	0.0280
	8	3	2	8	7	6

3.3.8. Análisis de parámetros.

Los parámetros iniciales y finales de cada una de las experimentaciones y de las repeticiones se muestran en el Anexo 12; en la Tabla 14 se muestran los porcentajes de remoción promedio en cada una de las Experimentaciones; como se observa el porcentaje de remoción en el Experimento 2 es mayor que en el Experimento 1 esto se debe a la mayor cantidad de nódulos que se están formando y la presencia del Ca⁺².

Tabla 14. Porcentajes de remoción promedio de cada Experimentación

Parámetro	Experimentación 1	Experimentación 2
Conductividad (ms/cm)	52.95%	86.41%
Salinidad	62.24%	95.05%
SDT	56.99%	86.45%
SST (mg/L)	56.55%	76.69%

En la Tabla 15 se muestran valores de finales de los parámetros y el pH, además, los valores del volumen generado de biogás durante el proceso; siendo estas cantidades bastante pequeñas, este proceso se mejora conforme se tenga mayor cantidad de nódulos en el biorreactor.

Tabla 15. Medición de final de parámetros por experimentación

Parámetro	Experimentación 1			Experimentación 2		
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3
pH.	7	7	7	7	7	7
Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	2358	1634	1279	464	460	466
Salinidad	1.2	0.7	0.6	0.1	0.1	0.1
SDT	987	563	543	205	204	207
SST (mg/L)	1608	1576	1560	838	804	856
Volumen del Gas (mL)	2	1	1	8.5	10	9



Figura 29. Imágenes iniciales y finales de la experimentación 1

A. Inicial de la experimentación 1 (sin Ca^{+2}). B. Final de la experimentación 1 (sin Ca^{+2})

Como se observa los valores iniciales se ven disminuidos por el proceso; además de que existe una diferencia entre los procesos finales de la experimentación 1 y de la 2. Todos los parámetros disminuyen, ya que al depurar el agua residual se busca tener

un agua con menor cantidad de materia orgánica generando que el agua no sea buena conductora de electricidad reflejando esto en los valores de conductividad, salinidad y SDT.

En la Fig. 29 se muestran las imágenes del biorreactor inicial y final para la Experimentación 1; donde se observa el aclaramiento del agua residual indicando que se está dando una depuración biológica; pero, como se muestra en la Fig. 30 en el caso de la imagen del biorreactor final del Experimento 2 se nota un mayor aclaramiento.



Figura 30. Imágenes iniciales y finales de cada experimentación

A. Inicial de la experimentación 2 (con Ca^{+2}). B. Final de la experimentación 2 (con Ca^{+2}).

3.4. Determinación de los parámetros de funcionamiento del biorreactor UASB

Las condiciones de operación se mantuvieron la V_a en 0.4267 m/h y la temperatura en 35 °C; y se realizaron tres repeticiones del experimento por 20 días de funcionamiento del biorreactor UASB.

3.4.1. Evaluación de nodulación inicial y final

En cada una de las repeticiones se inoculó 1.3 L de los nódulos producidos en las experimentaciones anteriores esto para mejorar la disponibilidad de biomasa anaerobia ya nodulada haciendo que el periodo de arranque sea menor ^[105]; se puede usar otro tipo

de lodos digeridos para mejorar el proceso solo que esto implica un tiempo de acondicionamiento ^[106] por el contrario al ser los nódulos del propio experimento es que estos nódulos ya se encuentran adaptado al sustrato.

Se tomó aleatoriamente tres nódulos en cada repetición para su medición inicial y otros tres al finalizar la digestión es decir a los 20 días además de tomar el volumen final de nódulos generados por m³ de agua tratada; estos datos se muestran en la Tabla 16.

Tabla 16. Evaluación de nodulación inicial y final

Parámetro	R1	R2	R3
Área del nódulo (mm ²) Inicial	8.3979 	9.1835 	10.5236 
	12.203 	8.4576 	9.09 
	2 7.052 	7.9989 	7.5912 
Promedio del área del nódulo (mm ²) Inicial	9.2177	8.5467	9.0683
Área del nódulo (mm ²) Final	17.7835 	15.7788 	10.6702 
	9.6538 	9.5004 	8.4083 
	12.2119 	11.8337 	15.4072 
Promedio del área del nódulo (mm ²) Final	13.2164	12.3710	11.4952
Volumen (L) de agua tratada	12.15	12.15	12.15
Volumen (m ³) de agua tratada	0.01215	0.01215	0.01215
Volumen (L) de nódulos	2.204	2.632	2.458
Volumen (m ³) de nódulos	0.002204	0.002632	0.002458
m ³ de nódulos por m ³ de agua tratada	0.18140	0.21663	0.20230

Al inocular el biorreactor con los nódulos que se formaron en el proceso anterior se puede observar como el tamaño final de los nódulos es mayor como se muestran en

las fotografías de los nódulos iniciales y finales por cada una de las repeticiones. La forma de los nódulos depende del tiempo del sustrato ^[36]; y de la generación del gas que como menciona Wiegant y de Man ^[65] las burbujas de gas permiten que los nódulos tomen una forma esférica.

El inocular nódulos permite que se dé un aumentando del volumen de generación de nódulos el cual se evidencia en el valor de m³ de nódulos por m³ de agua tratada; el aumento de nódulos ayuda a disminuir el tiempo de la depuración del agua residual.

3.4.2. Evaluación de la producción de biogás.

Durante el proceso de depuración biológica del agua se genera biogás el cual fue almacenado en globos de aluminio con un volumen de 1.254 L, al ser retirados del biorreactor fueron sellados hasta que se hizo la medición con el medidor de gases MultitecR 540, el cual mide CH₄, CO₂, H₂O y O₂; se obtuvieron los resultados detallados en la Tabla 17.

Tabla 17. Evaluación de la producción de biogás

Parámetro	R1	R2	R3
Volumen de biogás (L)	1.254	1.254	1.254
CH ₄ (%)	4.1	2.7	4.4
CO ₂ (%)	8	4	10
O ₂ (%)	14.6	20.2	14.1
H ₂ S (ppm)	6	34	3

El volumen de biogás aumenta según la cantidad de nódulos presentes en el biorreactor, en la Fig. 31 se observa el globo lleno de biogás generado por el proceso de depuración; en todas las repeticiones se llenó un globo con el biogás generado por el proceso.

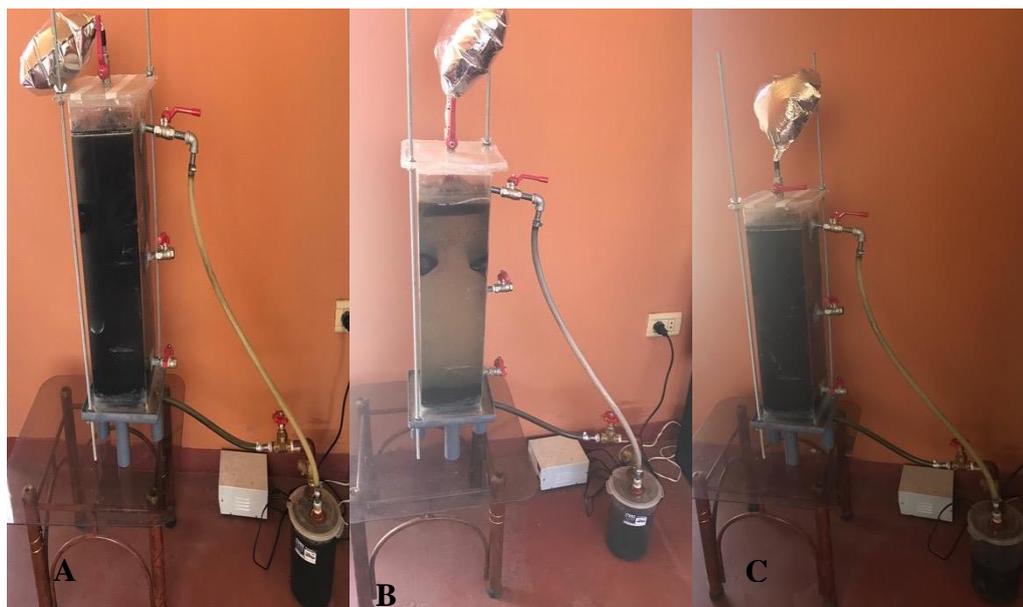


Figura 31. Biorreactor UASB con producción de biogás

A. Repetición 1. B. Repetición 2. C. Repetición 3.

3.4.3. Análisis de parámetros.

En cada una de las repeticiones se hizo toma de muestras diarias para la determinación de los diferentes parámetros como son: la conductividad, salinidad y SDT se midió con el Conductímetro Schott Handylab LF1 digital. Para la medición de SST se usó el método gravimétrico descrito anteriormente ^[95]. Los resultados para cada uno de los parámetros se muestran en el Anexo 13.

Se realizó la gráfica de cada uno de los parámetros por cada repetición; para la Conductividad en la Fig. 32, en la Fig. 33 se grafican los valores para la Salinidad y en la Fig. 34 los valores para los SDT; en los tres parámetros se observa el descendimiento de los valores.

En la Fig. 35 se muestran las curvas de las tres repeticiones para el parámetro de SST; en el cual también se observa un descendimiento. Este parámetro es uno de los más importantes ya que nos permite establecer con mayor exactitud el tiempo en días necesario para la depuración del agua residual logrando que esta alcance estar por debajo del valor máximo admisible establecido por en el decreto supremo.

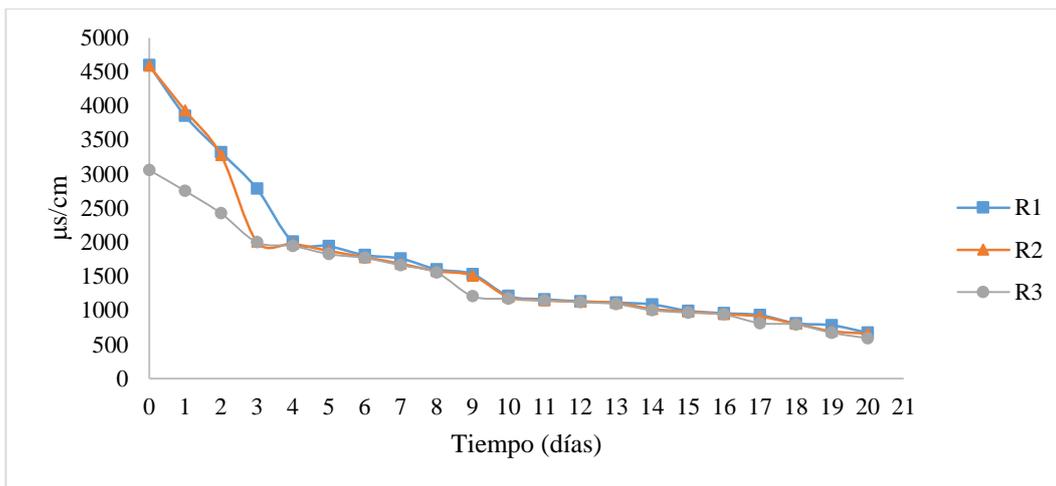


Figura 32. Curvas para la conductividad en las tres repeticiones.

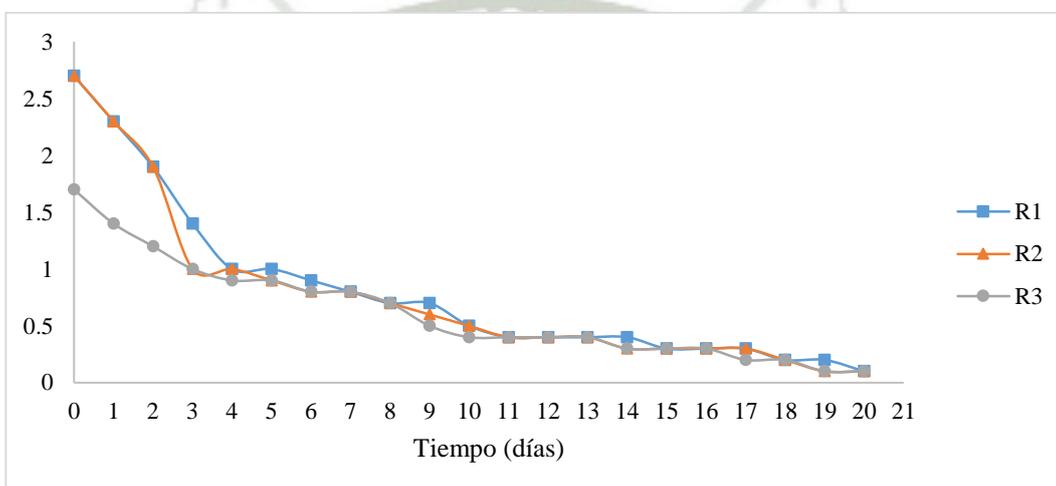


Figura 33. Curvas para la salinidad en las tres repeticiones.

