

**EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DEL BUCHÓN DE AGUA
MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA CON ESTIÉRCOL BOVINO**

**ANA MARIA LÓPEZ AGUIRRE
CRISTINA RUIZ RESTREPO**

**UNIVERSIDAD EAFIT
ESCUELA DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE PROCESOS
MEDELLÍN
2014**

**EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DEL BUCHÓN DE AGUA
MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA CON ESTIÉRCOL BOVINO**

**ANA MARIA LÓPEZ AGUIRRE
CRISTINA RUIZ RESTREPO**

**PROYECTO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO DE PROCESOS**

Asesor:

**Profesor Kevin Molina Tirado.
MSc, Ingeniero Químico**

Co-asesor:

**Profesor Diego Acosta Maya
PhD Chemical Engineering, University of Oklahoma**

**UNIVERSIDAD EAFIT
ESCUELA DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE PROCESOS
MEDELLÍN**

2014

Nota de aceptación:

Firma presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Medellín Abril de 2014

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Rendimientos de biogás con buchón de agua como sustrato.....	26
Tabla 2. Caracterización material orgánico sin dilución.....	33
Tabla 3. Caracterización de material orgánico en cada R _{I-S}	34
Tabla 4. Factores bajo estudio DDE.....	39
Tabla 5. % Humedad antes y después de la biodegradabilidad anaerobia.....	41
Tabla 6. % Remoción ST de las muestras orgánicas.	42
Tabla 7. % Remoción SV de las muestras orgánicas.....	42
Tabla 8. Caracterización de las muestras orgánicas.....	43
Tabla 9. Influencia del inóculo en cada R _{I-S}	54
Tabla 10. Rendimiento de las muestras orgánicas.....	55
Tabla 11. ANOVA simple para el rendimiento de biogás por los factores A, B.....	55
Tabla 12. Resultados evaluados R _{I-S} 3. *100.....	56
Tabla 13. Listado de equipos proceso de digestión anaerobia.	63
Tabla 14. Costo equipos para el proceso de digestión anaerobia	65
Tabla 15. Depreciación del costo de los equipos del proceso de digestión anaerobia	66
Tabla 16. Costo materia prima para el proceso de digestión anaerobia	67
Tabla 17. Costo servicios industriales proceso de digestión anaerobia.....	68
Tabla 18. Flujo de caja proceso de digestión anaerobia escala piloto.....	69
Tabla 19. Sólidos volátiles sustrato, cosustrato e inóculo.....	75
Tabla 20. Cantidades de cada R _{I-S}	77
Tabla 21. Material orgánico incubado.....	78
Tabla 22. Corrientes de alimentación diseño conceptual.....	84
Tabla 23. Escalamiento corrientes de alimentación	84
Tabla 24. Densidad sustrato, cosustrato e inóculo	85

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Producción acumulada de biogás RI-S 3:1	44
Gráfica 2. Producción acumulada de biogás réplica RIS 3:1	44
Gráfica 3. Rendimiento biogás RIS 3:1 y replica	45
Gráfica 4. Producción acumulada de biogás RIS 2:1	46
Gráfica 5. Producción acumulada de biogás RIS 2:1 réplica	46
Gráfica 6. Rendimiento de biogás RIS 2:1 y réplica	47
Gráfica 7. Producción acumulada de biogás RIS 1:1	48
Gráfica 8. Producción acumulada de biogás RIS 1:1 réplica	48
Gráfica 9. Rendimiento biogás RIS 1:1	49
Gráfica 10. Producción acumulada de biogás RIS 0.5:1	50
Gráfica 11. Producción acumulada de biogás RIS 0.5:1 réplica	50
Gráfica 12. Rendimiento de biogás para la RIS 2:1 y réplica	51
Gráfica 13. Producción de biogás inóculo.	52
Gráfica 14. Producción de biogás EL	52
Gráfica 15. Velocidad de producción de biogás $R_{I-S} 3, 100$ y $3, *100$	54
Gráfica 16. Flujo de caja acumulado descontado	70
Gráfica 17. Curvas de calentamiento	74
Gráfica 18. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 3:1$	79
Gráfica 19. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 3:1$ Réplica	79
Gráfica 20. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 2:1$	80
Gráfica 21. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 2:1$ Réplica	80
Gráfica 22. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 1:1$	81
Gráfica 23. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 1:1$ Réplica	81
Gráfica 24. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 0,5:1$	82
Gráfica 25. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia $R_{I-S} 0,5:1$ Réplica	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia de materiales poliméricos.....	19
Figura 2. Balanza analítica (a) y Mufla (b)	35
Figura 3. pHmetro.....	36
Figura 4. Sistema de calentamiento	36
Figura 5. Configuración del montaje método volumétrico para medición de biogás producido.....	38
Figura 6. Detalle Factores DDE	39
Figura 7. Esquema DDE.....	40
Figura 8. Diagrama de entradas y salidas proceso de digestión anaerobia.	60
Figura 9. BFD proceso de digestión anaerobia.	60
Figura 10. Diagrama de Gantt para el proceso de digestión anaerobia	61
Figura 11. PFD proceso de digestión anaerobia	62

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1. % Remoción de sólidos totales.....	41
Ecuación 2. % Remoción de sólidos volátiles	41
Ecuación 3. Rendimiento de biogás	43
Ecuación 4. Factor de escalado	65
Ecuación 5. Depreciación método línea recta	66
Ecuación 6. Operarios por año.	67
Ecuación 7. Costo mano de obra.....	67
Ecuación 8. Costo anual de electricidad.....	68
Ecuación 9. Costo anual agua de proceso.	68
Ecuación 10. Costos totales.....	68
Ecuación 11. R_{i-s}	75
Ecuación 12. SV de sustrato y cosustrato en el reactor.	75
Ecuación 13. Concentración mezcla sustrato - cosustrato.....	76
Ecuación 14. Contenido de SV de la mezcla sustrato - cosustrato.....	76
Ecuación 15. Cantidad sustrato en g SV	76
Ecuación 16. Cantidad muestra licuada de sustrato	76
Ecuación 17. Cantidad de cosustrato en g SV	76
Ecuación 18. Cantidad muestra licuada de cosustrato	76
Ecuación 19. Número batches anuales	85
Ecuación 20. Capacidad de la planta	85
Ecuación 21. Factor de tamaño	85
Ecuación 22. Tamaño de batch.....	86
Ecuación 23. Volumen del tanque.....	86

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA.....	12
3. MARCO TEÓRICO.....	14
3.1 BUCHÓN DE AGUA	14
3.1.1 Impactos ambientales y efectos socioeconómicos asociados al buchón de agua.....	14
3.1.2 El buchón de agua en Colombia	15
3.1.3 Métodos de control del buchón de agua.	16
3.1.4 El papel del buchón de agua en la producción del biogás.	17
3.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	17
3.3 PARÁMETROS PRINCIPALES EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	19
3.3.1 Temperatura.....	19
3.3.2 pH de operación.	20
3.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	20
3.3.4 Relación Carbono – Nitrógeno (C:N).	20
3.4 CODIGESTIÓN	21
3.5 PRODUCCIÓN DE BIOGÁS.....	21
3.6 CUANTIFICACIÓN DE BIOGÁS.....	22
3.7 ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	22
4. ALGUNOS ANTECEDENTES	23
5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	29
6. HIPÓTESIS.....	29
7. OBJETIVOS	29
7.1 Objetivo general.....	29
7.2 Objetivos específicos.....	30
8. ALCANCE DEL PROYECTO	30
9. MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
9.1 MATERIALES	31
9.1.1 Recolección de las muestras	32

9.1.2	Caracterización del sustrato, cosustrato e inóculo	32
9.1.3	Preparación y caracterización de las muestras	33
9.2	MÉTODOS.....	35
9.2.1.	Métodos analíticos.....	35
9.2.2	Métodos experimentales	37
9.2.3	Métodos estadísticos	38
10.	ANÁLISIS Y RESULTADOS	40
10.1	RESULTADOS ENSAYOS EXPERIMENTALES.....	40
10.2	PRODUCCIÓN DE BIOGÁS.....	43
10.2.1	R _{I-S} 3:1	44
10.2.2	R _{I-S} 2:1	46
10.2.3	R _{I-S} 1:1	48
10.2.4	R _{I-S} 0,5:1	50
10.2.5	Control/blanco	51
10.2.6	Influencia del inóculo sobre la mezcla sustrato - cosustrato.....	54
10.3	DISEÑO DE EXPERIMENTOS.....	55
11.	DISEÑO CONCEPTUAL DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA PILOTO.....	57
11.1	Process Design Specification (PDS)	57
•	Especificaciones del Producto o Productos	57
•	Especificaciones de las materias Primas	57
•	Características de ubicación de la planta o instalación (Antioquia, 2014).....	57
•	Capacidades	58
•	Servicios industriales disponibles.....	58
•	Condiciones económicas y financieras del entorno.....	58
•	Legislación ambiental aplicable.....	58
•	Legislación de higiene y seguridad industrial aplicable	58
•	Normas para codificar	58
11.2	Descripción del proceso	59
11.3	Diagrama de entradas y salidas.....	59
11.4.	Diagrama de bloques (BFD).....	60
11.5	Diagrama de Gantt	60

11.6 Diagrama de flujo de proceso (PFD).....	61
11.7 Análisis financiero	65
11.7.1 Costos de los equipos.....	65
11.7.2 Ingresos	69
11.7.3 Flujo de caja.....	69
12. CONCLUSIONES	71
13. RECOMENDACIONES	73
ANEXO 1. SISTEMA DE CALENTAMIENTO	74
ANEXO 2. DETERMINACIÓN DE LA R_{I-S}	75
ANEXO 3. ESTABILIZACIÓN ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA	79
ANEXO 4. CÁLCULOS DISEÑO CONCEPTUAL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA PILOTO	84
4.1 Capacidad de la planta a escala piloto.	84
4.2 Factor de tamaño escala piloto.....	85
BIBLIOGRAFÍA.....	87

RESÚMEN

En esta investigación se llevó a cabo el montaje a escala laboratorio para la evaluación de la producción de biogás a partir del buchón de agua en codigestión anaerobia con estiércol bovino. Durante el desarrollo experimental se realizaron mediciones antes y después del periodo de codigestión de las variables como sólidos totales, sólidos volátiles y pH; con el fin de establecer el desempeño del proceso.

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia a escala laboratorio se llevaron a cabo con sustratos húmedos en 32 reactores (incluyendo réplica) de 250 ml durante 22 días, incubados a $35 \pm 1^\circ\text{C}$, con agitación intermitente. Se evaluaron R_{I-S} de 3:1, 2:1, 1:1 y 0,5:1; en las cuales se mantuvo constante una concentración de inóculo de 10 g SV/L; con una mezcla de cantidades de sustrato - cosustrato de 0, 33, 66, 100 % de buchón de agua, determinadas mediante un diseño de experimentos factorial completo 4 X 4.

La medición de la producción de biogás se realizó diariamente mediante el método volumétrico, obteniendo un volumen máximo de biogás acumulado a partir de la R_{I-S} 0,5,*100 de 823 ml de biogás. Por su parte, el más alto rendimiento de biogás correspondió a la R_{I-S} 3*100 con un valor de 539,46 ($\text{ml}_{\text{biogás}}/\text{g SV}$), en la que se determinó un 29% de remoción de sólidos volátiles y un valor en el pH de 7,4 y 8,91 inicial y final respectivamente. Con la que se realiza el diseño conceptual del proceso a escala piloto con una capacidad de 150 L, para cubrir una demanda de 2500 L de biogás anuales; sin embargo el análisis financiero determinó que el proceso no era viable económicamente al presentar, a una proyección de 12 años, un VPN de \$ -205.728.895,96.

Palabras claves: buchón de agua, digestión anaerobia, codigestión anaerobia, producción de biogás, rendimiento de biogás, actividad metanogénica específica.

1. INTRODUCCIÓN

La energía renovable desempeñará un papel crucial en la sociedad del siglo XXI (Blaschke et al., 2013) debido al aumento en el precio de los combustibles fósiles, la creciente preocupación ambiental en cuanto a su uso e impacto (incluido el cambio climático) y las consideraciones relacionadas con la seguridad y diversificación del abastecimiento energético; se fundamenta así la búsqueda de fuentes de energía alternativas que logren competir efectivamente con la obtenida a partir de combustibles fósiles. Por esta razón, el uso de la biomasa, como materia prima renovable para la generación de energía a nivel mundial, ha tenido un incremento considerable en las últimas décadas (Van Dam et al., 2008); y la tecnología del biogás se ha posicionado como una alternativa viable para la satisfacción de necesidades energéticas a través de la biomasa (Yadvika et al., 2004).

En 2007 se estimó que la generación de electricidad mundial anual a partir de la biomasa superó los 185 TWh, de los cuales el 14% se generó a partir de biogás y el 12% de residuos sólidos urbanos (Abbasi & Abbasi, 2010); en 2009 la energía a partir de la biomasa significó cerca del 10% del suministro de energía primaria total mundial (IEA, 2013).

Una fuente potencial de biomasa para la producción de biogás mediante digestión anaerobia es el buchón de agua, planta acuática de libre flotación que debido a su alta tasa de propagación ha invadido sistemas de agua dulce en más de 50 países de todos los continentes, excepto en la Antártida (Global Invasive Database; 2006).

El enfoque de este trabajo se fundamenta en establecer la relación entre el buchón de agua (sustrato) y el estiércol bovino (cosustrato) en presencia de lodo anaerobio (inóculo), que favorezca el más alto rendimiento de biogás mediante ensayos de biodegradabilidad anaerobia con base en la metodología de actividad metanogénica específica (AME), a partir de la implementación de un sistema a escala laboratorio que permita cuantificar la producción de biogás por medio del método volumétrico reportado por Torres & Pérez (2010). Finalmente, con base en estos resultados, realizar el diseño conceptual de dicho proceso a escala piloto con una capacidad de 150 L, para determinar su viabilidad económica.

2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

La proliferación del buchón de agua provoca obstrucción de rutas fluviales, disminución significativa de actividades pesqueras, interferencia con los planes hidroeléctricos (Gunnarsson & Petersen, 2007), disminución en el nivel de oxígeno disuelto en el agua, aumento en los sedimentos orgánicos y en la pérdida de agua por evapotranspiración causante de la disminución de la capacidad hídrica en los embalses, favoreciendo una disminución en el nivel de oxígeno disuelto en el agua, un aumento en los sedimentos orgánicos y pérdida de agua por evapotranspiración; factores que promueven la acumulación de dióxido de azufre (SO₂), el cual hace que el agua tenga un mal olor y sabor. Así mismo se induce a una competencia con otras especies acuáticas por la luz, los nutrientes y el oxígeno; afectando la población de peces nativos, el hábitat de las aves acuáticas (Nang'alelwa, 2008; OEPP/EPPO, 2008) y se favorecen las condiciones propicias para la cría de mosquitos vectores de la malaria, la encefalitis y la filariasis (Malik, 2007); además, la obstrucción en el flujo de agua aumenta la probabilidad de inundaciones (Coetzee et al., 2009).