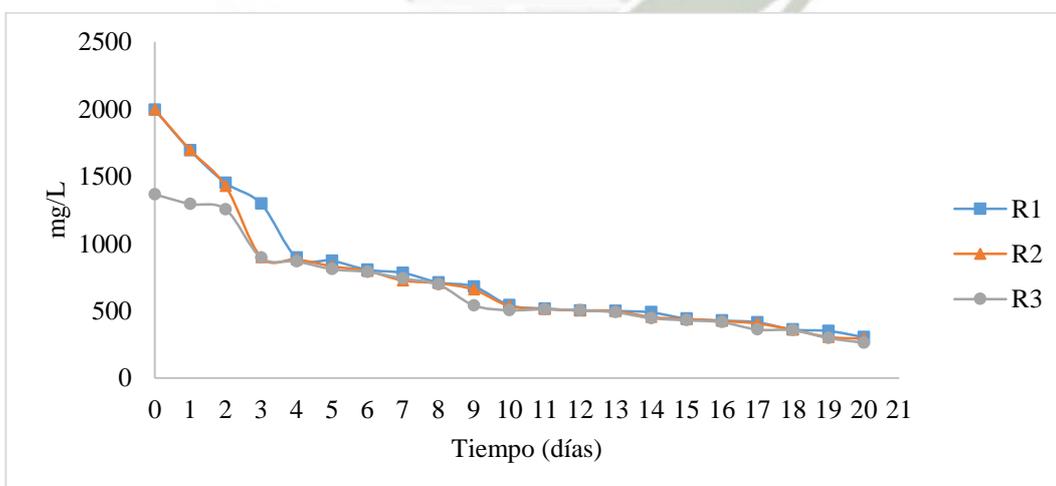


Figura 34. Curvas para los sólidos disueltos totales en las tres repeticiones.

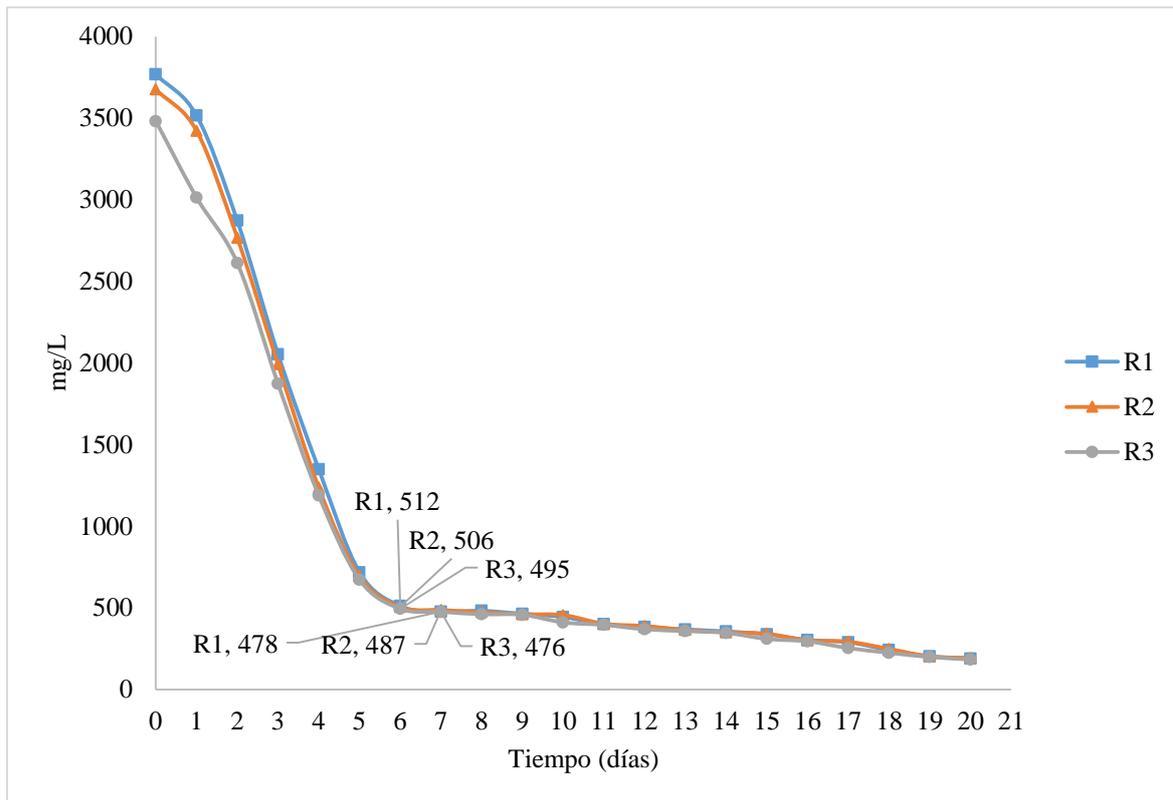


Figura 35. Curvas para los sólidos suspendidos totales en las tres repeticiones

3.4.4. Determinación de tiempo de digestión.

Las curvas de los parámetros muestran que a partir del día siete el descenso se hace constante y en mínimas cantidades por eso se determinó que ese tiempo era el adecuado para que se dé la depuración del agua residual. Además, se verificó el valor de SST que según D.S. N° 021-2009-Vivienda ^[28] el VMA es de 500 mg/L y al observar en la curva se observa que en el día seis aún el valor está por encima del VMA y ya en el día siete está por debajo.

El tiempo de residencia hidráulica que se determinó de siete días, el cual es el tiempo para que se dé la digestión del agua residual dentro del biorreactor hasta alcanzar los VMA coincide con el dado por España et. al ^[91] los cuales indican que un tiempo de 7.5 días se da una buena depuración. Barampouti et. al ^[107] indican que el mejor tiempo es de 9 días para la depuración completa del agua residual esto en sistemas pilotos de experimentación por el contrario en biorreactores donde se trata volúmenes mayores se deben tener menores valores de incluso 4.5 horas ^[17].

3.5. Evaluación de eficiencia del proceso de remoción de contaminación y la producción de biogás.

Para determinar la eficiencia del proceso de depuración se realizó una prueba final en la cual se mantuvo el valor de V_a en 0.4267 m/h y la temperatura en 35 °C; además se consideró un TRH de siete días según lo determinado en lo experimentado anteriormente.

3.5.1. Evaluación inicial de parámetros.

La determinación de parámetros se hizo en el laboratorio de control de calidad de la UCSM (Anexo 13), los parámetros medidos fueron los indicados dentro del D.S. N° 021-2009-Vivienda ^[28] DQO, DBO, Aceites y Grasas y SST los valores obtenidos se muestran en la Tabla 18.

Los resultados en todos los parámetros exceden los VMA establecidos por el decreto supremo para la descarga de agua a la residual al alcantarillado; al tener estos valores por encima de los establecidos por ley implica que la empresa estaría incurriendo en un gasto por la descarga de este efluente a la red de alcantarillado.

Tabla 18. Evaluación de los parámetros iniciales

Parámetro	Resultado
Demanda Química de Oxígeno (DQO, mg/L)	3551.59
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO, ppm)	1321.56
Sólidos Suspendidos Totales (SST, mg/L)	3250.16
Aceites y Grasas (mg/L)	750.23

3.5.2. Evaluación de nodulación inicial y final.

Al igual que en las experimentaciones anteriores se inoculó el biorreactor con los nódulos, con los nódulos de mayor tamaño; se inoculó con el 30 % del volumen útil del

biorreactor como sugiere Rico Montesa y Rico ^[105] para disminuir el tiempo de residencia y mejorar tanto la producción de gas como la depuración del agua residual.

Se hizo la medición inicial y final del área de tres nódulos, los datos son mostrados en la Tabla 19, además de determinar el volumen final de nódulos y hacer el cálculo de los nódulos generados por m³ de agua tratada.

Tabla 19. Evaluación del proceso de nodulación

Parámetro	Resultado					
Área del nódulo (mm ²) Inicial	10.1952		9.9093		13.3456	
Promedio del área del nódulo (mm ²) Inicial	11.15003					
Área del nódulo (mm ²) Final	10.5383		12.6252		19.8698	
Promedio del área del nódulo (mm ²) Final	14.3444					
Volumen (L) de agua tratada	12.15					
Volumen (m ³) de agua tratada	0.01215					
Volumen (L) de nódulos	3.95					
Volumen (m ³) de nódulos	0.00395					
m ³ de nódulos por m ³ de agua tratada	0.3251					

3.5.3. Evaluación final de parámetros

Pasados los 7 días de procesamiento del agua residual de lavado de fibra de alpaca, se realizó el análisis de los mismos parámetros DQO, DBO, Aceites y Grasas y SST, en el laboratorio control de calidad de la UCSM (Anexo 14); dando los resultados mostrados en la Tabla 20; en los cuales se observa una aparente descendimiento en los parámetros y colocándose por debajo de los VMA esto significa que el costo por el pago

de descarga de efluentes que tengan los valores por encima de los establecidos en el D.S. N° 021-2009-Vivienda ^[28] se eliminaría.

Tabla 20. Evaluación de los parámetros finales

Parámetro	Resultado
Demanda Química de Oxígeno (DQO, mg/L)	871.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO, ppm)	300.0
Sólidos Suspendidos Totales (SST, mg/L)	258.0
Aceites y Grasas (mg/L)	54.0

Para el cálculo del ahorro que tendrán las empresas procesadoras de fibra de alpaca al depurar sus aguas residuales del proceso de lavado se hace conforme a la metodología de la Resolución de consejo directivo N° 025-2011-SUNASS-CD ^[32].

Lo primero es definir los rangos de los parámetros según la Tabla 3, esto se hace con los valores iniciales del agua residual; teniendo de esta forma que en el DQO el valor de 3551, 59 mg/L se encuentra en el rango 4; para el DBO el valor de 1321.56 mg/L también se encuentra dentro del rango 4; para los SST el valor de 3250.16 mg/L se encuentra en el rango 4 y finalmente el valor de aceites y grasas es de 750.3 mg/L se encuentra también en el rango 4.

Luego de determinar el rango en el que se encuentren cada uno de los parámetros se debe calcular el F; para esto se usa la ecuación dada por la misma resolución en la que indica que se deben sumar los factores de ajuste por cada rango multiplicándose con el valor de asignación porcentual para obtener el factor F; entonces en este caso se hace la suma de los factores para cada parámetro en el Rango 4. Los factores de ajuste se muestran en la Tabla 4.

Tabla 3. Definición de rangos de parámetros

Rango	Parámetros			
	DBO ₅	DQO	SST	A y G
VMA (mg/L)	500	1000	500	100
Rango 1	500,1 - 550	1000,1 - 1100	500,1 - 550	100,1 - 150
Rango 2	550,1 - 600	1100,1 - 1200	550,1 - 600	150,1 - 200
Rango 3	600,1 - 1000	1200,1 - 2500	600,1 - 1000	200,1 - 450
Rango 4	1000,1 - 10⁴	2500,1 - 10⁴	1000,1 - 10⁴	450,1 - 103
Rango 5	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴	Mayor a 10 ⁴

Nota. Tomado de Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD, 2011^[32]

Tabla 4. Factores de ajuste por cada rango

Rango	Patrones individuales				TOTAL
	F DBO ₅	F DQO	F SST	F A y G	
Asignación porcentual	25%	35%	20%	20%	
Rango 1	6%	9%	5%	5%	25%
Rango 2	19%	26%	15%	15%	75%
Rango 3	25%	35%	20%	20%	100%
Rango 4	250%	350%	200%	200%	10 veces más
Rango 5	500%	700%	400%	400%	20 veces más

Nota. Tomado de Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD, 2011^[32]

$$F = F \text{ DBO}_5 + F \text{ DQO} + F \text{ SST} + F \text{ AyG}$$

(Ec. 16)

$$F = 250 \% (25\%) + 350 \% (35\%) + 200 \% (20\%) + 200 \% (20\%)$$

$$F = \frac{250}{100} \left(\frac{25}{100} \right) + \frac{350}{100} \left(\frac{35}{100} \right) + \frac{200}{100} \left(\frac{20}{100} \right) + \frac{200}{100} \left(\frac{20}{100} \right)$$

$$F = 0.625 + 1.225 + 0.4 + 0.4$$

$$F = 2.65$$

El factor obtenido de 2.65 implicaría un incremento de pago por el servicio de alcantarillado de un 265 % del pago normal que es realizado por la empresa; los parámetros finales obtenidos están por debajo de los establecidos por la norma vigente eliminando a 0 el costo adicional por el uso del servicio de alcantarillado.

La eficiencia del proceso se determinó hallando los porcentajes de remoción^[3] para cada uno de los parámetros; los resultados son mostrados en la Tabla 21; y en la Fig. 36 se muestran las imágenes del biorreactor inicial y final.

Tabla 21. Evaluación del porcentaje de remoción

Parámetro	Inicial	Final	% de Remoción
Demanda Química de Oxígeno (DQO, mg/L)	3551.59	871.0	75.48
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO, ppm)	1321.56	300.0	77.30
Sólidos Suspendidos Totales (SST, mg/L)	3250.16	258.0	92.06
Aceites y Grasas (mg/L)	750.23	54.0	92.80

El proceso tiene una eficiencia bastante alta si bien estos valores podrían disminuir más si se somete el efluente a otro tratamiento adicional que puede ser aerobio; se muestra en la Fig. 36 el biorreactor inicial y el biorreactor pasados los 7 días de operación.

Los porcentajes de remoción en el caso de DQO es de 75.48 % muestra relación con el valor de 79 % encontrado por Kwarciak-Kozłowska et. al ^[34] y el 70 % también reportado en otras experimentaciones ^[108] el DBO reportado es de 77 % ^[34] igual al porcentaje de remoción en esta experimentación en un tiempo de 6 días de procesamiento; además de demostrar que si se reduce el tiempo de procesamiento también se ve reducidos los porcentajes de remoción ^[34].

Se determinó que la depuración también se ve mejorada conforme con el tiempo que va funcionando el biorreactor pudiendo alcanzar valores de remoción de un 80 % ^[109, 110] a 96 % ^[111].



Figura 36. Biorreactor UASB inicial y final.

A. Inicial. B. Final.

3.5.4. Evaluación de la producción de biogás.

En esta prueba final se midió la composición del biogás almacenado en el globo de volumen 2.147 L, la composición de este biogás se determinó por el medidor de gases MultitecR 540; en esta experimentación se obtuvo mayor contenido de CH₄ en comparación al proceso anterior esto se debe a que la cantidad de nódulos es mayor en consecuencia existe mayor cantidad de bacterias lo que hace que la degradación se haga completamente y generen mayor porcentaje de CH₄, los resultados se detallan en la Tabla 22.

El proceso generó en volumen un total de 648.6340 mL CH₄ que en correspondencia al DQO removido se obtiene que se produjo 0.24 m³/Kg DQO_{removido} en condiciones ideales se debería generar 0.38 m³/Kg DQO_{removido} este cálculo se hizo a partir de la ecuación de los gases y la correspondencia de 64 g DQO corresponde a una mol de CH₄.

Tabla 22. Evaluación de la producción de biogás

Parámetro	Resultado
Volumen de biogás (L)	2.267
CH ₄ (%)	30.2
CO ₂ (%)	11
O ₂ (%)	4.8
H ₂ S (ppm)	74

La producción de 240 mL/ g DQO_{removido} después de 7 días de procesamiento tiene relación con lo mostrado en un trabajo donde en 5 días se produce 233 mL/ g DQO_{removido} [105]; Elmitwalli [112] reporta 0.21 m³/Kg DQO_{removido}.

En el inicio de la operación de los biorreactores el porcentaje de metano dentro del biogás en los primeros seis días de operación es de 17 % [91] en la experimentación realizada alcanzó el 30.2 % demostrando una eficiencia en la producción de CH₄.

Capítulo IV: Conclusiones y Recomendaciones

4.1. Conclusiones

- Se aisló dos cepas nativas del agua residual de lavado de fibra de alpaca las cuales tienen la capacidad de producir biogás y de depurar el agua residual; fueron identificadas molecularmente siendo las cepas *Lysinibacillus sp.* y *Lysinibacillus varians*.
- El biorreactor UASB fue diseñado de forma rectangular obteniendo un volumen efectivo de 12.15 L, un área de la base de 0.0225 m², con una altura efectiva de 0.54 m. La campana GLS tiene un área de 0.0169 m².
- Se determinó que el uso de Ca⁺² en concentración de 200 mg/L mejora el proceso de formación de nódulos; los nódulos generados en la experimentación que no se adicionó Ca⁺² tienen un área promedio de 0.1978 mm²; mientras que se obtuvo un área promedio de 8.1838 mm² en la experimentación en la

presencia de Ca^{+2} . En la prueba final los nódulos bacterianos alcanzaron un área promedio de 14.3444 mm^2 .

- Luego de las diferentes experimentaciones y análisis de parámetros se pudo concluir que el tiempo de residencia hidráulica (TRH) en el cual se depuraría el agua residual hasta alcanzar los VMA es de 7 días en un proceso de recirculación del agua. Se operó el biorreactor a una temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ y con una velocidad ascensional de 0.43 m/h .
- Se obtuvo un porcentaje de remoción de 75.48 para el valor de DQO, en el valor de DBO se tiene 77.30 % de remoción, un valor de 92.06 % de remoción para SST y para el parámetro de aceites y grasas de logro un 92.80 % de remoción. Los valores de todos los parámetros después del tratamiento se encontraron por debajo de lo establecido en el decreto supremo. La producción de biogás durante el proceso se ve mejorada por el volumen de nódulos dentro del biorreactor; se produjo $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg DQO}_{\text{removido}}$.

4.2.Recomendaciones

- Se debe buscar conocer el volumen de nódulos necesario para realizar la depuración del agua residual de lavado de fibra en menor tiempo.
- Realizar un post-tratamiento con la finalidad de disminuir el valor de los parámetros.
- Estudiar la factibilidad de usar estos nódulos bacterianos para el tratamiento de otros tipos de aguas residuales.

Referencias

- [1]. Márquez, M., & Martínez, S. Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's o UASB). México, 2001
- [2]. Bal, A. S., & Dhagat, N. N. (2001). Upflow anaerobic sludge blanket reactor--a review. *Indian Journal Environ Health*. 2001; 43 (2): 1- 82.
- [3]. Morillo, F. C., & Fajardo, E. Estudio de los Reactores UASB para el Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario La Esmeralda [Tesis Especialidad]. Manizales: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, 2005.
- [4]. Schmidt, J. E., & Ahring, B. K. (February de 1996). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology Bioengineering*. 1996 February; 49 (3): 229-46.
- [5]. Show, K., Wang, Y., Foong, S., & Tay, J. Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Research*. 2004 May; 38 (9): 2293- 304.
- [6]. Boonsawang, P., & Laeh, S. Enhancement of sludge granulation in anaerobic treatment of concentrated latex wastewater. *Songklanakarinn Journal of Science and Technology*. 2008 April; 30 (1): 111-19.
- [7]. Noyola, A., & Moreno, G. Granule production from raw waste activated sludge. *Water Science and Technology*. 1994 December; 30 (12): 339-346.
- [8]. Yu, H., Tay, J., & Fang, H. (March de 2001). The roles of calcium in sludge granulation during uasb reactor start-up. *Water Research*. 2001 March; 35 (4): 1052- 60.
- [9]. Hang, S., & Byeong, C. (June de 1990). Improved performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by operating alternatives. *Biotechnology Letters*. 1990 June; 12 (6): 469– 74.
- [10]. Sik, H., & Cheon, B. Improved performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by operating alternatives. *Biotechnology letters*. 1990 May 9; 12 (6): 469-74 .
- [11]. Zhang, L., Hendrickx, T., Kampman, C., Zeeman, G., Temmink, H., Li, W., & Buisman, C. (October de 2012). The effect of sludge recirculation rate on a UASB-digester treating domestic sewage at 15 °C. *Water Science and Technology*. 2012 October; 66 (12): 2597- 603.
- [12]. Berni, M., Dorileo, I., Nathia, G., Forster, T., Lachos, D., & Santos, B. Anaerobic Digestion and Biogas Production: Combine effluent treatment with energy generation in UASB reactor as biorefinery annex. *Chemical Engineering*. 2014 June; 1: 1-8.

- [13]. Conil, P. El tratamiento anaerobia U.A.S.B. en el tratamiento de las aguas residuales domésticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina. 2013: 1-25.
- [14]. Siang, L. C. Biodegradation of oil and grease in upflow anaerobic sludge blanket reactor for palm oil mill effluent treatment [Master Thesis]. Malaysia: University Teknologi Malaysia. Faculty of Civil Engineering, 2006.
- [15]. Seghezzo, L., Zeeman, G., van Liel, J. B., Hamelers, H. V., & Lettinga, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*. 1998 September; 65 (3): 175-90.
- [16]. Zhao, C. Effect of temperature on biogas production in anaerobic treatment of domestic wastewater UASB system in Hammarby Sjöstadswerk [Tesis Doctorado]. *Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure*. 2011
- [17]. Reith, J., Wijffels, R., & Barten, H. Bio-methane & Bio-hydrogen, status and perspectives of biological methane and hydrogen production. The Hague, The Netherlands: Dutch Biological Hydrogen Foundation, 2013
- [18]. Wang, X., Wang, L., & Xiu, L. The quality and processing performance of alpaca fibres. Australia. Obtenido de <http://www.rirdc.gov.au/reports/RNF/03-128.pdf>. 2003.
- [19]. Rosas, A. I. Estudio de las principales características de la fibra de alpaca grasienta y de las condiciones de su proceso de lavado [Tesis de pregrado]. Lima: Universidad Nacional de Ingeniería; 2012.
- [20]. Menanchem, L. (Ed.). (1985). Handbook of fiber science and technology. Chemical processing of fiber and fabrics. Fundamentals and preparation (Vol. I). Estados Unidos: Dekker.
- [21]. OEFA. Fízcalización ambiental en aguas residuales. Obtenido de <http://www.youblisher.com/p/906320/>. 2014.
- [22]. Espigares, M., & Pérez, J. Aguas residuales. Composición. En M. Espigares García, & J. Pérez López, editores. Estudio sanitario del agua. Granada, España: Universidad de Granada; 1999. p. 323 - 346.
- [23]. Consejo superior de investigaciones científicas. Un proyecto persigue reactivar el sector industrial de la lana. Obtenido de <http://www.dicat.csic.es/rdcsic/index.php/tecnologias-quimicas-2/131-proyectos-quimica/178-un-proyecto-persigue-reactivar-el-sector-industrial-de-la-lana>. 27 de Junio de 2013.
- [24]. Walters, A., Santillo, D., & Johnston, P. El tratamiento de textiles y sus repercusiones ambientales. Obtenido de <http://www.greenpeace.org/espana/global/espana/report/other/el-tratamiento-de-textiles-y-s.pdf>. 2005.
- [25]. Wiki eoi. Industria textil en ecoinnovación en procesos industriales. c 2012-20-02. Obtenido de:

http://www.eoi.es/wiki/index.php/Industria_Textil_en_Ecoinnovaci%C3%B3n_en_procesos_industriales

- [26]. Política Nacional del Ambiente. Decreto Supremo N° 012 – 2009 – MINAM de 22 de Mayo de 2009. Ministerio del Medio Ambiente.
- [27]. Ley General del Ambiente. Ley 28611 de 13 de Octubre de 2005. Boletín Oficial el Peruano, N° 525919, (14-10-2005)
- [28]. Aprueban Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Decreto Supremo N° 021-2009-Vivienda de 19 de Noviembre de 2009. Boletín Oficial el Peruano, N° 406305, (20-11-2009)
- [29]. Se modifican diversos artículos del Decreto Supremo N° 021-2009 VIVIENDA, que aprobó los Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario así como de su Reglamento, aprobado mediante Decreto Supremo N° 003-2011 VIVIENDA y modificado por el Decreto Supremo N° 010-2012-VIVIENDA. Decreto Supremo N° 001-2015-Vivienda de 10 de Enero de 2015. Boletín Oficial el Peruano, N° 544502, (11-01-2005)
- [30]. Reglamento del Decreto Supremo 021-2009-Vivienda, que aprueban Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Decreto Supremo 003-2011-Vivienda de 22 de Mayo de 2011. Boletín Oficial el Peruano, N° 443045, (23-05-2011)
- [31]. Modifican D.S. N° 003-2011-VIVIENDA que aprobó el Reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA con la finalidad de establecer procedimientos para controlar descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Decreto Supremo N° 010-2012-Vivienda de 04 de Marzo de 2012. Boletín Oficial el Peruano, N° 462007, (05-03-2012)
- [32]. Aprueban Metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en Anexo 1 del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA y modifican el Reglamento General de Tarifas. Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD de 15 de Julio de 2011. SUNASS.
- [33]. Lettinga, G., van Velsen, A., Hobma, S., de Zeeuw, W., & Klapwijk, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and bioengineering*. 1980 April; 22 (4): 699– 734.
- [34]. Kwarciak-Kozłowska, A., Bohdziewicz, J., Mielczarek, K., & Krzywicka, A. The Application of UASB reactor in meat industry wastewater treatment. *Civil and environmental engineering reports*. 2011; 7: 119-28.