Los esfuerzos de control implementados contra la propagación del buchón de agua se clasifican en tres métodos principales: físico, químico y biológico; los cuáles van desde el retiro manual de la planta hasta la aplicación de herbicidas y la liberación de agentes de control biológico (Coetzee et al., 2009); sin embargo, los altos costos de inversión y el desequilibrio ambiental han permitido replantear la gestión del buchón de agua no como la suma de acciones puntuales en los cuerpos de agua, sino como una gestión integral que totalice la visión multidisciplinaria e interinstitucional en la fuente del problema (Arteaga et al., 2010).

Es así como la digestión anaerobia para la producción de biogás a partir del buchón de agua removido surge como una alternativa tecnológica y ambiental viable, enfatizando en la recuperación de energía relacionada con el proceso (Mata-Alvarez et al., 2000; Gunnarsson & Petersen, 2007; Abbasi & Abbasi, 2010; Raposo et al., 2011). Además, es posible favorecer el rendimiento del biogás obtenido mediante la codigestión del sustrato con estiércol animal, debido a que la sinergia resultante del contenido de los nutrientes de ambos materiales orgánicos favorece la estabilidad del proceso (Chen et al., 2008; Ward et al., 2008).

Para determinar si los residuos de buchón de agua obtenidos mediante remoción física son material orgánico adecuado en un proceso de digestión anaerobia a gran escala, se requiere

la realización de estudios experimentales a una menor escala de larga o corta duración, que logren predecir los rendimientos de biogás y brinden información útil sobre el desarrollo del proceso. Los estudios a largo plazo (de uno a dos años) se realizan en digestores de flujo continuo a escala piloto, que son diseñados con características similares a las condiciones de operación de los digestores a escala industrial, con el fin de estudiar el desempeño global del sistema en el tiempo. Los estudios de corta duración (días y meses), se realizan a escala laboratorio en reactores tipo batch, para determinar principalmente los rendimientos de biogás y la biodegradabilidad de los sustratos (Labatut et al., 2011).

Investigaciones realizadas en las últimas décadas sobre la digestión anaerobia a partir de buchón de agua han reportado rendimientos de biogás, en términos de mililitros de biogás por gramos de sólidos volátiles adicionados (ml / g SV) de hasta 670 ml / g SV, en los cuales se destaca un aumento en el rendimiento obtenido al mezclar el buchón de agua con estiércol animal (Malik, 2007). O'Sullivan et al., (2010) obtuvo un rendimiento de biogás de 267 ml /g SV al evaluar la biodegradabilidad anaerobia del buchón de agua con estiércol bovino utilizando como inóculo lodo de un digestor anaerobio que trataba aguas residuales y residuos de alimentos. Yusuf & Ify (2011) reportan un rendimiento de biogás de 282 ml / g SV, al evaluar la codigestión del buchón de agua, estiércol bovino y residuo de papel en reactores batch a escala laboratorio.

Sin embargo en los diferentes estudios experimentales consultados hay poca coincidencia sobre las fuentes de inóculo utilizadas y las proporciones en que el sustrato, cosustrato e inóculo deben combinarse para obtener el más alto rendimiento de biogás.

En base a esto surge la necesidad efectuar un estudio de biodegradabilidad anaerobia a escala laboratorio del buchón de agua producido en nuestro campus universitario, con el fin de dar un valor agregado a este residuo orgánico y a la vez obtener un ahorro al prescindir el costo por su disposición final. Utilizando un inóculo de fácil consecución a nivel local procedente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR); y mediante un diseño de experimentos de determinar la relación sustrato/cosustrato/inóculo que promueva el mayor rendimiento de biogás en ml/g SV.

Los resultados del estudio a escala laboratorio serán el soporte para la elaboración del diseño conceptual de dicho proceso a escala piloto a un volumen de 150 L, con el fin de determinar su viabilidad económica.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 BUCHÓN DE AGUA

El buchón de agua, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, es una macrófita o planta acuática de libre flotación originaria de la Amazonia, Brasil; que tiene la capacidad de reproducirse tanto sexual como vegetativamente (OEPP/EPPO, 2008). La duplicación de su tamaño puede darse en cinco días (Malik, 2007), diez días (OEPP/EPPO, 2008) y el rango más amplio se encuentra entre seis y quince días (Arteaga et al., 2010). Una estera de plantas de tamaño medio puede contener hasta dos millones de plantas por hectárea que pesan de 270 a 400 toneladas (Malik, 2007). El tamaño de la planta varía según su hábitat y aumenta al crecer en aguas residuales, su longitud desde la parte superior de las flores hasta el extremo de las raíces varía entre 0,5 y 1,2 m. La planta se desarrolla lateralmente hasta cubrir la superficie del agua y luego incrementa su crecimiento en forma vertical (Rodríguez, 2003) llegando a crecer hasta 60 cm / mes (Malik, 2007). Su alta tasa reproductiva lo ha transformado en una plaga que ha invadido lagos y ríos en África, Asia y América (Da Rosa, 2005; Global Invasive Database; 2006); ocupando el octavo puesto entre las 10 malezas más invasivas del mundo (Arteaga et al., 2010). Además, su apariencia, en particular su flor vistosa de color malva (violeta), la ha hecho útil para fines ornamentales, factor que ha contribuido con su propagación a nivel mundial (Julien et al., 1996).

El buchón de agua está compuesto en un 95% de agua, pero debido a su tejido fibroso y su alta cantidad de energía y proteína, puede ser utilizado como agente de fitoremediación y como materia prima para compostaje, forraje animal/alimento para peces, elaboración de tableros de fibra, papel artesanal, producción de alcohol carburante y biogás (Malik, 2007).

3.1.1 Impactos ambientales y efectos socioeconómicos asociados al buchón de agua.

La proliferación del buchón de agua restringe el acceso a los cuerpos de agua, afectando negativamente las actividades pesqueras y comerciales afines, la eficacia de los canales de riego, la navegación y el transporte, los programas hidroeléctricos y el turismo; lo cual acarrea dificultades económicas y arriesga los medios de subsistencia de la comunidad aledaña (Nang'alelwa, 2008; Coetzee et al., 2009).

A nivel mundial, la infestación del buchón de agua ha tenido un efecto negativo en los valores inmobiliarios y en los costos asociados al uso recreativo de los cuerpos de agua por parte de los consumidores: En Shanghai, entre el 2002 y 2006, el gobierno invirtió más de

USD 1,2 millones en el desarrollo del proyecto de gestión integrada de buchón de agua (Chu et al., 2006). En España y Portugal, las consecuencias de la invasión están asociadas a la pesca, el deporte recreativo, la navegación de los barcos y el turismo (Téllez et al., 2008). En África, la infestación afecta la producción de energía en las hidroeléctricas, por ejemplo, como consecuencia de la avanzada proliferación de la planta hubo un aumento en la concentración de óxidos de nitrógeno que causó corrosión en las turbinas de la presa de Kafue Gorge en Zambia, responsable del suministro de 900 MW de energía al país, por lo que una de las cinco turbinas tenía que ser cerrada un día a la semana. Además, las represas hidroeléctricas en el río Shire, Malawi y la presa de las cataratas Owen en Jinga, Uganda, también se vieron en la obligación de suspender su producción debido a que el buchón de agua obstruyó el sistema de refrigeración (OEPP/EPPO, 2008). Así mismo, los costos generados por los efectos de esta invasión en la central eléctrica de las cataratas Victoria en 2007/2008 ascendieron a 946.822 USD (Nang'alelwa, 2008).

3.1.2 El buchón de agua en Colombia. En el territorio colombiano se ha reportado la presencia de buchón de agua en múltiples cuencas hidrográficas (Cauca, Magdalena, Sinú, Porce), ciénagas, lagunas y embalses (Sonso, Fúquene, Muña, Tominé, Porce II, Guatapé, Riogrande, La Fe, entre otras); concretamente el embalse del Muña (Sibaté, Cundinamarca) se encontraba invadido por aproximadamente 550 hectáreas de buchón de agua que representaban un 77% de las 710 hectáreas del embalse. El embalse Tominé (Guasca-Sesquilé, Guatavita, Cundinamarca) tiene alrededor de 300 hectáreas invadidas por buchón, es decir un 8% del total de las 3900 hectáreas del embalse. En el 2009 la condición más crítica de esta problemática se evidenció en el embalse Porce II, cuerpo de agua hipereutrófico que cuenta con excelentes condiciones abióticas donde se obtuvieron porcentajes de invasión de 36% del espejo de agua equivalente a 322 hectáreas; la tasa promedio de crecimiento del buchón era de 447,5 g/m día y un tiempo promedio de duplicación de 15 días (Arteaga et al., 2010).

Debido a esta problemática, las Empresas Públicas de Medellín (EPM) desde el comienzo de la operación del embalse en el año 2001, ha ejecutado diversas acciones de monitoreo y control de la invasión, que contemplan el control físico y el mecánico; sin embargo, con el fin de obtener resultados más eficientes, ha propuesto el control químico como una medida adicional para controlar mayores áreas de invasión y así minimizar los impactos negativos presentados, especialmente en lo relacionado con la reproducción de vectores de importancia en salud pública (Arteaga et al., 2010).

3.1.3 Métodos de control del buchón de agua.

Para combatir los efectos causados por la alta proliferación del buchón de agua, se han desarrollado varias iniciativas que incluyen la remoción física, el control biológico y la aplicación de herbicidas (Qld Dept Primary Industries, 2009).

En términos económicos, el costo del control de la invasión del buchón de agua está en función de la velocidad de eliminación, mano de obra empleada, equipos requeridos y frecuencia del tratamiento; cada uno de estos factores varía dependiendo del tipo de control utilizado, la extensión de la infestación, la configuración espacial de la zona (Coetzee et al., 2009; Villamagna & Murphy, 2010), los patrones estacionales climáticos, usos designados del cuerpo de agua y las limitaciones presupuestarias (Gibbons et al., 1994).

Mediante el **control físico** se realiza un retiro manual de las plantas acuáticas, se usan colorantes para bloquear la luz solar, se ajustan barreras para confinar e impedir su crecimiento y por último se queman las plantas deshidratadas; los resultados son exitosos en cuerpos de agua pequeños como lagos privados, pero poco efectivos a gran escala por su alto costo (Arteaga et al., 2010).

El **control mecánico**, que hace parte del control físico, incluye el corte in-situ de las plantas, a las cuales se les deja morir y descomponer en el agua, lo cual logra reducir el oxígeno disuelto y alterar la estructura trófica como resultado de cambios en los balances de nutrientes y carbono (Greenfield et al., 2006); este tipo de control abre inmediatamente el espacio físico (hábitat) para los peces, el tráfico de embarcaciones, la pesca y la recreación (Villamagna & Murphy, 2010).

Hay maquinaria disponible para cortar, picar, aplastar, prensar, tirar o remover las plantas acuáticas, sin embargo con métodos eficientes solo se alcanza a limpiar entre tres y cuatro hectáreas diarias (Arteaga et al., 2010).

El **control químico** requiere menos mano de obra intensiva y costosa que los anteriores, especialmente a gran escala (Gutiérrez, 1993), sin embargo, su costo dependerá en gran medida del equipo utilizado en la administración del herbicida, sin embargo, se debe considerar que los herbicidas son menos selectivos ya que pueden afectar otras especies (macrófitas o algas), resultando en una peligrosa desoxigenación y en efectos ecológicos de gran impacto (Villamagna & Murphy, 2010).

Finalmente, los programas de **control biológico** se deben principalmente a la investigación y desarrollo. La especificidad del huésped es el aspecto fundamental en la eficiencia del método, idealmente el agente introducido tendrá una estrecha gama de requisitos para

mantener sus efectos centrados en la planta objetivo, pero también deberá ser lo suficientemente amplia como para mantener una población viable cuando el huésped esté en bajas densidades (Villamagna & Murphy, 2010).

3.1.4 El papel del buchón de agua en la producción del biogás.

El buchón de agua es una fuente potencial de biomasa, que por su composición de celulosa y hemicelulosa entre 22 - 33,97% y una adecuada relación C: N entre 20 - 35, puede ser degradado fácilmente y utilizado en la producción de biogás a través de la digestión anaerobia (Kivaisi & Mtila, 1998; Jayaweera et al., 2007; Malik, 2007; Verma et al., 2007; O'Sullivan et al., 2010; Wang & Calderon, 2012).

Los rendimientos de biogás a partir del buchón de agua, en términos de litros de biogás por gramo de sólidos totales adicionados, se han reportado alrededor de 340 L / g ST, superando los obtenidos a partir del forraje de arroz y otros residuos agrícolas (Wang & Calderon, 2012). Lo cual ha favorecido que la conversión del buchón de agua en biogás se haya consolidado como un área de interés en los últimos años.

Además, se ha concluido que es posible mejorar los rendimientos de biogás al mezclar el buchón de agua con estiércol animal (Malik, 2007), lo cual hace de la codigestión un tema de estudio de suma importancia.

3.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es el término utilizado para describir la degradación microbiana de materiales biodegradables en ausencia de oxígeno (O'Sullivan et al., 2010), al promover la transformación de compuestos orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en productos más simples, como metano, gas carbónico, gas sulfhídrico y amonio. Los microorganismos que participan en la digestión anaerobia actúan por medio de reacciones específicas secuenciales, las cuales cuentan con bacterias especializadas en cada una de ellas (Foresti et al., 1999). Así, este proceso tiene el potencial no sólo de tratar residuos sólidos o líquidos, sino también de generar biocombustible útil (Lu et al., 2007); la biomasa que resulta ser adecuada para el desarrollo de la fermentación se denomina "sustrato" (Deublein & Steinhauser, 2008).

El biogás obtenido durante la digestión anaerobia de sólidos orgánicos biodegradables puede ser utilizado para compensar parte de los requerimientos energéticos del proceso; y

resulta ser una alternativa viable frente al aumento de los costos de electricidad y gas natural (Chynoweth et al., 2001; Khanal, 2008).

El subproducto de la digestión anaerobia conocido como digestato puede emplearse como bioabono, el cual actúa como acondicionador de las características físicas del suelo, facilitando la aireación, aumentando la capacidad de retención de humedad, la infiltración del agua y el intercambio catiónico (Álvarez & Pérez, 2005), al tratarse de una gran fuente de nutrientes al conservar altas cantidades de nitrógeno y fósforo (Hartmann & Ahring, 2005; Gunnarsson & Petersen, 2007; O'Sullivan et al., 2010).

Fases de la digestión anaerobia:

La producción de biogás mediante digestión anaerobia es un proceso que comprende cuatro fases principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La fase de hidrólisis implica la conversión de compuestos orgánicos complejos en azúcares, la acidogénesis conlleva a la conversión de estos azúcares en ácidos orgánicos; la acetogénesis involucra la conversión de estos ácidos orgánicos en ácido acético y, finalmente, la fase metanogénica realiza la conversión de ácido acético en metano y dióxido de carbono (Lu et al., 2007).