- [35]. Elmitvalli, T. A. Treatment of municipal wastewater in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. Alemania. 2005. Obtenido de https://cgi.tu-harburg.de/~awwwweb/wbt/emwater/documents/slides_b3.pdf
- [36]. Yaniris, L., & Obaya, C. La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar. 2006; 40 (1): 13-21.
- [37]. Phalakornkule, C., & Khemkhao, M. Enhancing biogas production and UASB start-up by chitosan addition. En S. Kumar (Ed.), Biogas. 2012
- [38]. Lettinga, G., Hobma, S., Hulshoff Pol, L., de Zeeu, W., de Jong, P., Grin, P., & Roersma, R. Design operation and economy of anaerobic treatment. Water Science and Technology. 1983; 15 (8-9): 177-95.
- [39]. Moya, A. Evaluación de una planta anaerobia UASB con agua residual doméstica de un sector residencial de Barranquilla. Ingeniería & Desarrollo. 1995; 1: 90-101.
- [40]. Lamprecht, C. UASB granulation enhancement by microbial inoculums selection and process induction [PhD Tesis]. South Africa: Stellenbosch University; Department of Food Science; Faculty of Agrisciences; 2009.
- [41]. Caicedo, F. Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B. piloto para el tratamiento de lixiviados [Tesis de Maestría]. Manizales: Universidad Nacional de Colombia. 2006.
- [42]. Rodríguez, J. Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Recuperado el 02 de Octubre de 2017, de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf>
- [43]. Valencia, G. Conceptos generales de tratamiento biológico. Universidad Del Valle. División de ingeniería, Colombia.
- [44]. Kashyap, D., Dadhich, K., & Sharma, S. Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. Bioresource Technology. 2003 April; 87 (2): 147- 53.
- [45]. Rodríguez, R. Upflow anaerobic sludge blanket reactor: Modelling. [Licentiate Thesis]. Stockholm: Royal Institute of Technology. School of Chemical Science and Engineering Department of Chemical Engineering and Technology; 2011.
- [46]. Mecalff & Eddy, Inc. Wastewater engineering. Treatment and reuse [Libro electrónico] Ed. Mc Graw Hill; 2003. Disponible en: <https://es.scribd.com/doc/204024124/Wastewater-Engineering-Treatment-and-Reuse-Metcalf-and-Eddy>
- [47]. van Lier, J., Vashi, A., van der Lubbe, J., & Heffernan, B. Anaerobic sewage treatment using UASB reactors. In: Fang H, editor. Engineering and operational aspects [Ebook]. London: Imperial College Press. 2010 [Cited: 2017, October 18]. p. 59-90. Available from:

https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365STx/asset/Chap_4_Van_Lier_et_al.pdf

- [48]. Bermúdez, R., Rodríguez, S., Martínez, M., & Terry, A. Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. *Tecnología Química*. 2003; 23: 37- 44.
- [49]. Instituto Federal Suizo de Ciencias y Tecnología Acuáticas. UASB Reactor. Sustainable sanitation and water management (SSWM). 2011. Obtenido de <http://www.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/semi-centralised-wastewater-treatments/u>
- [50]. Lettinga, G., & Hulshoff Pol, L. W. UASB-Process design for various types of wastewaters. *Water science and technology*. 1991; 24 (8): 87-107.
- [51]. Lettinga, G., Roersma, R., & Grin, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology Bioengineer*. 1983; 25 (7): 1701- 23.
- [52]. Lettinga, G., & Hulshoff Pol, L. Advanced reactor design, operation and economy. *Water science and technology*. 1986; 18 (12); 99-108.
- [53]. López, J., Morgan, J., & Noyola, A. Arranque de reactores anaerobios industriales dos casos de estudio. 2000. México. Obtenido de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexicona/R-0059.pdf>
- [54]. Pacheco, J., & Magaña, A. Arranque de un reactor anaerobio. *Ingengerías*. 2003; 7(1): 21-5.
- [55]. Rizvi, H.; Ahmad, N.; Abbas, F.; Bukhari, H.; Yasar, A.; Ali, S.; Yasmeen, T.; Riaz, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*. 2015; 8 (6): 780- 6.
- [56]. Arcand, Y., Guiota, S., Desrochersa, M., & Chavarieb, C. Impact of the reactor hydrodynamics and organic loading on the size and activity of anaerobic granules. *The Chemical Engineering Journal and the Biochemical Engineering Journal*. 1994 December; 56 (1): 23-35.
- [57]. Mahmoud, N. Anaerobic pretreatment of sewage under low temperature (15 °C) conditions in an integrated UASB digester system [Ph.D. thesis]. Wageningen: Wageningen University. 2002.
- [58]. Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (May de 2004). Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. *Water Research*. 2004 May; 38 (9): 2348- 58.
- [59]. Antonopoulou, G., Gavala, H., Skiadas, I., Angelopoulos, K., & Lyberatos, G. (January de 2008). Biofuels generation from sweet sorghum: Fermentative hydrogen production and anaerobic digestion of the remaining biomass. *Bioresource Technology*. 2008 January; 99 (1): 110- 9.

- [60]. Sosa, C. Aplicación de un tratamiento biológico a las aguas residuales provenientes de una destilería de alcohol de caña, utilizando un reactor UASB [Tesis Doctoral]. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid, 2013.
- [61]. Liu, Y., & Tay, J. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. 2004 September; 22 (7): 533- 63.
- [62]. Fang, H., & Lau, I. Startup of thermophilic (55°C) UASB reactors using different mesophilic seed sludges. *Water Science and Technology*. 1996; 34 (5–6): 445- 52.
- [63]. Uellendahl, H., & Ahring, B. Anaerobic digestion as final step of a cellulosic ethanol biorefinery: Biogas production from fermentation effluent in a UASB reactor—pilot-scale results. *Biotechnology Bioengineer*. 2010 April 28; 107: 59–64.
- [64]. Hulshoff Pol, L. W. The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. [Ph tesis]. Wageningen: Universidad de Wageningen. 1989.
- [65]. Wiegant, W., & de Man, A. Granulation of biomass in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating acidified wastewaters. *Biotechnol Bioengineer*. 1986 May; 28 (5): 718-27.
- [66]. Ben-Jacob, E., Cohen, I., & Levine, H. Cooperative self-organization of microorganisms. *Advances in Physics*. 2000 November; 49 (4): 395- 554.
- [67]. Hulshoff Pol, L., de Zeeuw, W., Velze, C., & Lettinga, G. Granulation in UASB-Reactors. *Water Science Technolgy*. 1983 August; 15: 291-304.
- [68]. Wu, W., Hu, J., Gu, X., Zhao, Y., Zhang, H., & Gu, G. Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. *Water Research*. 1987 July; 21 (7); 789-99.
- [69]. Hulshoff Pol, L., de Castro Lopes, S., Lettinga, G., & Lens, P. Anaerobic sludge granulation. *Water Research*. 2004 March; 38 (6): 1376– 89 .
- [70]. Pereboom, J., & Vereijken, T. (October de 1994). Methanogenic granule development in full scale internal circulation reactors. *Water Science and Technology*. 1994 October; 30 (8): 9- 21.
- [71]. Mahoney, E., Varangu, L., Cairns, W., Kosari, N., & Murray, R. The effect of calcium on microbial aggregation during UASB reactor start-up. *Water Science Technology*. 1987 January; 19: 249–60.
- [72]. Schmidt, J. E., & Ahring, B. K. Effects of magnesium on thermophilic acetate-degrading granules in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Enzyme and Microbial Technology*. 1993 April; 15 (4): 304- 10.
- [73]. Yu, H., Fang, H., & Tay, J. Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride. *Chemosphere*. 2001 July; 44: 31- 6.

- [74]. T Teo, K. C., Xu, H. L., & Tay, J. H. Molecular mechanism of granulation. II: proton translocating activity. *Journal of environmental engineering*. 2000 May; 126 (5): 411- 8.
- [75]. Fang, H. Microbial distribution in UASB granules and its resulting effects . *Water Science and Technology*. 2000; 42 (12): 201– 8 .
- [76]. van Loosdrecht, M., & Zehnder, A. Energetics of bacterial adhesion. *Experientia*. 1990 August; 46 (8): 817– 22.
- [77]. MacLeod, F., Guiot, S., & Costerton, J. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied Environmental Microbiology*. 1990 June; 56 (6): 1598–1607.
- [78]. Sekiguchix, Y., Kamagata, Y., Nakamura, K., Ohashi, A., & Harada, H. Fluorescence in situ hybridization using 16S rRNA-Targeted oligonucleotides reveals localization of methanogens and selected uncultured bacteria in mesophilic and thermophilic sludge granules. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999 March; 65 (3): 1280– 8.
- [79]. Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water research*. 2003 February; 37 (3): 661- 73.
- [80]. Tay, J., Xu, H., & Teo, K. Molecular mechanism of granulation. I:H+ translocation-dehydration theory. *Journal of Environmental Engineering*. 2000 May; 126: 403- 10.
- [81]. Shapiro, J. Thinking about bacterial populations as multicellular organisms. *Annual Review of Microbiology*. 1998; 52: 81- 104.
- [82]. Turakhia, M., Cooksey, K., & Characklis , W. Influence of a calcium-specific chelant on biofilm removal. *Appl Environmetal Microbiology*. 1983 November; 46 (5): 1236- 8.
- [83]. Grotenhuis, J., van Lier, J., Plugge, C., Stams, A., & Zehnder, A. Effect of ethylene glycol-bis(β-aminoethyl ether)-N,N-tetraacetic acid (EGTA) on stability and activity of methanogenic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1991 October; 36 (1): 109–14.
- [84]. Cail , R., & Barford , J. The development of granulation in an upflow floc digester an upflow anaerobic sludge blankek digester treating cane juice stillage. *Biotechnology Letters*. 1985 July; 7 (7): 493- 8.
- [85]. Thiele, J., Wu , W., & Jain, M. Ecoengineering high rate anaerobic digestion systems: Analysis of improved syntrophic biomethanation catalysts. *Biotechnology and Bioengineering*. 1990 April; 35: 990- 9.
- [86]. Uemuraa, S., & Haradab, H. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresource Technology*. 2000 May; 72 (3): 275- 82.

- [87]. Ross, W. The phenomenon of sludge pelletisation in the anaerobic treatment of a maize processing waste. *Water SA*. 1984 October; 10 (4): 197 - 204.
- [88]. Alibhai, K., & Forster, C. Physicochemical and biological characteristics of sludges produced in anaerobic upflow sludge blanket reactors. *Enzyme and microbial technology*. 1986 October; 8 (10): 601- 6.
- [89]. Dolfing, J., Griffioen, A., van Neerven, A. R., & Zevenhuize, L. P. Chemical and bacteriological composition of granular methanogenic sludge. *Canadian Journal of Microbiology*. 1985 April; 31 (8): 744- 50.
- [90]. Adelekan, B. Potentials of selected tropical crops and manure as sources of biofuels. En S. Kumar (Ed.), *Biogas*. Croacia. 2012.
- [91]. España, E., Mijangos, J., Hernández, G., Domínguez, J., & Alzate, L. (November de 2012). Methane production by treating vinasses from hydrous ethanol using a modified UASB reactor. *Biotechnology for Biofuels*. 2012 November; 5 (1).
- [92]. López, L., Hernández, M., Colín, C., Ortega, S., González, C., & Franco, R. Las tinciones básicas en el laboratorio de microbiología. *Investigación en Discapacidad*. 2014 Enero; 3 (1): 10- 8.
- [93]. Mahmoud, N., Zeeman, G., & van Lier, J. (February de 2008). Adapting UASB technology for sewage treatment in Palestine and Jordan. *Water Science and Technology*. 2008 February; 57 (3): 361- 6.
- [94]. Hudson, N. Caudal. En *Medición sobre el terreno de la erosión del suelo y de la escorrentía*. Bedford: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 1997.
- [95]. American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. Washington, DC: American Public Health Association. 2012
- [96]. Kröber, M., Bekel, T., Diaz, N., Goesmann, A., Jaenicke, S., Krause, L., . . . Schlüter, A. Phylogenetic characterization of a biogas plant microbial community integrating clone library 16S-rDNA sequences and metagenome sequence data obtained by 454-pyrosequencing. *Journal of Biotechnology*. 2009 June; 142 (1): 38– 49.
- [97]. Saratale, R., Saratale, G., Govindwar, S., & Kim, D. (January de 2015). Exploiting the efficacy of *Lysinibacillus* sp. RGS for decolorization and detoxification of industrial dyes, textile effluent and bioreactor studies. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 2015 January; 50 (2): 176- 92.
- [98]. Kim, B., Joo, Y., Kim, Y., Kim, K., & Oh, D. (August de 2012). Production of 10-hydroxystearic acid from oleic acid and olive oil hydrolyzate by an oleate hydratase from *Lysinibacillus fusiformis*. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2012 August; 95 (4): 929– 37.