El proceso inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias hidrolíticas. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos, alcoholes y compuestos relacionados, que son adecuados como fuente de energía y carbono celular, estos compuestos son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así como compuestos reducidos como el etanol, además de H₂ y CO₂. Los productos de la fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de bacterias facultativas y anaerobias obligadas, llamadas también acetogénicas productoras de hidrógeno o formadoras de ácido. Finalmente las bacterias metanogénicas (estrictamente anaerobias) convierten el acetato a metano y dióxido de carbono, o reducen el dióxido de carbono a metano. Estas transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente, las cuales se ilustran en la figura 1: Dado que estas últimas bacterias presentan tasas muy bajas de crecimiento, se considera su metabolismo como limitante en el tratamiento anaerobio de un desecho orgánico (Álvarez & Pérez, 2005)

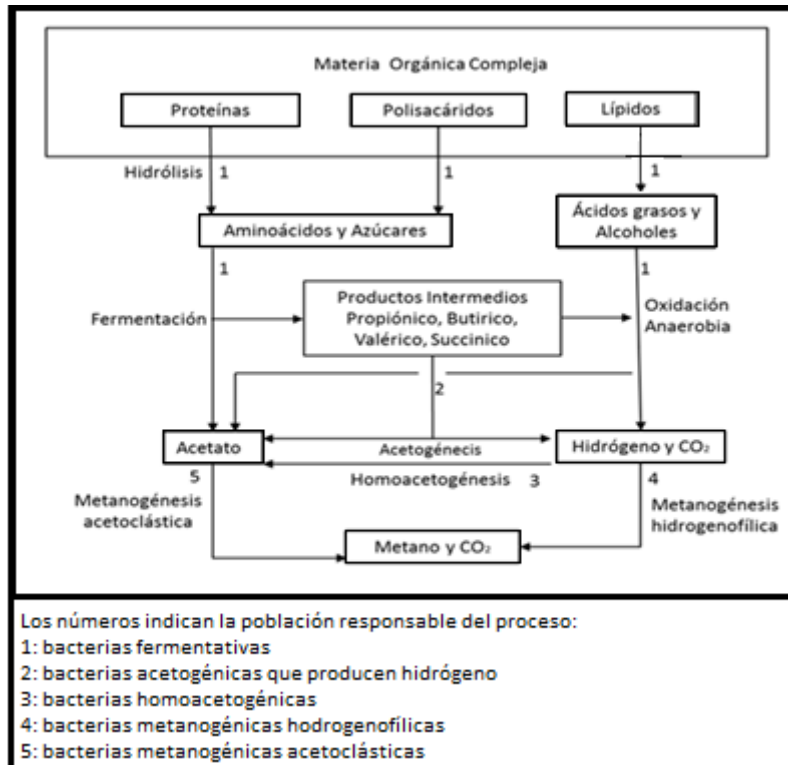


Figura 1. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia de materiales poliméricos.
(Tomado de Álvarez & Pérez, 2005)

3.3 PARÁMETROS PRINCIPALES EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Diversos factores afectan el proceso de digestión anaerobia, los cuales involucran tanto el entorno como el diseño del reactor, entre estos están la velocidad de carga orgánica (VCO), rendimiento de la biomasa, tasa de utilización de sustrato, tiempo de retención hidráulico (TRH) y de sólidos (TRS), puesta en marcha, microbiología, configuración del reactor; y factores ambientales tales como temperatura, pH de operación, potenciales de óxido-reducción, traza de nutrientes y metales, inhibición y toxicidad (Khanal, 2008), cuyo monitoreo depende, en la mayoría de los casos, de la automatización del sistema y del tipo de tecnología implementado; por lo que a continuación se exponen los parámetros principales a considerar en el desarrollo del proceso de digestión anaerobia

3.3.1 Temperatura. Generalmente, los procesos de tratamiento anaerobios son más sensibles a los cambios en la temperatura que los procesos aerobios. Al trabajar bajo condiciones mesofílicas el rango óptimo de temperatura reportado esta entre: 30-40°C (Yadvika et al., 2004), 35-40°C (Khanal, 2008) y 30-35°C (Ward et al., 2008; Torres & Pérez,

2010). Las primeras plantas de biogás trabajaron bajo temperaturas mesofílicas, con procesos a temperatura de 35-37 °C y un TRH de 20-25 días (Chynoweth et al, 2001). Las temperaturas termofílicas (50-60 °C) son beneficiosas en los procesos de conversión, pero su control es difícil por lo que se requiere implementar equipos para la automatización de proceso (Khanal, 2008).

3.3.2 pH de operación. En un ambiente en el cuál coexisten microorganismos acidogénicos y metanogénicos, el rango óptimo del pH está entre 6,8-7,4 (Khanal, 2008). Si el pH sale de este rango, los niveles de concentración de los ácidos grasos volátiles (AGV) y del ácido nítrico son tóxicos para las bacterias metanogénicas, ya que las formas no ionizadas de estos compuestos pueden pasar a través de las membranas de la célula fácilmente, destruyendo el potencial de la membrana (Ferrer et al., 2010); y en general, el rendimiento del digester disminuye si el pH es inferior a 6 o superior a 8 (Ward et al., 2008).

Si hay un desequilibrio en el sistema, por lo general se debe a una acumulación de los AGV, lo que resultará en una disminución en el pH. Esta acumulación de AGV no siempre conllevará a una caída inmediata del pH si la capacidad de amortiguación del material es alta, lo cual es el caso del estiércol animal, por lo que no se considera una buena variable de control, sino un indicador dentro del proceso (Khanal, 2008; Ferrer et al., 2010).

3.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO). Es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables en una muestra. Este parámetro está definido como la cantidad de oxígeno necesaria para realizar la oxidación del material orgánico biodegradable y otros compuestos susceptibles a ser oxidados, los cuales se encuentran contenidos en una muestra determinada (Cendales, 2011).

La medición de la DQO se efectúa con el objeto de observar la disminución por remoción del contenido de materia orgánica en el material procesado durante la digestión anaerobia, convertido finalmente en biogás. La DQO remanente, también sufre una transformación, puesto que parte de la materia biodegradable que no se convierte en biogás, queda en una forma más soluble en los lodos digeridos, más una cantidad constante de DQO inerte (Álvarez & Pérez, 2005).

3.3.4 Relación Carbono – Nitrógeno (C:N). En el proceso de digestión anaerobia los microorganismos utilizan carbono de 25 a 30 veces más rápido que nitrógeno; por lo que se requiere que el material de desecho bajo en carbono se pueda combinar con materiales con alto contenido de nitrógeno para alcanzar la relación C: N deseada (Malik, 2007). Sin embargo, la producción de biogás por medio de la digestión anaerobia a partir de buchón de agua es un proceso independiente del nivel de concentración de nitrógeno bajo el cual

las plantas fueron cultivadas, por lo que no se hace necesario obtener una relación C: N dentro de un rango óptimo (Jayaweera et al., 2007).

3.4 CODIGESTIÓN

Es la digestión simultánea de una mezcla homogénea de dos o más sustratos, su aplicación proporciona un mejor equilibrio de nutrientes a partir de los sustratos que favorecen el funcionamiento estable del proceso y producen un digestato apto como fertilizante con mayor cantidad de nutrientes, que además genera un aumento del rendimiento del biogás con un alto potencial de metano (Jingura & Matengaifa, 2009).

La construcción de grandes plantas centralizadas de biogás ofrece la posibilidad de ejercer un tratamiento anaerobio eficiente que combina residuos ganaderos con varios tipos de residuos orgánicos procedentes de la industria alimenticia, lodos de depuradora y residuos domésticos (Angelidaki & Ellegaard, 2003); ya que el estiércol es una fuente abundante de materia orgánica idónea como materia prima en los digestores anaerobios (Ward et al., 2008); debido a que su amplia variedad de nutrientes favorece el crecimiento bacteriano; su alto contenido de agua sirve como disolvente para los otros residuos más secos; su alta capacidad de absorción protege el proceso contra la caída del pH en caso de una acumulación temporal de AGV, y finalmente promueve un mayor rendimiento en la producción de biogás (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

3.5 PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Con el descubrimiento de nuevas reservas de petróleo, el agotamiento de los combustibles fósiles ha dejado de ser una cuestión clave en el entorno de la seguridad energética global, no obstante, el uso racional de la energía y la transición hacia la oferta de energías renovables son temas que deben ser fortalecidos, debido a la amenaza del cambio climático global causado principalmente por la quema de combustibles fósiles. En el protocolo de Kyoto, los firmantes se comprometieron a reducir sus emisiones totales de gases de efecto invernadero en por lo menos 5% de los niveles establecidos en 1990 antes del 2020; y es por esta razón que las energías renovables y, en particular, la biomasa, representan un papel vital en la estabilización del clima y en la satisfacción de la creciente demanda energética mundial (Hall & Scrase, 1998; Van Dam et al., 2008).

En este orden de ideas, estudios han revelado que las plantas acuáticas, como fuente de biomasa, son más eficientes en la utilización de la energía solar que las plantas terrestres, y entre ellas, el buchón de agua, debido a sus propiedades y a su rápido crecimiento ha sido considerado un buen productor de biogás (Singhal & Rai, 2003).

El biogás es una mezcla gaseosa compuesta entre 48-65% de metano, 36-41% de dióxido de carbono, 17% de nitrógeno y <1% de oxígeno, 32-169 ppm de ácido sulfhídrico y trazas de otros gases (Ward et al., 2008); su composición depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. Se debe considerar que si el biogás obtenido contiene más de 45% de metano resulta ser inflamable (Varnero, 2011).

3.6 CUANTIFICACIÓN DE BIOGÁS

El monitoreo y control de los sistemas de tratamiento anaerobios pueden llevarse a cabo mediante ensayos de actividad metanogénica específica (AME) (Torres & Pérez, 2010), al evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos potencialmente inhibidores, a la vez que puede establecer la degradabilidad de los diversos sustratos, monitorear los cambios de actividad del lodo anaerobio debido a la posible acumulación de material inerte, determinar la carga orgánica máxima y evaluar los parámetros cinéticos del proceso (Aquino et al., 2007). La cuantificación del biogás generado, se lleva a cabo mediante diferentes metodologías, las cuales se diferencian por la forma en que se establece el volumen de gas generado a partir de la digestión anaerobia del residuo orgánico bajo estudio. Dentro de estas técnicas se encuentra la medición de gas mediante el desplazamiento de soda (NaOH o KOH) o agua destilada correspondiente al método volumétrico; y la medición de la cantidad de gas respecto a la presión interna del reactor determinada mediante el método manométrico; y el análisis de la composición sobre una muestra de biogás mediante cromatografía de gases (Amaral et al., 2008; Cendales, 2011).

3.7 ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

El análisis económico de las plantas de biogás ha demostrado que el equilibrio económico se puede lograr cuando la media de producción de biogás es superior a 30 m³ de biogás/ m³ de biomasa (aproximadamente 20 m³ de CH₄/ m³ de biomasa). Este potencial de biogás se

puede lograr mediante la adición de residuos industriales con un elevado contenido de materia orgánica fácilmente degradable. Para la evaluación de la producción de biogás, es necesario conocer el contenido concreto de la materia orgánica y su composición. La materia orgánica se puede determinar por varios métodos, pero el método más utilizado es la medición de los sólidos volátiles (SV), que proporciona el contenido de la materia orgánica; el rendimiento teórico máximo por gramo de SV depende del tipo de materia orgánica (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

4. ALGUNOS ANTECEDENTES

Con el fin de esbozar gran parte del panorama actual, el fundamento teórico del presente proyecto se ha centrado en tres aspectos principales: el buchón de agua como sustrato eficiente para la conversión de energía, los avances tecnológicos desarrollados en el proceso de digestión anaerobia y la producción de biogás.

A continuación se exponen los principales artículos científicos que han sido el soporte de la presente investigación:

Dechrugsa et al., (2013): realizaron ensayos de digestión anaerobia durante 45 días a 35°C para la evaluación de los efectos de la relación inóculo-sustrato (R_{i-s}) en la codigestión de césped y estiércol porcino, en presencia de dos fuentes de inóculo diferentes: un digestor de látex de caucho y un digestor de granja porcino, en una concentración de 20 g SV / L. Los sustratos fueron secados a 60°C y macerados posteriormente. Las R_{i-s} establecidas fueron 1:1, 2:1, 3:1, y 4:1 y las cantidades de césped adicionados fueron 0, 25, 50, 75, 100%. Los resultados reportaron que la R_{i-s} con mayor contenido de césped generó los mejores rendimientos de metano con un valor máximo de 521,9 ml / g ST adicionados.

Wang & Calderon (2012): proponen la evaluación de una alternativa viable que, mediante la producción de biogás, proporcione valor agregado al residuo de buchón de agua removido del lago Dianchi, ubicado en la ciudad de Kunming, China. Debido a que esta planta cuenta con una tasa promedio de crecimiento anual de 250.000 toneladas; de las cuales 164.000 toneladas son removidas y depositadas en rellenos sanitarios.

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se llevaron a cabo en dos digestores anaerobios de 350 m³ cada uno, alimentados con 11.004 toneladas de buchón de agua durante 330 días; los cuales consumieron 8.804 L de diésel y 22.312,5 KWh de electricidad y generaron 245.437,5 m³ de biogás, con el que se obtendría una ganancia energética de 5.300 GJ y se reduciría la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en 3.921,5 toneladas

de CO_{2eq}. Por otra parte, si dicha cantidad de residuo fuera dispuesta en el relleno sanitario, se consumirían 4.402 L de diésel, se generaría una pérdida energética de 162,9 GJ y se aumentaría la emisión de GEI en 3.668,1 toneladas de CO_{2eq}. Estos resultados permiten establecer que la planta de biogás es una opción económicamente viable con un balance energético positivo; sin embargo, sólo logra ser rentable si su escala de procesamiento es mayor que la cantidad de residuo dispuesto en el relleno sanitario.

O'Sullivan et al., (2010): Evaluaron el potencial de tres plantas acuáticas de características invasivas (buchón de agua, cabomba y salvinia) como sustratos para la digestión anaerobia, en presencia de un inóculo proveniente de un digestor anaerobio. Recomiendan retirar las raíces de las plantas, debido a que no favorecen la producción de biogás. La evaluación de la velocidad de degradación, rendimiento y calidad de biogás (% metano) de cada planta se llevó a cabo a escala piloto en un conjunto de cuatro digestores tipo batch, de 200 L, incubados a 38°C, durante 4 meses. Aproximadamente, se alimentaron 30 Kg, en peso húmedo, de cada planta, (con un promedio de 0.0506 g SV); junto con 3 L de inóculo, 2 Kg de estiércol bovino (0.1111 g SV) y 11 g / L de una solución de bicarbonato de sodio que permite ajustar el pH entre 7 y 8.

Los resultados obtenidos determinaron que tanto el buchón de agua como la cabomba se degradan fácilmente, con una producción de 267 ml de biogás/ g SV y 221 ml de biogás/g SV respectivamente; con un contenido aproximado de metano de 50%. La salvinia demostró ser menos degradable con un rendimiento de 155 ml de biogás/g SV con el mismo contenido de metano relacionado anteriormente. Además, reportaron que ni el retiro de las raíces de las plantas ni el secado del sustrato favorecieron la producción de biogás.