- [99]. McHugh, S., O'Reilly, C., Mahony, T., Colleran, E., & O'Flaherty, V. (June de 2003). Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Environmental Science and Biotechnology*. 2003 June; 2: 225– 45.
- [100]. Gonçaves, R., Charlier, A., & Sammut, F. Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment. *Water Science Technology*. 1994 September; 30 (6): 53-62.
- [101]. Wiegant, W. Experiences and potential of anaerobic wastewater treatment in tropical regions. *Water Science Technology*. 2001 October; 44 (8): 107- 13.
- [102]. Tay, J., & Yan, Y. Influence of substrate concentration on microbial selection and granulation during start-up of upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Environment Research*. 1996 November; 68 (7): 1140- 50.
- [103]. Chatterjee, P., & Ghangrekar, M. (September de 2017). Biomass granulation in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating 500 m³/day low-strength sewage and post treatment in high-rate algal pond. *Water Science and Technology*. 2017, September; 76 (5): 1234- 42.
- [104]. El-Mamouni, R., Leduc, R., & Guiot, S. Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. *Water Science and Technology*. 1998 November; 38 (8–9): 341- 7.
- [105]. Rico, C., Montesa, J. A., & Rico, J. L. Evaluation of different types of anaerobic seed sludge for the high rate anaerobic digestion of pig slurry in UASB reactors. *Bioresource Technology*. 2017 August; 238 (1): 147-56.
- [106]. Guerrero-Barajas, C., Ordaza, A., Gariba Orijel, C., García-Solaresa, S. M., Bastida-González, F., & Zárate-Segura, P. B. (October de 2014). Enhanced sulfate reduction and trichloroethylene (TCE) biodegradation in a UASB reactor operated with a sludge developed from hydrothermal vents sediments: Process and microbial ecology. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2014 October; 94 (1): 182- 91.
- [107]. Barampouti, E., Mai, S., & Vlyssides, A. (January de 2005). Dynamic modeling of biogas production in an UASB reactor for potato processing wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*. 2005 January; 106 (1): 53-8.
- [108]. Fang, H., & Chui, H. Maximum COD loading capacity in UASB reactors at 37°C. *Journal of Environmental Engineering*. 1993 January; 119 (1): 103-19.
- [109]. Singh, K., & Viraraghavan, T. Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water science and technology*. 2003 September; 48 (6): 211- 7.
- [110]. Álvarez, J. A., Armstrong, E., Presas, J., Gómez, M., & Soto, M. (October de 2004). Performance of a UASB-Digester system treating domestic wastewater. *Environmental Technology*. 2004 October; 25 (10): 1189-99.

- [111]. Ghangrekara, M., Asolekarb, S., & Joshic, S. (March de 2005). Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Water Research*. 2005 March; 39 (6): 1123– 33.
- [112]. Elmitwalli, T. Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature [PhD thesis]. Wageningen: Wageningen University. Department of Environmental Technology; 2000
- [113]. Britania. Tioglicolato medio fluido, sin indicador. Argentina. 2015
- [114]. Britania. Agar Base Sangre. Argentina. 2015.



Anexos

Anexo 1. Plano de Ubicación Planta de Procesamiento de Lavado de Fibra de Alpaca



Anexo 2. Caldo Tioglicolato.

Fundamento: El medio tiene sus aportes nutritivos en el extracto de levadura, la glucosa da el aporte energético, la salinidad en el medio está dada por el cloruro de sodio, mientras que el tioglicolato de sodio y la L-Cistina permiten el desarrollo de bacterias anaerobias. Se observa que las bacterias aerobias estrictas crecen en la parte superior, en cambio las anaerobias facultativas o las anaerobias estrictas crecen en el fondo del medio ^[113].

Composición:

Tripteína	17.0 g
Peptona de soya	3.0 g
Glucosa	6.0 g
Cloruro de sodio	2.5 g
Tioglicolato de sodio	0.5 g
Agar	0.7 g
L-Cisteína	0.25 g
Sulfito de sodio	0.1 g

Preparación:

Suspender 28 g por litro de agua destilada, agitar, calentar hasta ebullición y dejar hervir por al menos 1 minuto. Distribuir en tubos y proceder a esterilizar el medio en el autoclave a 121 °C, 1.5 atm por 15 minutos.

Interpretación de resultados:

Microorganismos aerobio estrictos: crecen en la parte superior del medio.

Microorganismos anaerobios facultativos: crecen en todo el medio.

Microorganismos anaerobios estrictos: crecen en el fondo del medio.

Anexo 3. Agar Sangre.

Fundamento: Este medio tiene alto valor nutritivo dado por la infusión de músculo de corazón y la peptona. Permite el desarrollo de gran variedad de microorganismo. El agregar sangre al medio de cultivo en 5 – 10 % aporta nutrientes para el crecimiento bacteriano ^[114].

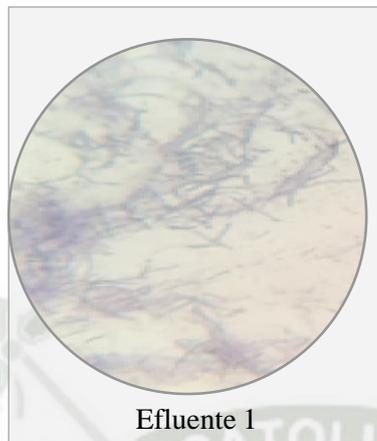
Composición:

Infusión de músculo de corazón	375.0 g
Peptona	10.0 g
Cloruro de sodio	5.0 g
Agar	15.0 g

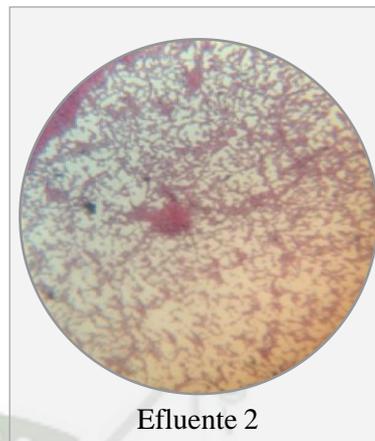
Preparación:

Suspender 40 g por litro de agua destilada, agitar, calentar hasta ebullición y dejar hervir por al menos 1 minuto. Esterilizar el medio en el autoclave a 121 °C, 1.5 atm por 15 minutos. Dejar enfriar hasta 45 – 50 °C y agregar sangre al 5 %, homogenizar y distribuir en placas estériles.

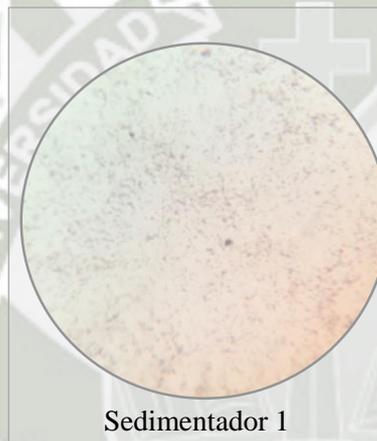
Anexo 4. Panel fotográfico de tinción de Gram



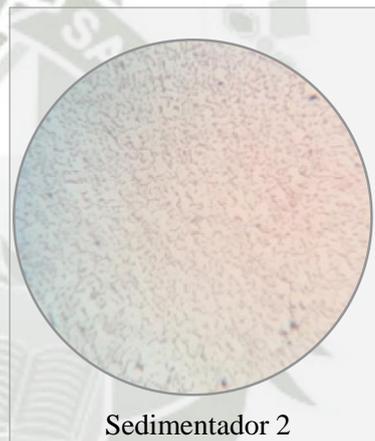
Efluente 1



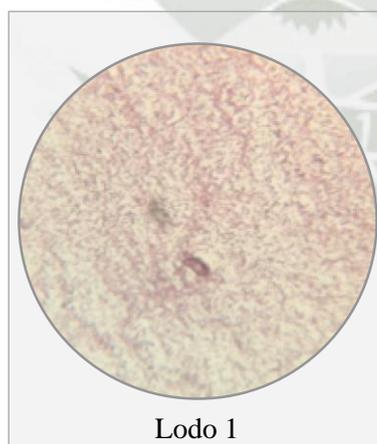
Efluente 2



Sedimentador 1



Sedimentador 2

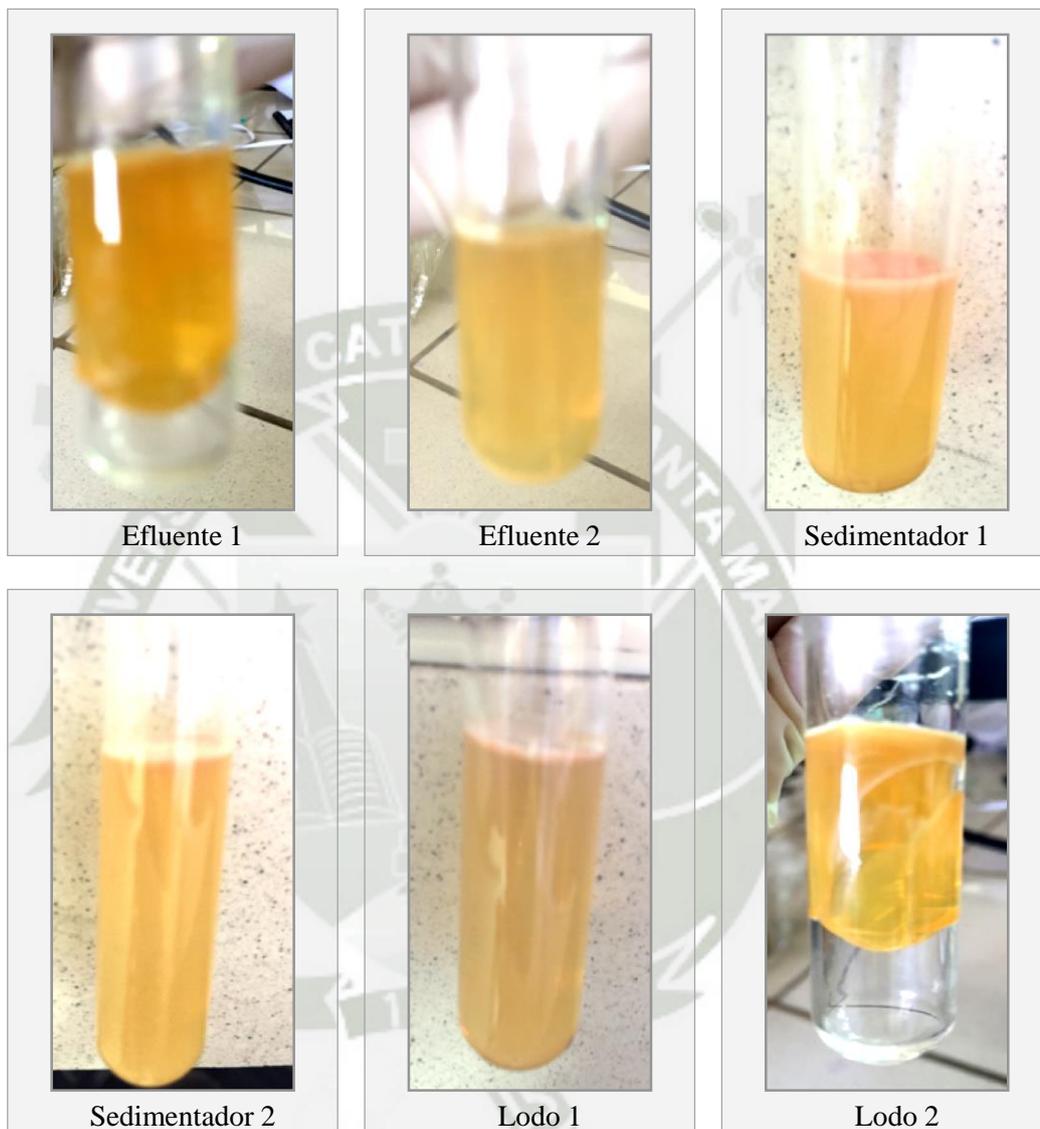


Lodo 1



Lodo 2

Anexo 5. Panel fotográfico de producción de biogás, evidenciado con la ruptura de agar



Anexo 6. Tabla de datos para la elaboración de curvas de crecimiento para la cepa Efluente 1.

N° de muestra	Día	Hora	Tiempo	Peso vacío	Peso lleno	Masa	Conteo celular	Disolución	N° de bacterias	Log (N° de Bacterias)
1	12-Abr	8:00 p.m.	1	0.9357	0.9493	0.0136	104	1	5200000	6.7160
2	13-Abr	8:00 a.m.	12	0.9955	1.035	0.0395	123	1	6150000	6.7889
3	13-Abr	8:00 p.m.	24	0.9779	1.0233	0.0454	146	1	7300000	6.8633
4	14-Abr	8:00 a.m.	36	0.9261	0.9913	0.0652	165	1	8250000	6.9165
5	14-Abr	8:00 p.m.	48	0.9774	1.0671	0.0897	179	1	8950000	6.9518
6	15-Abr	8:00 a.m.	60	0.9445	1.0533	0.1088	202	1	10100000	7.0043
7	15-Abr	8:00 p.m.	72	0.926	1.0699	0.1439	236	1	11800000	7.0719
8	16-Abr	8:00 a.m.	84	0.9486	1.1359	0.1873	258	1	12900000	7.1106
9	16-Abr	8:00 p.m.	96	0.95	1.1426	0.1926	276	1	13800000	7.1399
10	17-Abr	8:00 a.m.	108	0.9533	1.1576	0.2043	293	1	14650000	7.1658
11	17-Abr	8:00 p.m.	120	0.9265	1.1476	0.2211	311	1	15550000	7.1917
12	18-Abr	8:00 a.m.	132	0.422	0.6553	0.2333	327	1	16350000	7.2135
13	18-Abr	8:00 p.m.	144	0.977	1.223	0.246	329	1	16450000	7.2162
14	19-Abr	8:00 a.m.	156	0.941	1.1988	0.2578	332	1	16600000	7.2201
15	19-Abr	8:00 p.m.	168	0.957	1.2146	0.2576	335	1	16750000	7.2240
16	20-Abr	8:00 a.m.	180	0.9695	1.2276	0.2581	336	1	16800000	7.2253
17	20-Abr	8:00 p.m.	192	0.9401	1.1979	0.2578	334	1	16700000	7.2227
18	21-Abr	8:00 a.m.	204	0.9834	1.2397	0.2563	330	1	16500000	7.2175
19	21-Abr	8:00 p.m.	216	0.9784	1.2323	0.2539	327	1	16350000	7.2135
20	22-Abr	8:00 a.m.	228	0.9432	1.1934	0.2502	325	1	16250000	7.2109
21	22-Abr	9:00 a.m.	240	0.9258	1.1767	0.2509	324	1	16200000	7.2095

Anexo 7. Tabla de datos para la elaboración de curvas de crecimiento para la cepa Lodo 2.

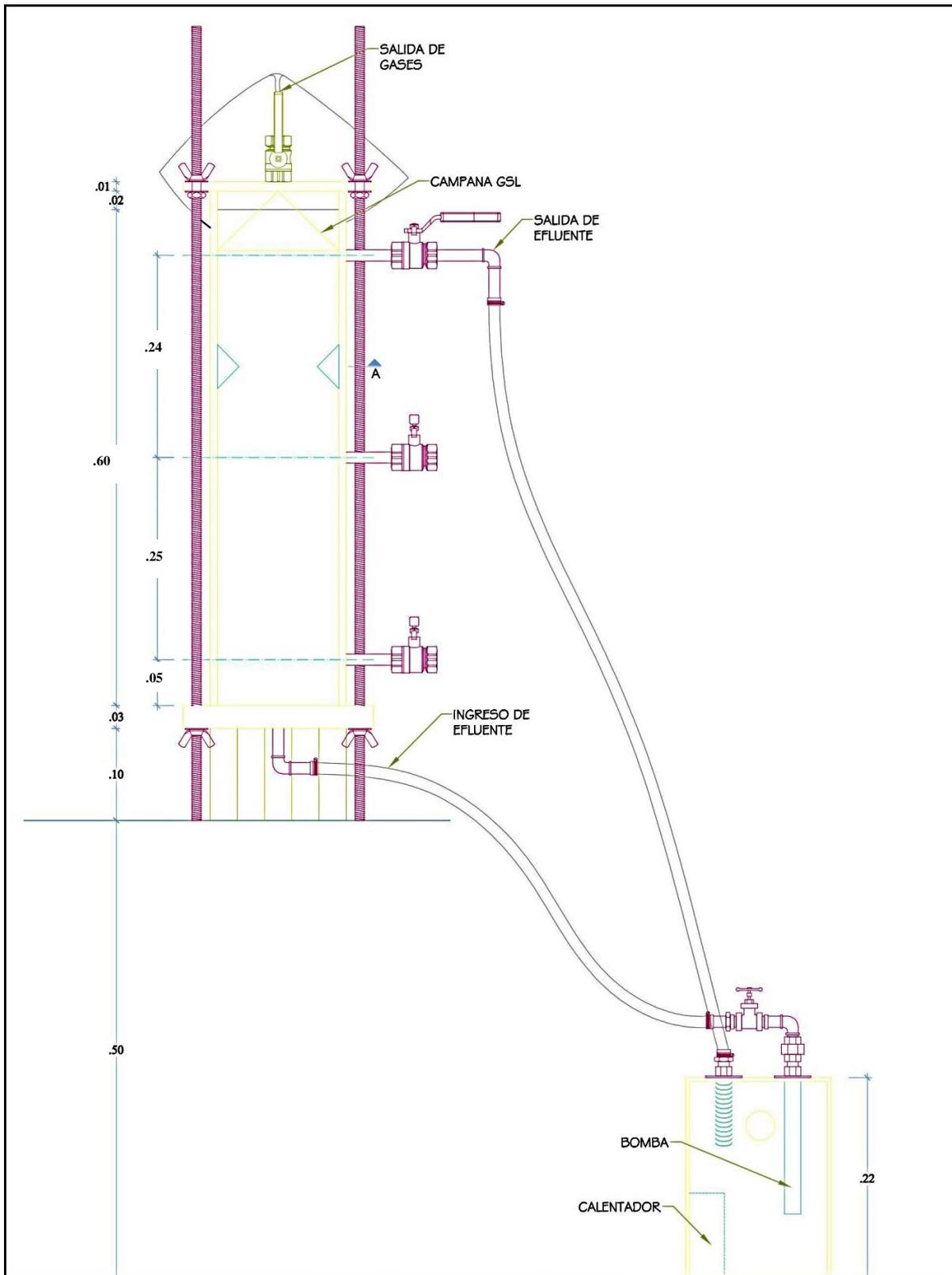
N° de muestra	Día	Hora	Tiempo	Peso vacío	Peso lleno	Masa	Conteo celular	Disolución	N° de bacterias	log (N° de bacterias)
1	27-Abr	8:00 p.m.	1	0.9357	0.9593	0.0236	30	1	1500000	6.1761
2	28-Abr	8:00 a.m.	12	0.9955	1.0351	0.0396	96	1	4800000	6.6812
3	28-Abr	8:00 p.m.	24	0.9779	1.0233	0.0454	121	1	6050000	6.7818
4	29-Abr	8:00 a.m.	36	0.9261	0.9733	0.0472	151	1	7550000	6.8779
5	29-Abr	8:00 p.m.	48	0.9774	1.0771	0.0997	212	1	10600000	7.0253
6	30-Abr	8:00 a.m.	60	0.9445	1.0523	0.1078	226	1	11300000	7.0531
7	30-Abr	8:00 p.m.	72	0.926	1.0849	0.1589	256	1	12800000	7.1072
8	1-May	8:00 a.m.	84	0.9486	1.1475	0.1989	267	1	13350000	7.1255
9	1-May	8:00 p.m.	96	0.95	1.1996	0.2496	289	1	14450000	7.1599
10	2-May	8:00 a.m.	108	0.9533	1.2246	0.2713	301	1	15050000	7.1775
11	2-May	8:00 p.m.	120	0.9265	1.2676	0.3411	345	1	17250000	7.2368
12	3-May	8:00 a.m.	132	0.9422	1.2902	0.348	34	10	17000000	7.2304
13	3-May	8:00 p.m.	144	0.977	1.346	0.369	38	10	19000000	7.2788
14	4-May	8:00 a.m.	156	0.941	1.3388	0.3978	39	10	19500000	7.2900
15	4-May	8:00 p.m.	168	0.957	1.3837	0.4267	42	10	21000000	7.3222
16	5-May	8:00 a.m.	180	0.9695	1.424	0.4545	45	10	22500000	7.3522
17	5-May	8:00 p.m.	192	0.9401	1.4193	0.4792	47	10	23500000	7.3711
18	6-May	8:00 a.m.	204	0.9401	1.4266	0.4865	45	10	22500000	7.3522
19	6-May	8:00 p.m.	216	0.9834	1.4823	0.4989	50	10	25000000	7.3979
20	7-May	8:00 a.m.	228	0.9784	1.4813	0.5029	52	10	26000000	7.4150
21	7-May	8:00 p.m.	240	0.9432	1.4556	0.5124	55	10	27500000	7.4393

Anexo 8. Plano del cuerpo del biorreactor UASB.

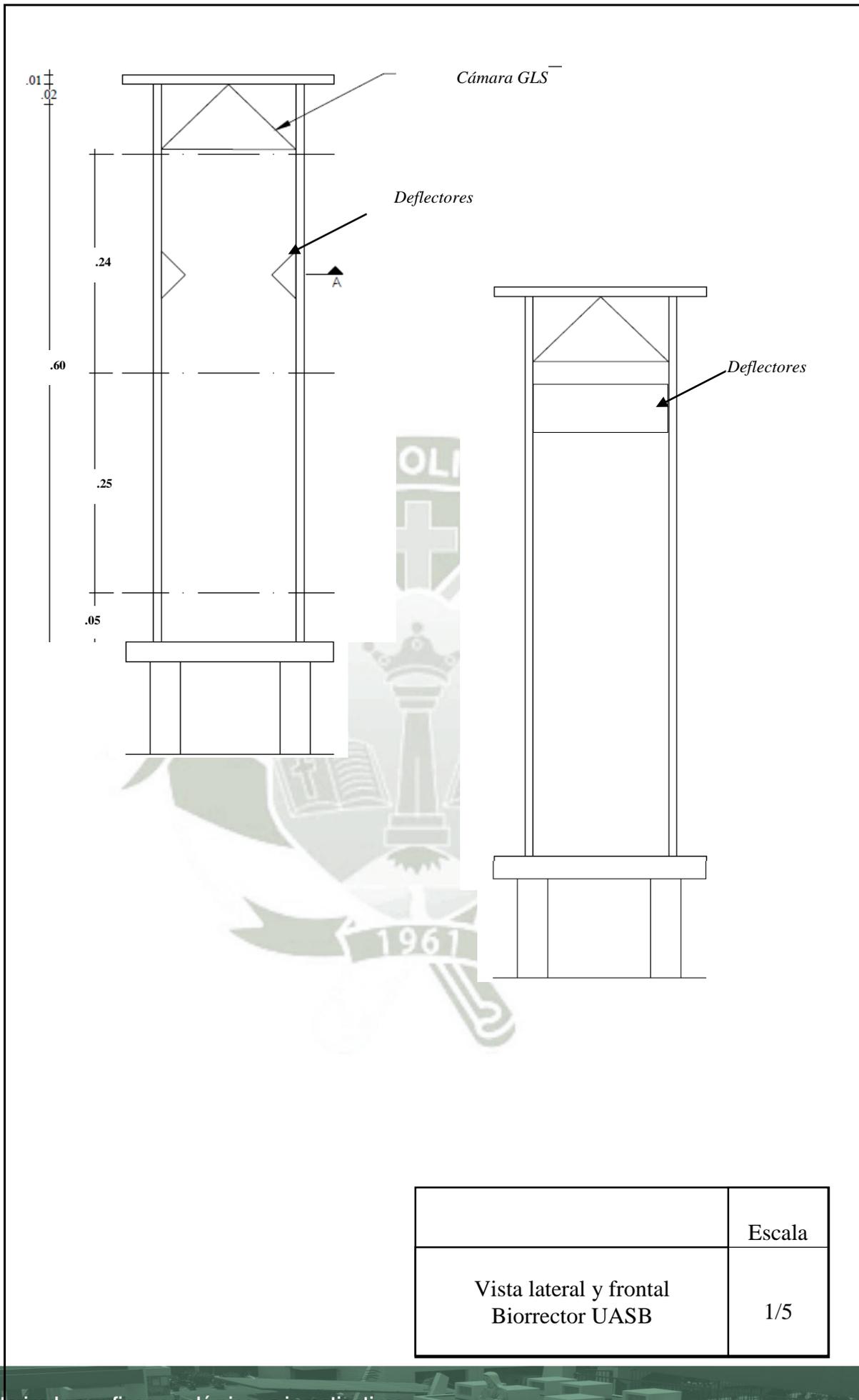
Las medidas del biorreactor se muestran en la tabla a continuación:

	BIOREACTOR UASB EXPERIMENTAL	UNIDADES
MEDIDA DE LA BASE	150	mm
	150	mm
	0.15	m
	0.15	m
MEDIDA DE CARA	600	mm
	150	mm
	0.6	m
	0.15	m
ALTURA EFECTIVA	540	mm
	0.54	m
ÁREA DE LA BASE	0.0225	m ²
VOLUMEN	0.0135	m ³
	13.5000	L
VOLUMEN EFECTIVO	0.0122	m ³
	12.1500	L

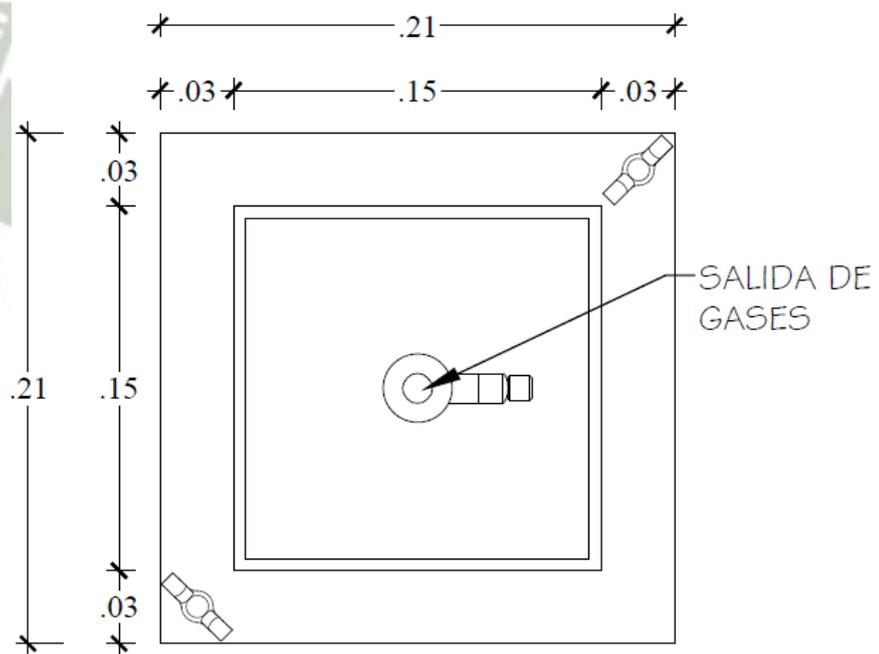
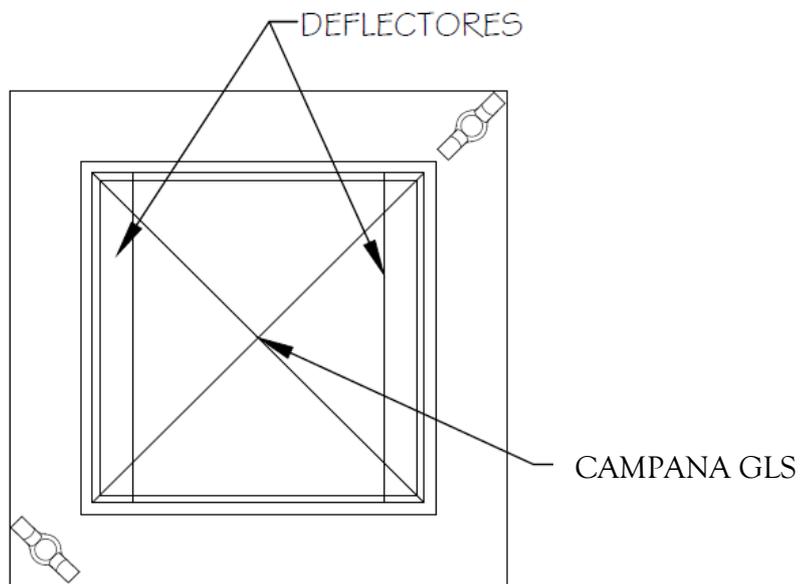
Para la determinación de la altura efectiva se restó el 10 % de la altura total.



	Escala
Biorreactor UASB	1/5



	Escala
Vista lateral y frontal Biorrector UASB	1/5



	Escala
Tapas del Biorreactor UASB	1/5

Anexo 9. Cálculos para el diseño de campana y deflectores

Para este diseño se fue hallando parte por parte de la campana según se muestra en la Fig. 5.

Velocidad de flujo en la campana (V_c):

$$V_c = 4 \times V_a$$

(Ec.1)

Donde:

V_c : velocidad de flujo en la campana (m/h)

V_a : velocidad ascensional (m/h) $\rightarrow 0.4$ m/h

$$V_c = 4 \times V_a$$

$$V_c = 4 \times 0.4 \text{ m/h}$$

$$V_c = 1.6 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

Caudal ideal en el biorreactor (Q):

Para determinar el caudal ideal del biorreactor se hizo a partir de la velocidad ascensional (V_a).

$$V_a = \frac{Q}{A}$$

(Ec.12)

Donde:

V_a : velocidad ascensional (m/h) $\rightarrow 0.4$ m/h

Q : caudal en el biorreactor (m^3/h)

A : área seccional transversal del biorreactor (m^2) $\rightarrow 0.0225 \text{ m}^2$

$$V_a = \frac{Q}{A}$$

$$V_a \times A = Q$$

$$Q = 0.4 \frac{\text{m}}{\text{h}} \times 0.0225 \text{ m}^2$$

$$Q = 0.009 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Área de abertura de la campana (A_{abertura}):

$$A_{\text{abertura}} = \frac{Q}{V_c}$$

(Ec.2)

Donde:

A_{abertura} : área de abertura de la campana (m^2)

Q: caudal en el biorreactor (m^3/h) $\rightarrow 0.009 \text{ m}^3/\text{h}$

V_c : velocidad de flujo en la campana (m/h) $\rightarrow 1.6 \text{ m}/\text{h}$

$$A_{\text{abertura}} = \frac{Q}{V_c}$$

$$A_{\text{abertura}} = \frac{0.009 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}}{1.6 \frac{\text{m}}{\text{h}}}$$

$$A_{\text{abertura}} = 0.0056 \text{ m}^2$$

Área de la campana (A_{campana}):

$$A_{\text{campana}} = A_R - A_{\text{abertura}}$$

(Ec.3)

Donde:

A_{campana} : área de la campana (m^2)

A_R : área del biorreactor (m^2) $\rightarrow 0.0225 \text{ m}^2$

$A_{abertura}$: área de abertura de la campana (m^2) $\rightarrow 0.0056 m^2$

$$A_{campana} = A_R - A_{abertura}$$

$$A_{campana} = 0.0225 m^2 - 0.0056 m^2$$

$$A_{campana} = 0.0169 m^2$$

Radio de la campana ($R_{campana}$):

$$R_{campana} = \frac{\sqrt{A_{campana}}}{2}$$

(Ec.4)

Donde:

$R_{campana}$: radio de la campana (m)

$A_{campana}$: área de la campana (m^2) $\rightarrow 0.0169 m^2$

$$R_{campana} = \frac{\sqrt{A_{campana}}}{2}$$

$$R_{campana} = \frac{\sqrt{0.0169 m^2}}{2}$$

$$R_{campana} = \frac{0.13 m}{2}$$

$$R_{campana} = 0.0650 m$$

Ancho de la abertura ($W_{abertura}$):

$$W_{abertura} = R_r - R_{campana}$$

(Ec.5)

Donde:

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m)

R_r : radio del biorreactor (m) $\rightarrow 0.075$ m

$R_{campana}$: radio de la campana (m) $\rightarrow 0.0650$ m

$$W_{abertura} = R_r - R_{campana}$$

$$W_{abertura} = 0.075 \text{ m} - 0.0650 \text{ m}$$

$$W_{abertura} = 0.010 \text{ m}$$

Altura del tubo de salida (W_G):

$$W_G = R_{campana} - \frac{1}{2}(W_{abertura})$$

(Ec.6)

Donde:

W_G : altura del tubo de salida (m)

$R_{campana}$: radio de la campana (m) $\rightarrow 0.0650$ m

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m) $\rightarrow 0.010$ m

$$W_G = R_{campana} - \frac{1}{2}(W_{abertura})$$

$$W_G = 0.0650 \text{ m} - \frac{1}{2}(0.010 \text{ m})$$

$$W_G = 0.0650 \text{ m} - 0.005 \text{ m}$$

$$W_G = 0.0600 \text{ m}$$

Altura de la campana (H_G):

$$H_G = W_G \tan \alpha$$

(Ec.7)

Donde:

H_G : altura de la campana (m)

W_G : altura del tubo de salida (m) \rightarrow 0.0600 m

α : ángulo de la apertura de la campana \rightarrow 50°

$$H_G = W_G \tan \alpha$$

$$H_G = 0.0600 (\tan 50)$$

$$H_G = 0.0600 \text{ m} (1.1918)$$

$$H_G = \mathbf{0.0715 \text{ m}}$$

Valor del traslapo en los deflectores (T_V):

$$T_V = 1.5(W_{abertura})$$

(Ec. 8)

Donde:

T_V : traslapo (m)

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m) \rightarrow 0.0100 m

$$T_V = 1.5(W_{abertura})$$

$$T_V = 1.5(0.0100 \text{ m})$$

$$T_V = \mathbf{0.0150 \text{ m}}$$

Ancho de los deflectores (W_D):

$$W_D = T_V + W_{abertura}$$

(Ec.9)

Donde:

W_D : ancho de los deflectores (m)

T_V : traslapo (m) \rightarrow 0.0150 m

$W_{abertura}$: ancho de la abertura (m) \rightarrow 0.0100 m

$$W_D = T_V + W_{abertura}$$

$$W_D = 0.0150 \text{ m} + 0.0100 \text{ m}$$

$$W_D = 0.0250 \text{ m}$$

Longitud de los deflectores (L_D):

$$L_D = 2W_D \tan 45^\circ$$

(Ec.10)

Donde:

L_D : Longitud de los deflectores (m)