Ward et al., (2008): Este artículo expone las técnicas de optimización asociadas al proceso de digestión anaerobia que logran favorecer el rendimiento de biogás. Concluye que el reactor debe ser continuo de dos etapas, la primera para las fases hidrólisis/acidogénesis y la segunda para las fases-acetogénesis/metanogénesis; aunque resulta ser un diseño costoso, ha aumentado en un 21 % el rendimiento de metano en el tratamiento de residuos sólidos urbanos. La codigestión entre lodos de aguas residuales y estiércol animal, favorece el ajuste de la relación carbono-nitrógeno (C: N), y con esto, la estabilidad microbiana del sistema; los sustratos deben ser sometidos a un acondicionamiento porque se ha encontrado que a menor tamaño de partícula mayor rendimiento de biogás, debido a que el aumento en el área de contacto favorece la degradación del material orgánico y aumenta la disponibilidad del sustrato. Además la agitación dentro del reactor debe ser intermitente debido a que un mezclado excesivo puede quebrantar la estructura granular, reduciendo la oxidación de los ácidos grasos e inhibiendo la producción de biogás. La temperatura óptima del sistema en condiciones mesofílicas es de 35°C y el pH debe estar entre 6,8 y 7,2.

Consideran que se debe enfatizar en la automatización de los equipos requeridos para el monitoreo y seguimiento de la producción de biogás, con el fin de ejecutar acciones correctivas en caso de tener cambios en las condiciones y variables de operación.

Aquino et al., (2007): Exponen las diferentes metodologías empleadas para determinar la AME de lodos anaerobios, al compilar los diferentes protocolos disponibles en la literatura; el cual es un aspecto relevante dado que la ausencia de un método uniforme dificulta la comparación de resultados procedentes de diferentes estudios.

En el desarrollo de la prueba AME se debe garantizar la disponibilidad del sustrato para evitar limitaciones en la transferencia de nutrientes, y para esto se recomienda una agitación intermitente y una temperatura entre 30°C y 35°C. El biogás generado puede cuantificarse mediante el método manométrico, el cual permite encajar los manómetros a las computadoras y obtener resultados instantáneos, sin embargo resulta ser una opción costosa en cuanto a la adquisición y mantenimiento de los equipos; o por medio del método volumétrico, el cual se basa en el desplazamiento de volumen, sin necesidad de equipos especializados. Finalmente se debe determinar la composición del biogás medido para conocer el contenido de metano presente.

Gunnarsson & Petersen, (2007): Consideran la aplicación del buchón de agua en sistemas energéticos alternativos y su capacidad para acumular iones metálicos en aguas contaminadas. Al tratarse de procesos de digestión anaerobia a pequeña escala, se recomienda implementar el método de control manual para su recolección y transporte, debido a que representa la menor inversión económica.

Esta planta acuática, usada como sustrato para la producción de biogás; permite que el lodo resultante del proceso sea utilizado como fertilizante, debido a que conserva gran cantidad de nutrientes. Además la creciente demanda energética, permite que la producción de biogás sea una opción viable bajo estudios económicos que consideran la inversión tecnológica y científica correspondiente, teniendo en cuenta que el gas obtenido tiene múltiples usos, como en la cocina y la iluminación.

En este estudio se presenta un resumen de los rendimientos del biogás obtenidos al utilizar el buchón de agua (WH) como sustrato principal en el proceso de digestión anaerobia; el cual se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Rendimientos de biogás con buchón de agua como sustrato.

Fuente	Producción de biogás [ml/g SV]	Tiempo de residencia [días]	Metano [%]	Sustrato
Chanakya et al., (1993)	348	300	60	WH (Fresco)
Chanakya et al., (1993)	292	300	60	WH (Seco)
Chynoweth et al., (1983)	190	-	-	WH
Ellegard et al., (1983)	400	-	-	WH
Hanisak (1980, de Moorhead & Nordstedt, 1993)	240	-	-	WH
Moorhead & Nordstedt (1993)	200-800	15-60	63-67	WH
Patel et al., (1993a)	293	8	62-66	WH
Madamwar et al., (1991)	400	8	65	WH + Estiércol bovino

(Tomado de Gunnarsson & Petersen 2007)

Jayaweera et al., (2007): reportan la producción de biogás a partir de buchón de agua cultivado bajo diferentes concentraciones de nitrógeno y recolectado de un cuerpo de agua contaminado. Este estudio se llevó a cabo durante un período de 4 meses, en 6 reactores a escala piloto, a temperaturas mesofílicas entre 30,3 – 31,3 °C; solo son agitados durante 15 o 20 minutos antes de realizar la medición de biogás. Cada reactor es alimentado con 5 Kg (peso húmedo) de hojas y tallos de buchón de agua, sometidos previamente a una reducción de tamaño; se mezclan con 7,5 Kg de estiércol bovino, como fuente de inóculo, y finalmente el volumen es completado con 6,7 L de agua. Las raíces del buchón del agua son retiradas del proceso, debido a que no se degradan fácilmente por su alto contenido fibroso (61-65% en peso seco). Finalmente, se alcanzaron rendimientos de biogás desde 53,8 ml / g SV adicionados hasta 102 ml / g SV adicionados.

Los resultados obtenidos revelaron que la adición de estiércol bovino al sustrato acelera la metanogénesis y mejora la relación C: N. Además, las plantas cultivadas bajo diferentes concentraciones de nitrógeno no presentaron una variación significativa en la relación C:N, por lo que el análisis de resultados permite concluir que el buchón de agua podría ser utilizado para la producción de biogás independientemente del nivel de concentración de nitrógeno bajo el cual sea cultivado, además expone que no es necesario que la relación C:N esté dentro de un rango óptimo, reportado entre 20 y 32, para que se dé una producción eficaz de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia.

Verma et al., (2007): evaluaron el potencial de dos plantas acuáticas, castaña de agua y buchón de agua, utilizadas en la fitorremediación de efluentes industriales, para la

generación de biogás. Ambas plantas luego de ser recolectadas, fueron sometidas a una reducción de tamaño y puestas a un secado bajo el sol, luego fueron secadas en un horno a 60°C por 48 horas, posteriormente fueron maceradas. El inóculo seleccionado fue lodo digerido de estiércol de ganado lechero proveniente de una planta de biogás, antes de ser alimentado en los reactores fue filtrado. Se trabajaron R_{i-s} de 3:1, 2:1, 1:1, 0.5:1. El tratamiento de degradación anaerobia se llevó a cabo en 12 reactores durante 20 días, a una temperatura constante de 35 ± 1 °C. La cuantificación del biogás se realizó mediante el método volumétrico.

Los resultados reportaron que el máximo rendimiento de biogás obtenido fue a partir del buchón de agua para la R_{i-s} de 1:1 con un valor de 1,892 ml / g MS día.

Raposo et al., (2006): utilizaron como sustrato forraje de maíz y lodo digerido de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales como inóculo. El sustrato fue cortado finamente y secado a 105°C antes de ser alimentado a los reactores. Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se realizaron en reactores tipo batch de 5 L a 35°C, y se consideraron relaciones inóculo – sustrato (R_{i-s}) de 3:1, 2:1, 1,5:1 y 1:1, se completó el volumen reacción con agua desionizada. La mezcla estuvo continuamente agitada a 40 rpm. La cuantificación del biogás se llevó a cabo mediante la técnica de desplazamiento de volumen de agua.

Según los resultados obtenidos el mayor rendimiento de biogás obtenido fue de 233 ± 6 ml CH_4 / g SV adicionado, correspondiente a la R_{i-s} 1:1

Yadvika et al., (2004): realizan un análisis de la literatura referente a las posibilidades bajo condiciones experimentales, que promueven el mejoramiento de la producción de biogás. Se considera que el biogás es una forma de energía limpia y renovable que podría ser un buen sustituto de las fuentes de energía convencionales obtenidas a partir de combustibles fósiles, particularmente en el sector rural. Para explotar su potencial se deben explorar ciertas limitaciones asociadas con la implementación tecnológica, entre estas el TRH y la baja producción de gas en invierno; lo cual genera una clara necesidad por superar dichas adversidades definiendo diferentes técnicas que puedan contribuir con la mejora de la producción de biogás, particularmente mediante sustratos sólidos.

Un mundo de posibilidades queda sujeto a posteriores investigaciones incluyendo el diseño de reactores que puede implementar nuevos materiales, la automatización de los equipos que contribuye a un control de las variables del proceso, la configuración del proceso que fomenta la disminución del TRH y el uso de sustratos que puedan aumentar el contenido de sólidos dentro del proceso.

Mata-Alvarez et al., (2000): La reducción de tamaño de las partículas y el consiguiente aumento de la superficie específica disponible para el medio mejora el proceso biológico y dos efectos se han reportado: en primer lugar, si el sustrato tiene un alto contenido en fibra y baja degradabilidad, su desmenuzamiento conduce a la mejora de la producción de gas; y en segundo lugar, la reducción de tamaño puede conducir a una digestión más rápida.

Este artículo presenta una revisión de los factores relacionados con la tecnología de la digestión anaerobia, incluyendo los fundamentos del proceso (cinética, modelado, etc.), sus características (rendimiento, número de etapas, procedimientos húmedos y secos), mejoras del proceso (pretratamientos), codigestión y su relación con el compostaje. Se presenta una visión general de los logros industriales adquiridos hasta ahora y el alcance de los desarrollos futuros.

Este estudio considera que el potencial de crecimiento de la digestión anaerobia está directamente relacionado con los límites impuestos para las emisiones de gases de efecto invernadero y su consolidación, como tecnología viable para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, se fundamentará en que el digestato producido es considerado materia orgánica restauradora del suelo, que ajusta el desbalance natural de CO₂; y así lograr que esta eliminación de CO₂ constituya un valor agregado de la digestión anaerobia.

De acuerdo con los antecedentes expuestos es posible determinar una coincidencia en la aplicación del buchón de agua como fuente competitiva de biomasa para la conversión de combustible mediante el proceso de digestión anaerobia, proporcionando así una tecnología viable para aprovechar la energía química almacenada en esta planta acuática, sin embargo en cada artículo científico descrito se presenta una problemática diferente haciendo pertinente una investigación que integre mediante diseño de experimentos los parámetros y variables que afectan el desarrollo del proceso. Evaluando a escala laboratorio, mediante diseño de experimentos, el efecto de la relación inóculo – sustrato en proporción con la relación sustrato-cosustrato proporción de sustrato. Considerando los rendimientos de biogás obtenidos (ml biogás/g SV adicionados). .

Consideran R_{I-S} de 3:1, 2:1 y 1:1, en base a los rangos reportados en las investigaciones anteriores, y con el fin de evaluar el efecto de una cantidad de sustrato superior a la cantidad de inóculo, se añade la R_{I-S} de 0,5:1, para así obtener datos que ampliaran el marco de la investigación.

5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

- ¿Cuál es la relación entre sustrato (buchón de agua), cosustrato (estiércol bovino) e inóculo (lodo anaerobio) que favorece la producción de biogás a escala laboratorio?
- ¿Cuál es el rendimiento obtenido en mililitros de biogás por gramo de sólidos volátiles adicionados (ml/ g SV) mediante el proceso de digestión anaerobia a escala laboratorio?
- ¿Es viable económicamente a escala piloto la producción de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia a partir del buchón de agua?

6. HIPÓTESIS

La digestión anaerobia del buchón de agua con estiércol bovino como cosustrato, utilizando como fuente de inóculo lodo anaerobio proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales, produce cantidades de biogás suficientes para que el proceso a escala piloto, con un volumen de 150 L, sea viable económicamente y se convierta en una alternativa eficiente para el aprovechamiento de residuos orgánicos.

7. OBJETIVOS

7.1 Objetivo general

Evaluar la digestión anaerobia del buchón de agua con el fin de proporcionar valor agregado a un residuo mediante la producción de biogás.

7.2 Objetivos específicos

- Evaluar el efecto de la relación sustrato, cosustrato e inóculo sobre el rendimiento de biogás en la digestión anaerobia del buchón de agua a escala laboratorio.
- Realizar el diseño conceptual de un sistema de digestión anaerobia del buchón de agua a escala piloto a partir de las condiciones establecidas a escala laboratorio.
- Evaluar la viabilidad económica del sistema de digestión anaerobia del buchón de agua a escala piloto con el fin de determinar la rentabilidad del proceso.

8. ALCANCE DEL PROYECTO

Durante el desarrollo del proyecto, se evaluará el proceso de digestión anaerobia del buchón de agua en codigestión con estiércol bovino utilizando como fuente de inóculo un lodo anaerobio proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Dicha evaluación se efectuará mediante la realización de ensayos de AME a escala laboratorio, con el fin de evaluar las condiciones de operación que favorezcan los mayores rendimientos de biogás, expresados en mililitros de biogás por gramo de sólidos volátiles adicionados ($\text{ml}_{\text{biogás}} / \text{g SV}$). Los resultados obtenidos serán el punto de partida para realizar el diseño conceptual del proceso a escala piloto, con un volumen de 150 L, y un análisis económico que permita determinar su rentabilidad.

Al finalizar el proyecto se realizará un informe final que presente el desarrollo del proyecto incluyendo las etapas del proceso, los detalles relacionados con los ensayos experimentales efectuados, condiciones de operación, la relación entre sustrato, cosustrato e inóculo que favorezca la mayor producción de biogás y los rendimientos de biogás obtenidos a escala laboratorio.

Además se entregará el diseño conceptual de la planta, que incluirá la descripción del proceso, el diagrama de entradas y salidas, diagrama de bloques (BFD), diagrama de flujo de proceso (PFD) y las hojas de especificación de los equipos; así como también un análisis financiero donde se detallen los costos de operación del sistema. Adicionalmente se entregará un artículo técnico que resuma todo el proyecto, exponiendo los resultados más destacables de este.

9. MATERIALES Y MÉTODOS

9.1 MATERIALES

A continuación se presentan las materias primas, implementos y equipos de laboratorio necesarios para la realización de los ensayos de biodegradabilidad anaerobia a escala laboratorio.

Materias primas

Agua desionizada

Agua potable

Buchón de agua

Estiércol bovino

Hidróxido de sodio grado comercial, Bell Chem Internacional S.A.

Lodo anaerobio

Implementos de laboratorio

Agitadores

Agujas hipodérmicas

Beakers de 20 ml, 50 ml, 100 ml, 200 ml, 1000 ml y 2000 ml

Crisoles de porcelana

Espátula

Goteros

Guantes de látex

Mangueras plásticas

Pinza

Probetas de 50 ml y 100 ml

Tapones de caucho

Equipos de laboratorio

Balanza analítica, METTLER AE 100.

Licuada Oster 4655, 3 velocidades, 600 W y 1,25 L de capacidad.

Mufla terrigeno #3 - 8040950

pHmetro 744 pH Meter Metrohm

Picatodo Black Decker HC-3000, 2 velocidades, 60 W y 1 ½ tazas de capacidad.