W_D : ancho de los deflectores (m) \rightarrow 0.0250 m

$$L_D = 2W_D \tan 45^\circ$$

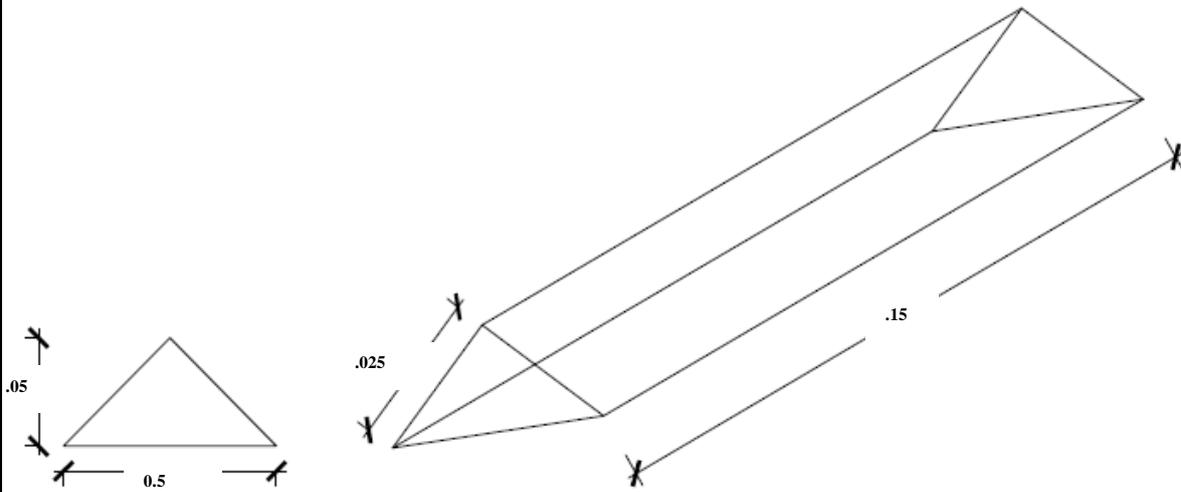
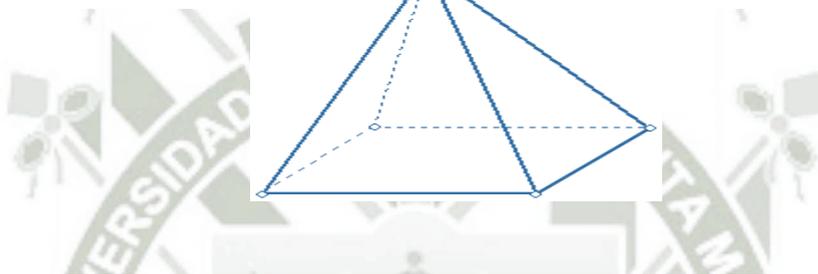
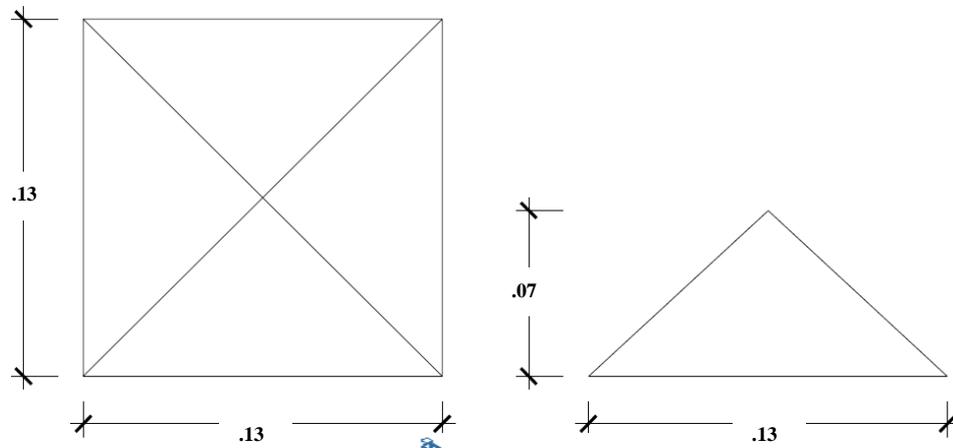
$$L_D = 2(0.0250\text{m}) \tan 45^\circ$$

$$L_D = 2(0.0250\text{m})(1)$$

$$L_D = 2(0.0250\text{m})$$

$$L_D = 0.0500 \text{ m}$$

Anexo 10. Plano de deflectores y campana



	Escala
Campana GLS y deflectores del Biorreactor UASB	1/5

Anexo 11. Tablas de datos de medición de área de nódulos con imágenes.

Experimento 1						
Tiempo (días)	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio		
	Área del nódulo (mm²)	Área del nódulo (mm²)	Área del nódulo (mm²)	Área del nódulo (mm²)		
1	0.0017 	0.0020 	0.0022 	0.0020		
2	0.0027 	0.0028 	0.0032 	0.0029		
3	0.0022 	0.0029 	0.0025 	0.0025		
4	0.0027 	0.0035 	0.0038 	0.0033		
5	0.0028 	0.0047 	0.0046 	0.0040		
6	0.0036 	0.0043 	0.0033 	0.0037		
7	0.0036 	0.0049 	0.0055 	0.0047		
8	0.0045 	0.0063 	0.0063 	0.0057		
9	0.0046 	0.0065 	0.0072 	0.0061		
10	0.0068 	0.0070 	0.0079 	0.0072		
11	0.0083 	0.0133 	0.0170 	0.0129		

12	0.0077		0.0083		0.0112		0.0091
13	0.0172		0.0209		0.0087		0.0156
14	0.0235		0.0095		0.0236		0.0189
15	0.0192		0.0238		0.0239		0.0223
16	0.0200		0.0140		0.0338		0.0226
17	0.0239		0.0275		0.0366		0.0293
18	0.0381		0.0343		0.0269		0.0331
19	0.0252		0.0452		0.0428		0.0377
20	0.0288		0.0392		0.0548		0.0409
21	0.0574		0.0579		0.0612		0.0588
22	0.0571		0.1001		0.1087		0.0886
23	0.1037		0.1244		0.1752		0.1344
24	0.1043		0.2461		0.2034		0.1846
25	0.1649		0.2532		0.2506		0.2229

Experimento 2

Tiempo (días)	Repeticion 1	Repeticion 2	Repeticion 3	Promedio
	Área del nódulo (mm ²)	Área del nódulo (mm ²)	Área del nódulo (mm ²)	Área del nódulo (mm ²)
1	0.0092 	0.0183 	0.0093 	0.0123
2	0.0685 	0.1422 	0.0575 	0.0894
3	0.1509 	0.1119 	0.1517 	0.1382
4	0.2492 	0.1564 	0.2219 	0.2092
5	0.4978 	0.3132 	0.3390 	0.3833
6	0.2855 	0.5617 	0.7279 	0.5250
7	0.8520 	1.5631 	1.2125 	1.2092
8	1.5631 	1.8221 	2.5853 	1.9902
9	0.8520 	1.1627 	2.8937 	1.6361
10	0.9772 	3.1178 	3.4384 	2.5111
11	3.1927 	3.6926 	3.8573 	3.5809

12	3.2885		3.7730		4.5468		3.8694
13	4.9613		4.0345		4.5138		4.5032
14	5.0764		5.0189		5.0987		5.0647
15	5.1146		5.3291		5.5506		5.3314
16	5.2202		5.7139		5.3853		5.4398
17	6.2641		6.0852		6.3812		6.2435
18	6.0433		6.2758		6.7823		6.3671
19	6.1461		6.3067		7.0489		6.5006
20	6.2108		7.1659		6.7698		6.7155
21	6.4902		6.9718		7.5039		6.9886
22	6.6411		7.7929		7.3370		7.2570
23	6.6761		7.9198		8.2564		7.6174
24	7.5525		9.0113		8.4210		8.3283
25	8.1468		10.5383		9.6712		9.4521

Anexo 12. Parámetros iniciales y finales de las Experimentaciones 1 y 2.

Parámetro	Experimentación 1					
	Repetición 1		Repetición 2		Repetición 3	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
pH.	7	7	6	7	7	7
Conductividad (µs/cm)	4480	2358	3654	1634	2920	1279
Salinidad	2.6	1.2	2.2	0.7	1.7	0.6
SDT	1997	987	1478	563	1308	543
SST (mg/L)	3768	1608	3676	1576	3482	1560
Volumen del Gas (mL)	0	2	0	1	0	1

Parámetro	Experimentación 2					
	Repetición 1		Repetición 2		Repetición 3	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
pH.	7	7	6	7	7	7
Conductividad (µs/cm)	3154	464	2989	460	4369	466
Salinidad	2.1	0.1	1.6	0.1	2.6	0.1
SDT	1394	205	1325	204	1965	207
SST (mg/L)	3527	838	3503	804	3687	856
Volumen del Gas (mL)	0	8.5	0	10	0	9

Anexo 13. Tablas de datos de parámetros

Tiempo (días)	Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)			Salinidad			Solidos Disueltos Totales (mg/L)			Solidos Suspendidos Totales (SST) (mg/L)		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
0	4600	4590	3060	2.7	2.7	1.7	1996	1997	1366	0	R3	1.4
1	3856	3934	2754	2.3	2.3	1.4	1694	1695	1295	3516	3423	3014
2	3321	3278	2425	1.9	1.9	1.2	1451	1427	1254	2872	2768	2613
3	2786	2010	2000	1.4	1	1	1296	899	895	2054	1992	1873
4	2010	1977	1946	1	1	0.9	897	883	868	1350	1237	1189
5	1944	1873	1826	1	0.9	0.9	873	832	810	718	694	673
6	1811	1782	1770	0.9	0.8	0.8	805	797	790	512	506	495
7	1762	1686	1663	0.8	0.8	0.8	783	726	741	478	487	476
8	1602	1577	1555	0.7	0.7	0.7	711	706	696	482	475	461
9	1532	1511	1209	0.7	0.6	0.5	681	658	541	464	461	458

10	1213	1198	1170	0.5	0.5	0.4	542	536	505	444	456	411
11	1164	1149	1144	0.4	0.4	0.4	517	514	512	400	403	396
12	1134	1128	1121	0.4	0.4	0.4	503	504	505	384	389	369
13	1115	1112	1093	0.4	0.4	0.4	499	499	489	368	365	358
14	1088	1022	1003	0.4	0.3	0.3	489	454	446	356	350	347
15	995	983	967	0.3	0.3	0.3	442	439	430	338	342	310
16	959	948	940	0.3	0.3	0.3	428	425	416	304	301	295
17	932	911	813	0.3	0.3	0.2	415	406	361	290	293	254
18	811	804	794	0.2	0.2	0.2	361	360	356	242	249	225
19	783	696	672	0.2	0.1	0.1	351	306	298	204	203	199
20	673	660	592	0.1	0.1	0.1	305	293	263	190	193	184

Anexo 14. Resultados muestras control de calidad UCSM



UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166
✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Apto. 1350
AREQUIPA - PERU



INFORME DE ENSAYO
Nº DE INFORME: ANA13G17.002838B

Nombre del Cliente	: Ximena Guadalupe Salazar Espinoza
Dirección del Cliente	: Calle Marconi 104
RUC	: No corresponde
Condición del Muestreo	: Por el cliente
Descripción	: Agua de Procesamiento de Fibra Inicial
Tamaño de muestra	: 1000 mL
Fecha de Recepción	: 27/07/2017
Fecha de Inicio del Ensayo	: 27/07/2017
Fecha de Emisión de Informe	: 01/08/2017
Página	: 1 de 1

I. ANALISIS FISICO – QUIMICO:

ANÁLISIS	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO mg/L) NMX-AA-030-SCFI-2001	3551,59
DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN (mg/L) Calculo NMX-F-527-1992	3250,16
DETERMINACIÓN DE ACEITES Y GRASAS (mg/L) Metodo 5520e Soxhlet Extraction Method Standars Methods For The Examination Of Water And Waste Water Usa Apha Wdc 2005 19th Ed 1995 Pp 5-34	750,23

II. ANALISIS MICROBIOLÓGICO:

ANÁLISIS	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES (DBO5 ppm) Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA NMX-AA-028-SCFI-2001	1321,56

OBSERVACIONES:

- Este documento al ser emitido sin el símbolo de acreditación, no se encuentra dentro del marco de la acreditación otorgada por INACAL –DA.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad

Q.F. Ricardo A. Abril Ramírez
CQFDA 00624
ESPECIALISTA EN CONTROL DE
CALIDAD LECC





UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 + 51 54 382038 ANEXO 1166
laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe http://www.ucsm.edu.pe Aptdo. 1350
AREQUIPA - PERU



INFORME DE ENSAYO
N° DE INFORME: ANA04H17.002868

Nombre del Cliente : Ximena Guadalupe Salazar Espinoza
Dirección del Cliente : Calle Marconi 104
RUC : No corresponde
Condición del Muestreado : Por el cliente
Descripción : Agua de Procesamiento de Fibra Final
Tamaño de muestra : 2000 mL
Fecha de Recepción : 04/08/2017
Fecha de Inicio del Ensayo : 04/08/2017
Fecha de Emisión de Informe : 11/08/2017
Página : 1 de 1

I. ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICO:

ANÁLISIS	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO mg/L) NMX -AA-030-SCFI-2001	871,0
DETERMINACIÓN DE SOLIDOS EN SUSPENSIÓN (mg/L) Calculo NMX-F-527-1992	258,0
DETERMINACIÓN DE ACEITES Y GRASAS (mg/L) Metodo 5520e Soxhlet Extraction Method Standars Methods For The Examination Of Water And Waste Water Usa Apha Wdc 2005 19th Ed 1995 Pp 5-34	54,0

II. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO:

ANÁLISIS	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES (DBO5 ppm) Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA NMX-AA-028-SCFI-2001	300,0

OBSERVACIONES:

- Este documento al ser emitido sin el símbolo de acreditación, no se encuentra dentro del marco de la acreditación otorgada por INACAL –DA.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad

Q.F. Ricardo A. Abril Ramírez
CQFDA 09624
ESPECIALISTA EN CONTROL DE
CALIDAD LECC