Sistema para ensayos de biodegradabilidad anaerobia, diseño propio

Termómetro de mercurio

Termoreactor Spectrocuant, TR 420 Merck

Termostato SHARK H-229 75W

9.1.1 Recolección de las muestras

Sustrato

El buchón de agua utilizado como sustrato se obtiene del lago ubicado en la entrada del bloque 3 de la universidad EAFIT. Después de ser removido el buchón se lava con abundante agua para eliminar impurezas y simultáneamente se le retiran las raíces. El tallo y las hojas se someten a un pretratamiento mecánico mediante el uso de un picatodo y una licuadora, con el fin de reducir el tamaño de partícula y aumentar el área de contacto. El buchón de agua se considera fresco debido a que no hay tiempo de reposo entre su remoción y uso.

Cosustrato

El estiércol bovino se obtiene de una finca ubicada en el municipio de Sabaneta, Antioquia; y se traslada al laboratorio de desarrollo de nuevos productos de la universidad EAFIT, y se deja en refrigeración a 4°C por un tiempo máximo de 24 horas; posteriormente se licúa.

Inóculo

Como inóculo se utilizó lodo anaerobio proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) San Fernando de Empresas Públicas de Medellín, ubicada en el municipio de Itagüí. La muestra obtenida se traslada al laboratorio de desarrollo de nuevos productos de la universidad EAFIT, y se deja en refrigeración a 4°C por un tiempo máximo de 24 horas. El proceso de refrigeración del lodo se realiza con el fin de desacelerar el proceso de digestión anaerobia que los microorganismos siguen realizando (Cendales, 2011); este hecho se evidencia en la presurización del recipiente que contiene el lodo incluso al conservarse a baja temperatura.

9.1.2 Caracterización del sustrato, cosustrato e inóculo

Al lodo anaerobio, buchón de agua y estiércol bovino frescos, nombrados material orgánico sin dilución, se les determina la concentración de humedad, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), pH (APHA, 1995) y densidad (ρ). Posteriormente son licuados con agua de acuerdo a la cantidad de sólidos volátiles a considerar, denominados material orgánico con dilución. Los valores se presentan a continuación en la tabla 2.

Tabla 2. Caracterización material orgánico sin dilución.

Material Orgánico	Húmedad [%]	ST [gST/gmuestra]	% Sólidos Volátiles [(gSV/gSVT)*100]	SV [gSV/gmuestra]	pH	ρ [g/ml]
Lodo	96,91	0,0309	46,14	0,0133	7,36	1,03
Material orgánico sin dilución						
Buchón de agua	91,42	0,0853	87,03	0,0743	-	-
Estiércol bovino	81,64	0,1826	79,58	0,1456	-	-
Material orgánico con dilución						
Buchón de agua	97,84	0,0214	86,00	0,0281	6,15	0,9731
Estiércol bovino	94,97	0,0502	89,45	0,0449	7,94	0,9994

9.1.3 Preparación y caracterización de las muestras

En los ensayos de biodegradabilidad anaerobia, se evalúa el efecto de dos variables principales: La relación sustrato-cosustrato (R_{S-C}) y la relación inóculo-sustrato (R_{I-S}), en esta última el término sustrato, hace referencia a la mezcla buchón de agua (sustrato) y estiércol (cosustrato), es decir, R_{S-C}

En la preparación de la R_{S-C} se mezclan cantidades de cada residuo, correspondientes a 0, 33, 66 y 100 % gramos de SV de buchón de agua. Por su parte, la R_{I-S} será de 3:1, 2:1, 1:1 y 0,5:1 (g SV inóculo/g SV R_{S-C}).

Para las R_{I-S} 3:1, 2:1 y 1:1, el buchón de agua se tritura en el picatodo y se licúa en una proporción de 1,5 ml de agua por 1 g de material. Por su parte, el estiércol bovino es licuado en 2 ml de agua por 1 g de material. Este acondicionamiento se efectúa con el fin de aumentar la producción de biogás hasta en un 20%, debido a que un menor tamaño de partícula favorece la disponibilidad del sustrato (área superficial) por parte de las enzimas que hidrolizan y degradan el tejido fibroso (Ward et al., 2008).

Po su parte la R_{I-S} 0,5:1 se trabajó con buchón seco (secado en el horno a 110 °C durante 24 horas) y se diluyo para alcanzar los SV de buchón de agua deseados, pues si se trabaja con el buchón licuado, al cargarse al reactor se superaría el volumen de reacción fijado en 200 ml.

El procedimiento para determinar las cantidades de mezcla alimentadas al reactor, se describe en el anexo 2.

En la mezcla, el buchón de agua se utiliza húmedo debido a que el secado de las plantas acuáticas antes del proceso de digestión anaerobia resulta ser perjudicial para el rendimiento del biogás, independiente de la presencia o ausencia de una fuente rica en nutrientes como el estiércol (O’Sullivan et al., 2010). Sin embargo, para ajustar la concentración en SV requerida en la R_{I-S} 0,5:1, el buchón de agua fue secado a 110°C durante 24 horas.

Para la prueba de biodegradabilidad anaerobia se toma una muestras a la cual se le mide los % humedad, ST, SV siguiendo la metodología descrita en el Standard Methods (APHA, 1995), los resultados obtenidos se reportan a continuación en la tabla 3.

Tabla 3. Caracterización de material orgánico en cada R_{I-S}

RIS	Material Orgánico	% Húmedad	ST [gST/gmuestra]	% Sólidos Volátiles [(gSV/gSVT)*100]	SV [gSV/gmuestra]
3:1	Buchón de agua (licuado)	97,81%	0,0219	47,13%	0,0103
	Estiércol bovino (licuado)	97,37%	0,0263	85,65%	0,0225
	Lodo	95,10%	0,0490	41,54%	0,0204
2:1	Buchón de agua (licuado)	97,84%	0,0214	85,77%	0,0184
	Estiércol bovino (licuado)	96,55%	0,0345	80,40%	0,0277
	Lodo	95,10%	0,0490	41,54%	0,0204
1:1	Buchón de agua (licuado)	97,82%	0,0217	86,01%	0,0187
	Estiércol bovino (licuado)	95,39%	0,0461	84,33%	0,0389
	Lodo	98,72%	0,0128	50,73%	0,0061
0.5:1	Buchón de agua (seco)	1,81%	0,9822	80,03%	0,7861
	Estiércol bovino (licuado)	95,51%	0,0449	90,07%	0,0404
	Lodo	98,72%	0,0128	50,73%	0,0061

9.2 MÉTODOS

9.2.1. Métodos analíticos

- **Medición de sólidos totales, sólidos volátiles y sólidos fijos.**

Sólidos totales (ST) es el término que se aplica al residuo de material que queda en el recipiente luego de la evaporación de una muestra y su posterior secado en una mufla a una temperatura definida. **Sólidos fijos (SF)** es el término que se aplica al residuo de sólidos totales, suspendidos o disueltos, después de calentamiento a sequedad durante un tiempo especificado a una temperatura especificada. La pérdida de peso por ignición se denomina **sólidos volátiles (SV)** (APHA, 1995).

La importancia en la determinación de estos parámetros se debe a que la viabilidad en el tratamiento del tipo de materia orgánica, en el proceso de biodegradabilidad anaerobia, depende de una serie de factores relacionados con su composición, principalmente el contenido en SV, los cuales son los potencialmente transformables en biogás (Álvarez & Pérez, 2005).

La respectiva medición de estos parámetros se realiza mediante los métodos 2540 B y 2540 E (APHA, 1995) y los equipos empleados se muestran en la figura 2.

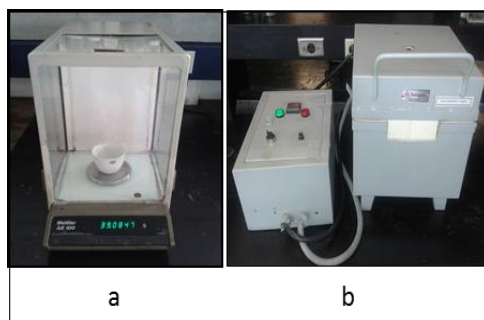


Figura 2. Balanza analítica (a) y Mufla (b)

Medición de pH.

Las mediciones de pH se realizaron a todos los reactores, al iniciar y finalizar las pruebas de biodegradabilidad anaerobia; el equipo utilizado se ilustra en la figura 3.

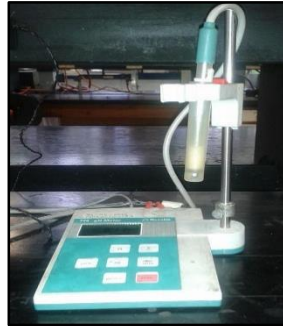


Figura 3. pHmetro

- **Medición de temperatura**

El sistema se conserva a una temperatura de 35 ± 1 °C, medición realizada por un termómetro de mercurio instalado dentro del montaje.

Sistema de calentamiento

Para los ensayos de biodegradabilidad anaerobia, se requiere una temperatura de 35 ± 1 °C, la cual se alcanza gracias a un baño termostático construido en vidrio con dimensiones de 38 cm de largo, 23 cm de ancho y 25 cm, para una capacidad máxima de 22 L; y se encuentra recubierto por un recipiente de poliestireno expandido. El equipo de calentamiento permite operar en un rango de temperatura ajustable entre 17 - 35 °C, pero permanecerá constante en el máximo valor. El montaje empleado se presenta en la figura 4.

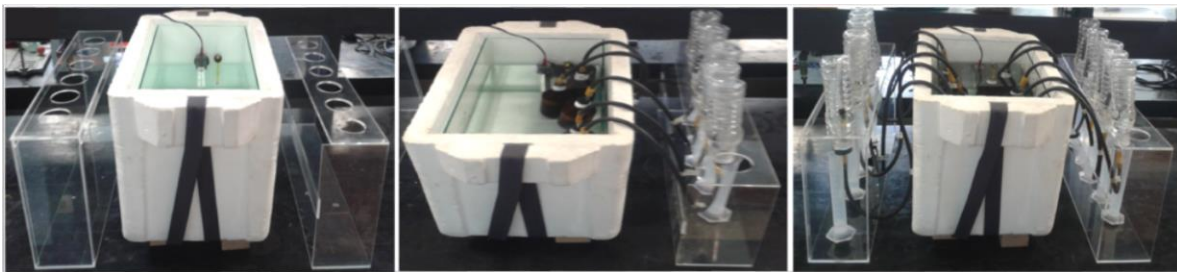


Figura 4. Sistema de calentamiento

9.2.2 Métodos experimentales

Ensayos de biodegradabilidad anaerobia

Aumentar el volumen de biogás producido mediante el proceso de digestión anaerobia, ha sido objeto de múltiples desarrollos científicos y tecnológicos, lo cual ha permitido ejercer un control sobre las etapas, variables y condiciones de operación presentes en el proceso; así, el diseño e implementación del proceso a escala laboratorio, mediante ensayos experimentales de biodegradabilidad anaerobia, es la base elemental de un proceso a mayor escala (Nizami & Murphy, 2010).

El montaje de los ensayos de biodegradabilidad anaerobia, se lleva a cabo en el laboratorio de desarrollo de nuevos productos químicos y biotecnológicos de la universidad EAFIT en recipientes sellados de vidrio color ámbar, tipo batch, con una capacidad de 250 ml y se trabaja un volumen de reacción de 200 ml dejando 50 ml disponibles para la fase gaseosa; estos valores se encuentran dentro del rango de volumen recomendado por la literatura (60 a 1000 ml) y el espacio disponible para la fase gaseosa está entre 10% y 30% del volumen total del reactor (Cendales, 2011). Cada reactor se alimenta con un volumen constante de inóculo de 103 ml, sobre el cual se carga la mezcla sustrato – cosustrato determinada para cada ensayo; luego se afora con agua hasta alcanzar el volumen de reacción. Las muestras se incuban en un baño termostático a una temperatura de $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, durante 22 días (Ver Anexo 4).

En total se cargan 32 reactores, incluyendo réplica y adicionalmente se montan 2 reactores que contienen únicamente inóculo y cosustrato, para evaluar su potencial individual de producción de biogás, con el fin de compararlo con la producción de biogás obtenida en los reactores que contienen las diferentes R_{i-5} evaluadas.

Método volumétrico para cuantificación de biogás.

La medición del biogás producido en las pruebas de biodegradabilidad anaerobia se realiza mediante el método volumétrico. En el cual se cuantifica el volumen desplazado por el burbujeo del biogás en una solución de 15 -20 g / L de NaOH. Esta metodología permite una medición aproximada del volumen de metano producido, ya que el CO_2 presente en el biogás reacciona con el NaOH. En la figura 5 se presenta un esquema del montaje del método volumétrico reportado por Torres & Pérez (2010).

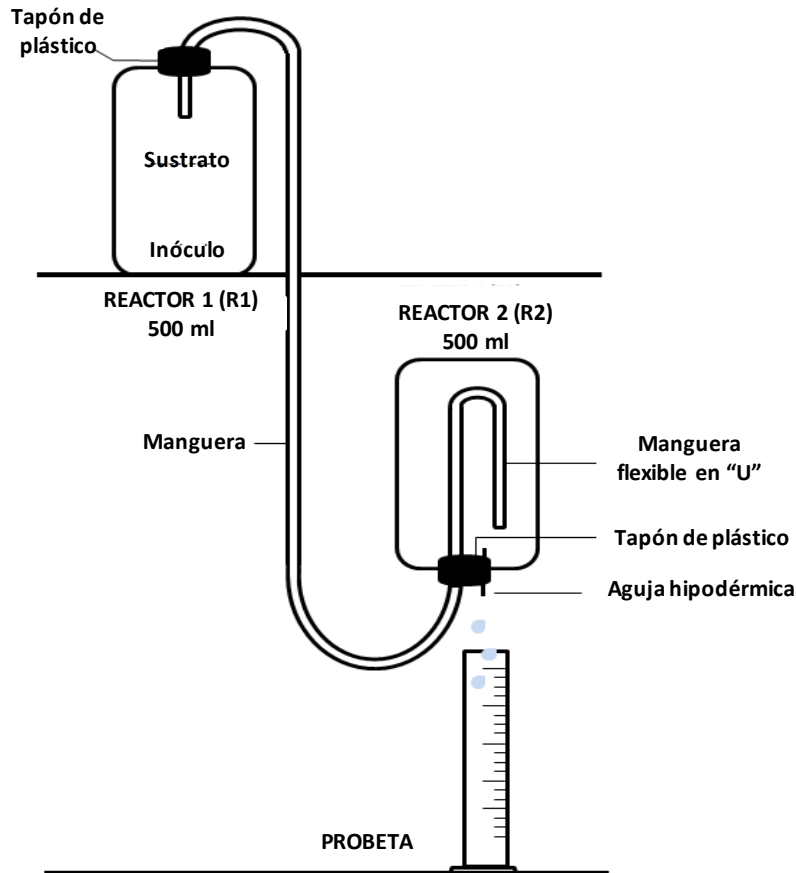


Figura 5. Configuración del montaje método volumétrico para medición de biogás producido.

Una vez iniciados las pruebas de biodegradabilidad anaerobia a escala laboratorio se realiza un seguimiento de las mediciones de líquido desplazado una vez al día; antes de la medición se agita manualmente cada reactor, como mecanismo para mejorar el contacto entre el sustrato, cosustrato e inóculo y favorecer así la evacuación del biogás.

9.2.3 Métodos estadísticos

El diseño de experimentos (DDE) es una metodología estadística destinada a la planificación y análisis de un experimento. El diseño factorial completo es muy útil para hacer estudios preliminares con muchos factores y permite identificar los más relevantes, al igual que sus interacciones (Ferré, 2004)

Con la información obtenida a partir de la literatura consultada se definió que el efecto de la relación entre el sustrato, cosustrato e inóculo es un parámetro fundamental al evaluar la biodegradabilidad anaerobia; el efecto en la variación de las variables R_{I-S} y R_{S-C} , se estudió en un diseño de experimentos factorial completo 4X4 con réplica, 4 niveles para el factor R_I .

s y 4 niveles para el factor R_{S-C} ; con el fin de determinar la relación que favorece en mayor cantidad el rendimiento de biogás obtenido.

Los factores bajo estudio se presentan a continuación en la tabla 4; los términos de los factores R_{I-S} y R_{S-C} se muestran en la figura 6; y los detalles de los niveles de ambos factores se exponen en la figura 7.

Tabla 4. Factores bajo estudio DDE

Factor A	R_{I-S}
Factor B	R_{S-C}

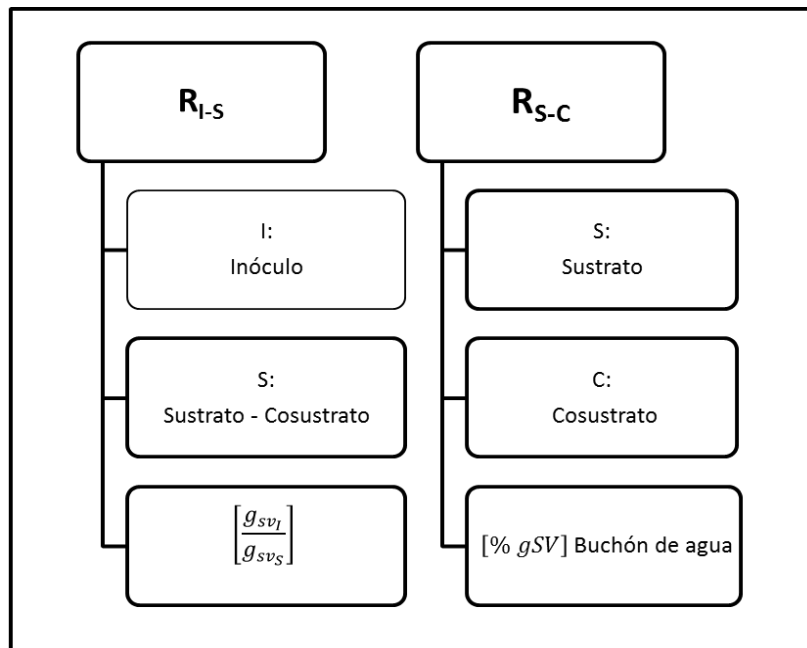


Figura 6. Detalle factores DDE

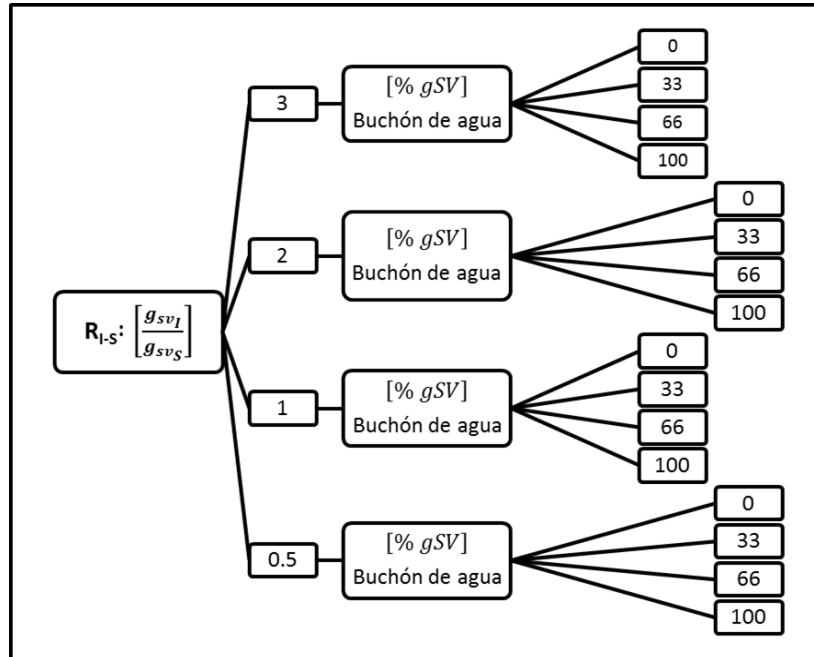


Figura 7. Esquema DDE

10. ANÁLISIS Y RESULTADOS

10.1 RESULTADOS ENSAYOS EXPERIMENTALES

Caracterización muestras orgánicas para cada R_{1-S}

- **pH**

En el proceso a escala laboratorio, el pH no es una variable de control sino un indicador. Antes del proceso de digestión anaerobia, las muestras de cada R_{1-S} , presentaron un pH entre 7,05 y 7,96. Por su parte, al finalizar el proceso, las muestras reportaron un pH entre 7,12 y 9,12, este último es un valor que está por fuera del rango óptimo reportado por la literatura (6,8 y 7,4) (Khanal, 2008), lo que permite afirmar que se presenta un desequilibrio en el sistema debido a la disgregación de los AGV y esto se ve reflejado en el aumento del pH.

También puede estar relacionada con la falta de contacto entre los sustratos, al no tener una agitación más frecuente. Así, la estabilidad del sistema se afectó por la poca producción de AGV. (Ferrer et al., 2010)

- **Variación en los parámetros iniciales y finales de cada R_{i-s}.**

Las diferencias de las muestras de cada R_{i-s}, al iniciar y finalizar las pruebas de biodegradabilidad anaerobia se establecen mediante la variación en los parámetros de humedad, ST y SV. A partir de los valores obtenidos experimentalmente se determinan el porcentaje de humedad, porcentaje de remoción de SV y ST; los cuales se reportan en las tablas 5, 6 y 7.

La degradación del material orgánico, en términos de SV y ST, se determina de acuerdo a las expresiones 1 y 2:

$$\% \text{ Remoción}_{ST} = \frac{ST_{final} - ST_{inicial}}{ST_{inicial}} * 100$$

Ecuación 1. % Remoción de sólidos totales

$$\% \text{ Remoción}_{SV} = \frac{SV_{final} - SV_{inicial}}{SV_{inicial}} * 100$$

Ecuación 2. % Remoción de sólidos volátiles

Tabla 5. % Humedad antes y después de la biodegradabilidad anaerobia

R _{i-s}	0		33		66		100	
	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica
% Humedad inicial								
3	98,24%	97,37%	97,97%	97,04%	96,75%	97,01%	96,92%	97,60%
2	97,06%	96,72%	96,86%	97,01%	97,47%	95,84%	97,44%	97,39%
1	97,32%	97,23%	97,23%	98,72%	97,35%	97,19%	98,42%	98,75%
0,5	97,03%	97,12%	97,07%	97,86%	96,86%	97,11%	98,00%	97,64%
% Humedad final								
3	98,97%	98,14%	99,28%	97,91%	97,77%	98,57%	97,89%	97,98%
2	97,34%	97,44%	97,46%	97,77%	97,18%	97,62%	98,03%	97,89%
1	97,77%	98,03%	98,92%	99,21%	95,41%	97,90%	99,07%	97,72%
0,5	97,65%	97,72%	98,56%	97,48%	97,61%	98,07%	97,76%	98,04%

Las muestras de los ensayos realizados presentaron un porcentaje de humedad cercano al 97%, al considerar que al iniciar el proceso de biodegradabilidad anaerobia, las muestras tenían un promedio de 97,36 % de humedad, con un valor mínimo de 95, 84% y máximo de 98, 75%. Al finalizar el proceso, las muestras tenían un % de humedad promedio de 97,94%, con un valor mínimo y máximo de 95,41 % y 99,28%, respectivamente.

Tabla 6. % Remoción ST de las muestras orgánicas.

R _{t-s}	R _{s-c} [% ST iniciales buchón de agua]							
	0		33		66		100	
	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica
3	41%	29%	65%	29%	33%	52%	30%	35%
2	10%	22%	19%	25%	10%	43%	23%	19%
1	15%	12%	56%	22%	68%	21%	31%	60%
0,5	21%	20%	51%	44%	24%	33%	10%	17%

El mayor porcentaje de remoción de sólidos totales es de 68% correspondiente al ensayo 1,66 y el menor se da en el ensayo 0,5,100 con un valor de 10%.

Tabla 7. % Remoción SV de las muestras orgánicas

R _{t-s}	R _{s-c} [% SV iniciales buchón de agua]							
	0		33		66		100	
	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica
3	39%	38%	64%	44%	34%	60%	40%	29%
2	15%	24%	36%	36%	15%	37%	24%	30%
1	35%	41%	61%	52%	32%	35%	57%	50%
0,5	26%	24%	51%	33%	29%	38%	16%	24%

El mayor porcentaje de remoción de sólidos volátiles corresponde al ensayo 3,33 y es de 64%, el menor es de 15% relacionado al ensayo 2,0.

- **Control/Blanco**

En los ensayos de biodegradabilidad anaerobia es necesario considerar el potencial individual de producción de biogás por parte del cosustrato e inóculo; el cual se realiza en 2 reactores sin sustrato denominados reactores de control: un reactor con inóculo y agua (B), y un reactor con inóculo, estiércol y agua (EL).

En la tabla 8 se reporta la variación de la humedad, SV y ST de las muestras iniciales y finales.

Tabla 8. Caracterización de las muestras orgánicas

Ensayo	Inicial			Final		
	Humedad [%]	ST [gST/g _{muestra}]	SV [gSV/g _{muestra}]	Humedad [%]	ST [gST/g _{muestra}]	SV [gSV/g _{muestra}]
B	97,96%	0,0204	0,0090	99,27%	0,0073	0,0032
EL	97,20%	0,0280	0,0237	98,16%	0,0148	0,0149

10.2 PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Se cuantificó a partir de los datos de volumen acumulado de biogás producido, obtenidos durante la duración de las pruebas de biodegradabilidad anaerobia. A continuación se presentan en forma gráfica los resultados para cada una de las R_{i-5} evaluadas y a partir de estos datos se obtienen los valores de los rendimientos de biogás (ml biogás / g SV_{adicionados}) obtenidos mediante la siguiente expresión 3.

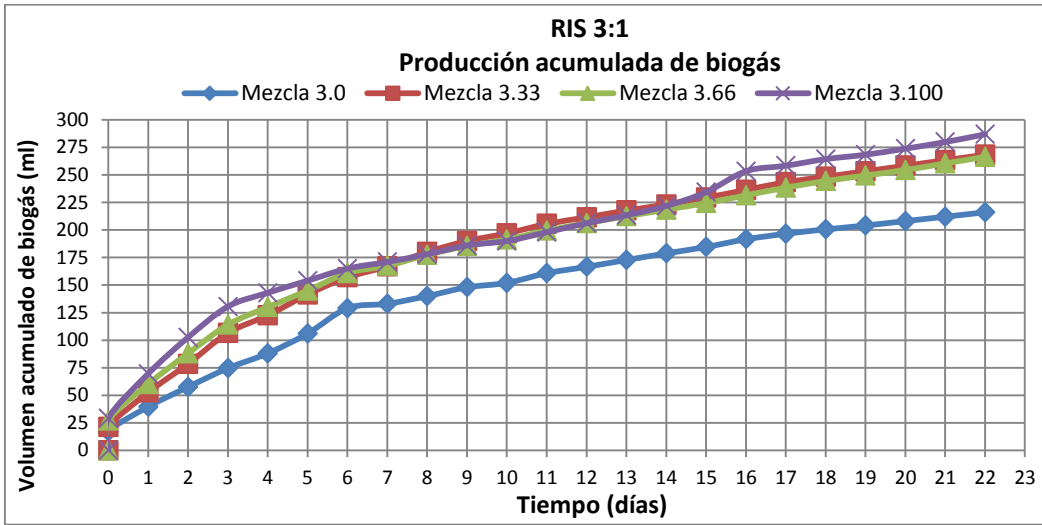
Se debe considerar que el rendimiento total de cada ensayo corresponde al valor obtenido al finalizar el proceso, es decir al rendimiento de biogás en el día 22.

$$Rendimiento_{biogás} = \frac{Volumen\ acumulado_{biogás}}{g\ SV_{sustrato\ adicionado}} = \left[\frac{ml_{biogás}}{g\ SV} \right]$$

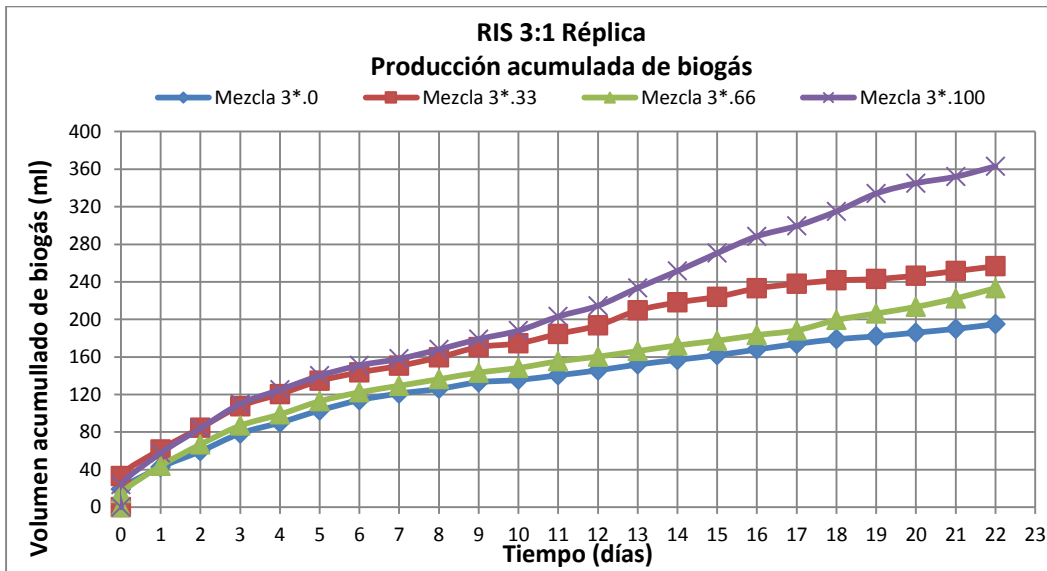
Ecuación 3. Rendimiento de biogás

10.2.1 R_{I-S} 3:1

- Producción de biogás



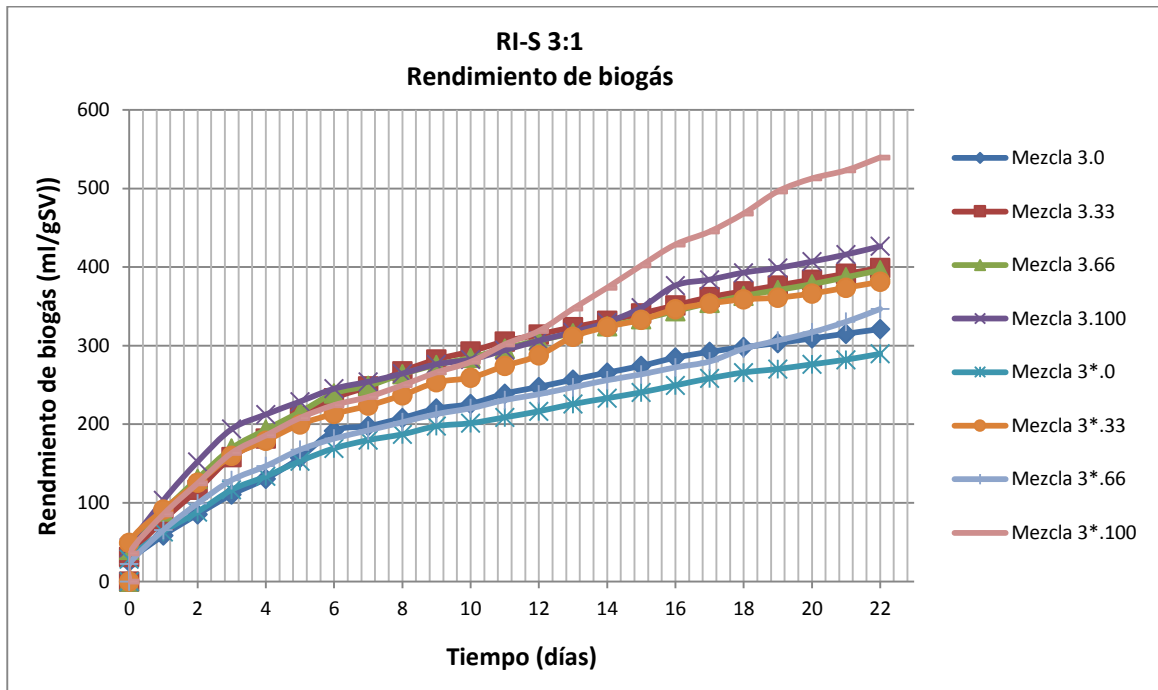
Gráfica 1. Producción acumulada de biogás RI-S 3:1



Gráfica 2. Producción acumulada de biogás réplica RIS 3:1

La mayor producción de biogás fue de 363 ml correspondiente a la R_{I-S} 3*.100 y la menor se obtuvo a partir de la R_{I-S} 3*.0 con un valor de 194 ml. La diferencia en volumen de biogás producido entre el ensayo original y la réplica para la R_{I-S} 3*.100 y 3*.0 fue de 76,1 ml y 22,1 ml, respectivamente.

- Rendimiento de biogás



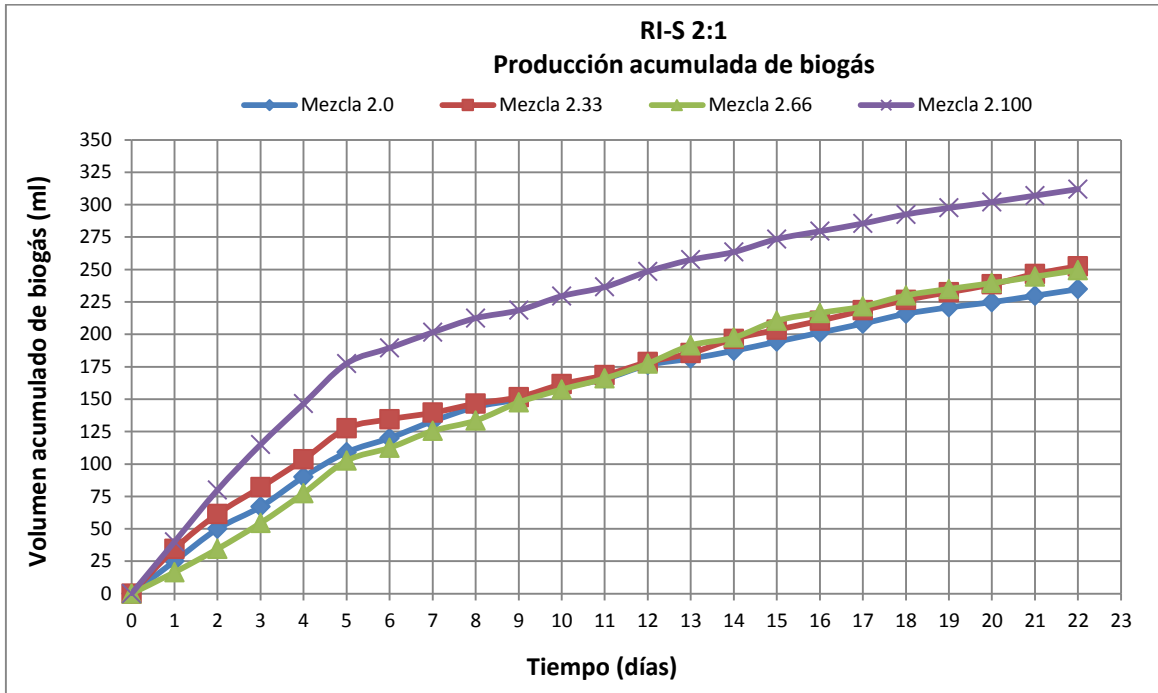
Gráfica 3. Rendimiento biogás RIS 3:1 y replica

El rendimiento máximo de biogás es de 539,45 ml_{biogás}/gSV correspondiente a la R_{i-s} 3*,100; el mínimo pertenece a la 3*,0 con un valor de 289,64 ml_{biogás}/gSV.

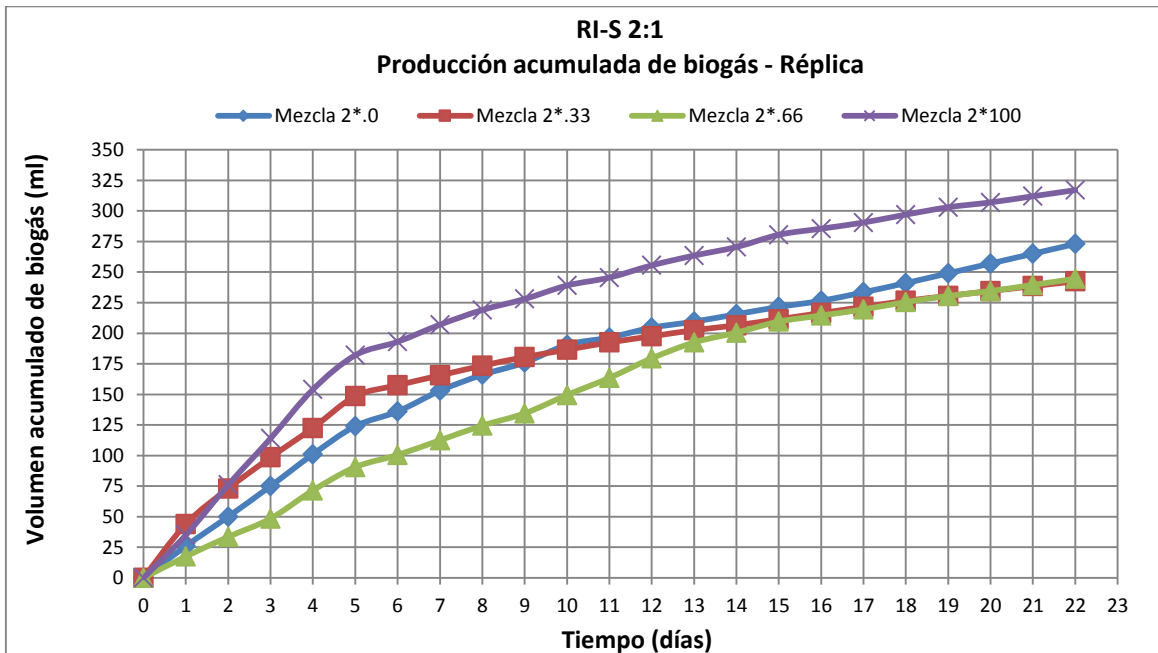
A partir de los resultados obtenidos se puede observar que el rendimiento máximo pertenece a la muestra con ausencia total de cosustrato (100% sustrato) y, a su vez, el valor mínimo corresponde a la presencia total de cosustrato (0% sustrato).

10.2.2 R_{I-S} 2:1

- Producción de biogás



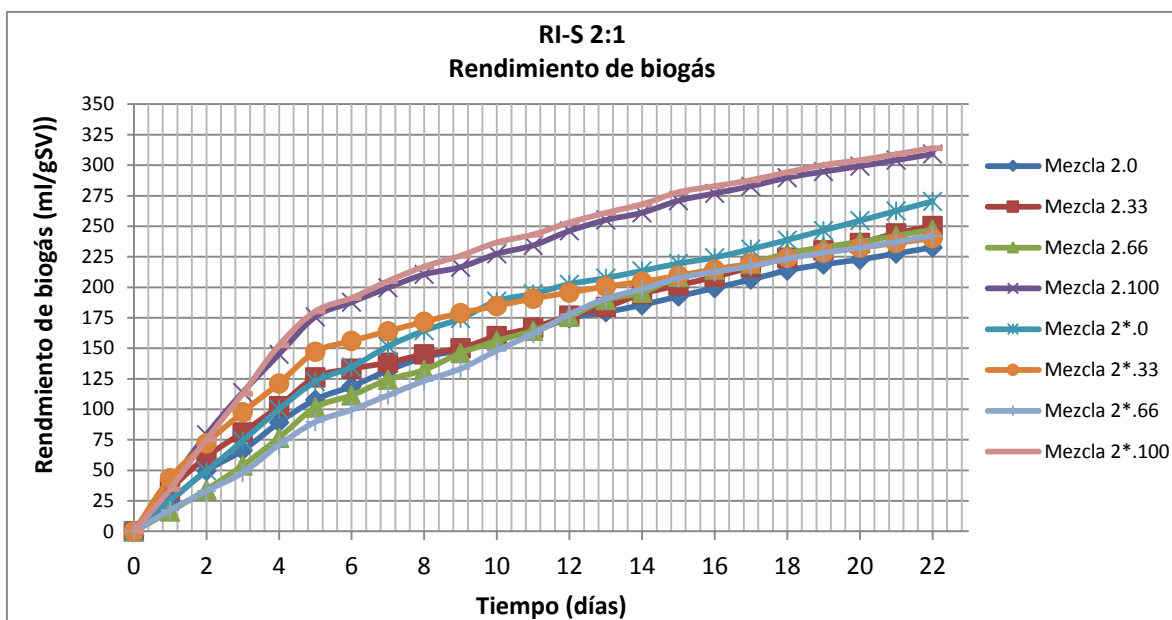
Gráfica 4. Producción acumulada de biogás RIS 2:1



Gráfica 5. Producción acumulada de biogás RIS 2:1 réplica

Tanto en los ensayos originales como en la réplica se obtuvo la mayor producción de biogás a partir de la muestras en ausencia de cosustrato, es decir, para las $R_{I-S} 2^*,100$ y $2, 100$, con 317 y 312 ml de biogás respectivamente. Los menores resultados se obtuvieron a partir de las $R_{I-S} 2,0$ y $2^*,66$ con valores de 234 ml y 244,5 ml de biogás.

- **Rendimiento de biogás**

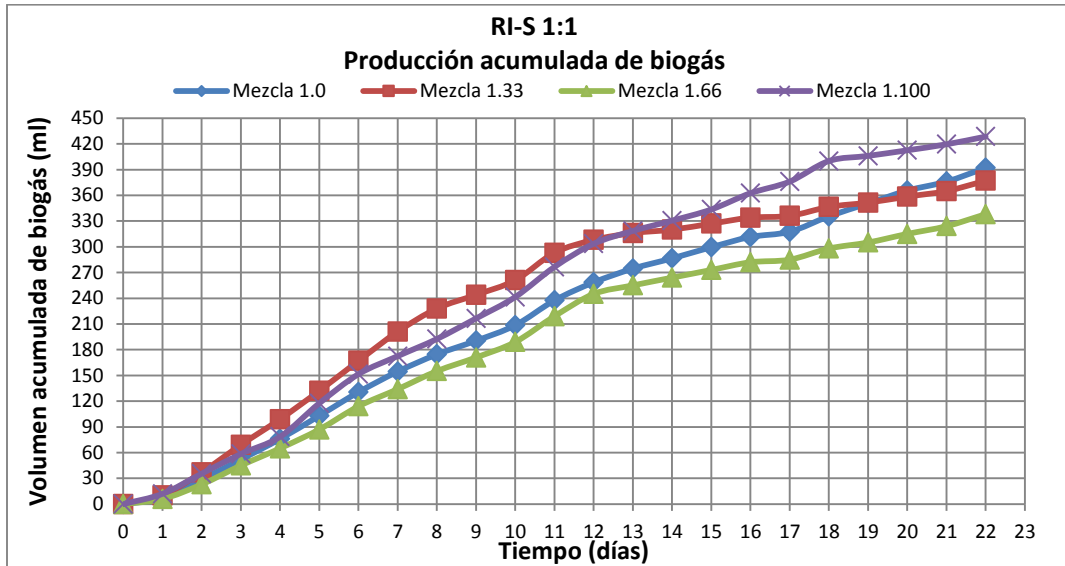


Gráfica 6. Rendimiento de biogás RIS 2:1 y réplica

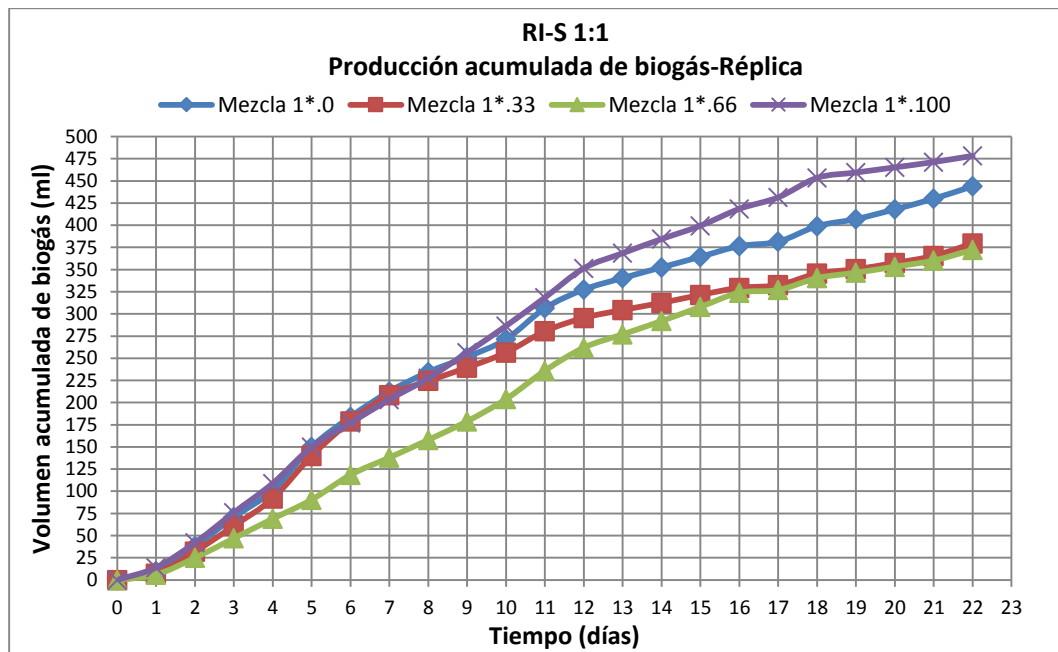
El mayor rendimiento de biogás se obtuvo a partir de la $R_{I-S} 2^*,100$ equivalente a 314,05 $ml_{biogás}/g SV$ y el menor corresponde a la $R_{I-S} 2,0$ con 242,22 $ml_{biogás}/g SV$.

10.2.3 R_{I-S} 1:1

- Producción de biogás



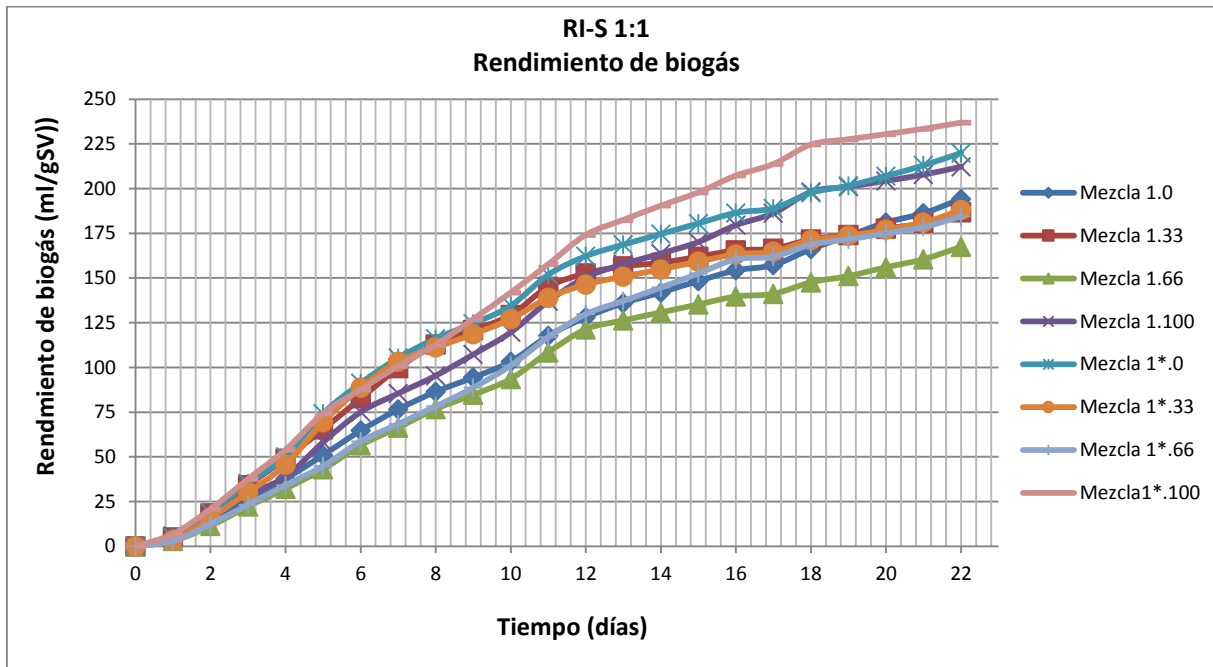
Gráfica 7. Producción acumulada de biogás RIS 1:1



Gráfica 8. Producción acumulada de biogás RIS 1:1 réplica

La mayor producción de biogás, en la muestra original y en la réplica, se obtuvieron para las relaciones con porcentajes de 0% y 100% de bichón de agua, la R_{I-S} 1*,100 con 478 ml de biogás y la R_{I-S} 1,100 con 428,5 ml de biogás. La menor producción de biogás corresponde a las R_{I-S} 1*,66 y 1,66 con 372,3 y 338 ml de biogás.

- Rendimiento de biogás

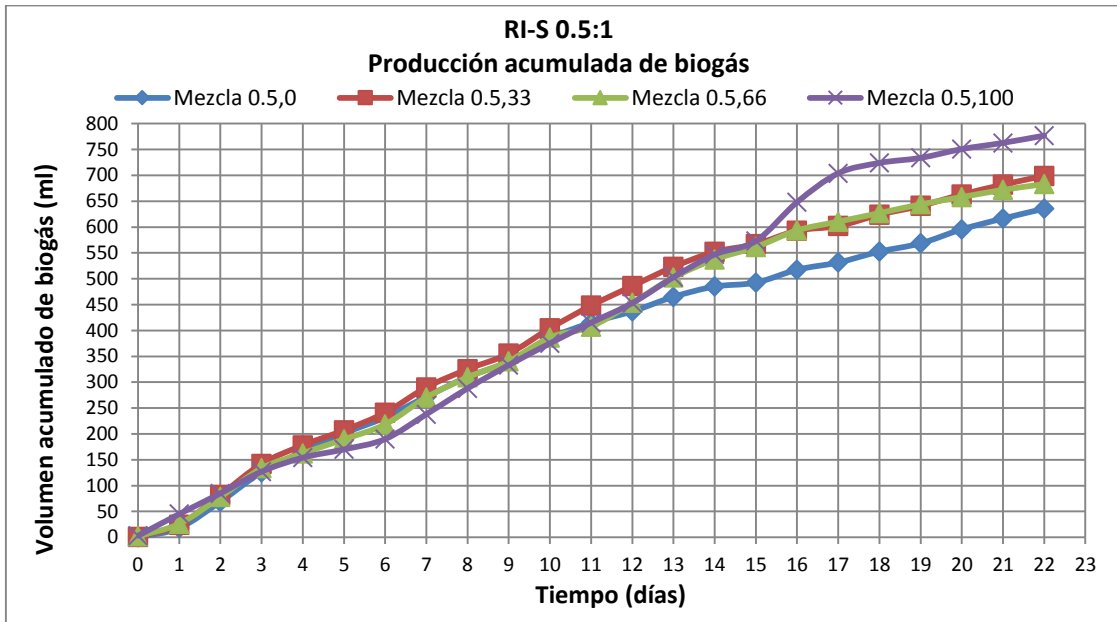


Gráfica 9. Rendimiento biogás RIS 1:1

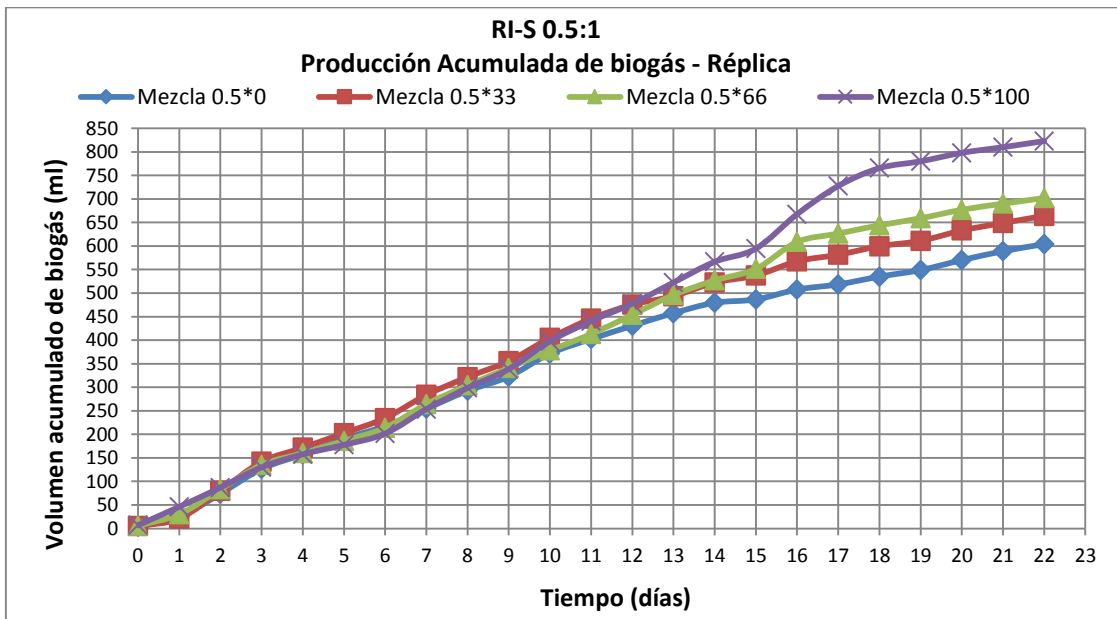
El máximo rendimiento de biogás reportado se obtuvo a partir de la $R_{I-S} 1^*,100$ con 236, 92 $ml_{biogás}/g SV$ y el mínimo fue de 167,43 $ml_{biogás}/g SV$ obtenido mediante la $R_{I-S} 1,66$.

10.2.4 R_{I-S} 0,5:1

- Producción de biogás



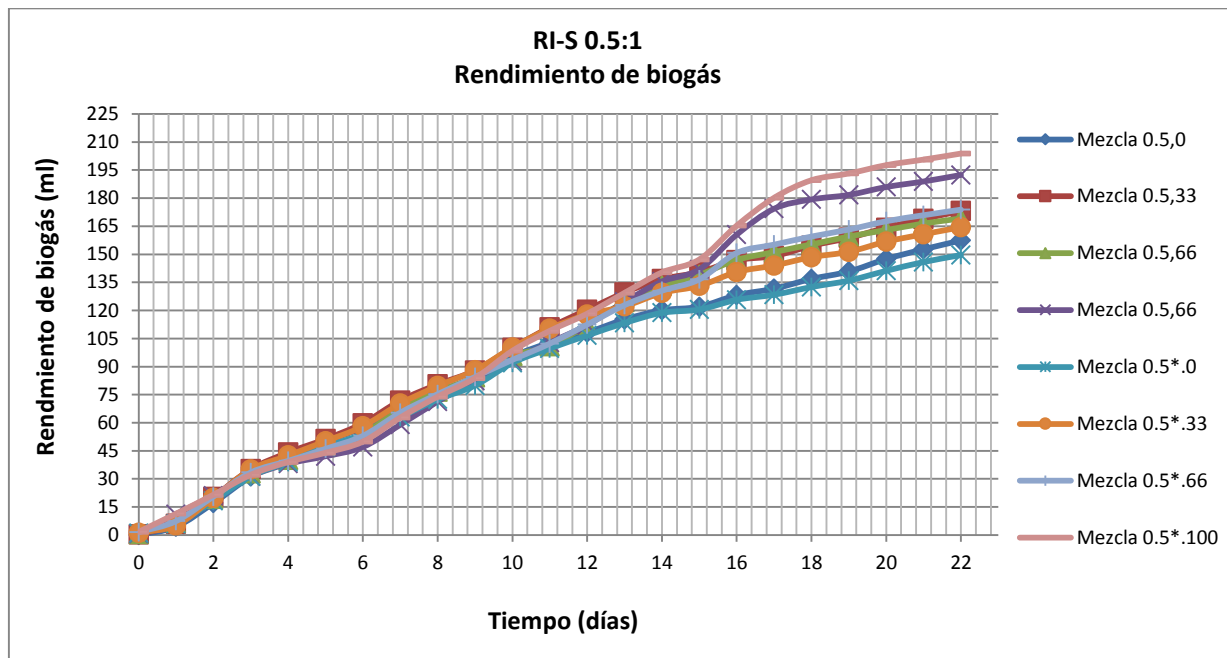
Gráfica 10. Producción acumulada de biogás RIS 0.5:1



Gráfica 11. Producción acumulada de biogás RIS 0.5:1 réplica

A partir de las R_{I-S} 0,5,100 y 0,5*,100 se obtuvo la mayor producción de biogás con valores de 776,8 ml_{biogás} y 823 ml_{biogás}. Por su parte, las R_{I-S} 0,5, 0 y 0,5*,0 aportaron la menor producción de biogás equivalente a 635,5 ml_{biogás} y 604 ml_{biogás}.

- **Rendimiento de biogás**



Gráfica 12. Rendimiento de biogás para la RIS 2:1 y réplica

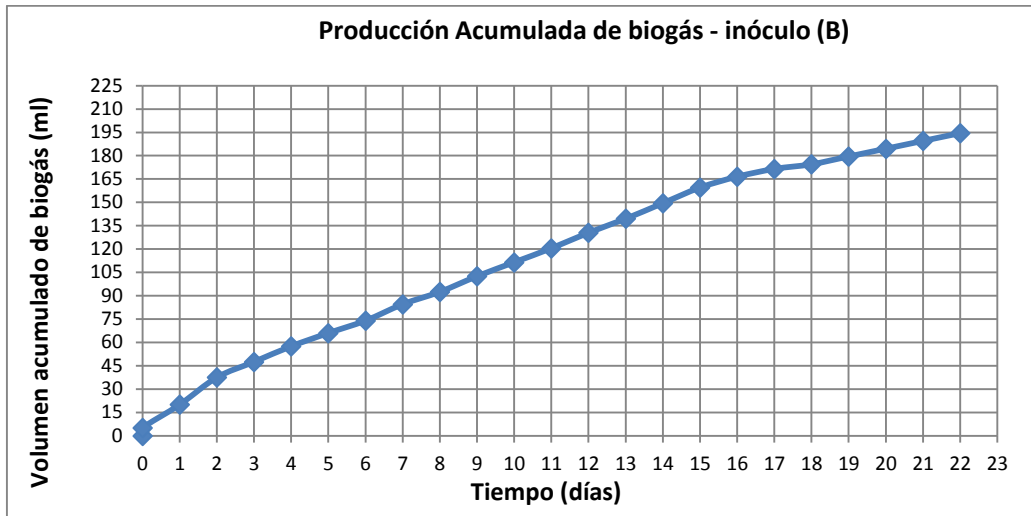
En la R_{I-S} 0,5,1 se obtuvo el mayor rendimiento de biogás a partir de la R_{I-S} 0,5*,100 equivalente a 203,83 ml_{biogás} / g SV y el menor rendimiento de biogás fue de 149,59, a partir de la R_{I-S} 0,5,0.

Al analizar la producción acumulada de biogás de las gráficas anteriores se observa una mayor velocidad de producción de biogás hasta el día 5 y posteriormente dicha velocidad decrece.

10.2.5 Control/blanco

Producción de biogás del inóculo (B)

Al reactor se incuban 103 ml de inóculo aforado a 200 ml con agua. A continuación se presenta la producción de biogás obtenida.

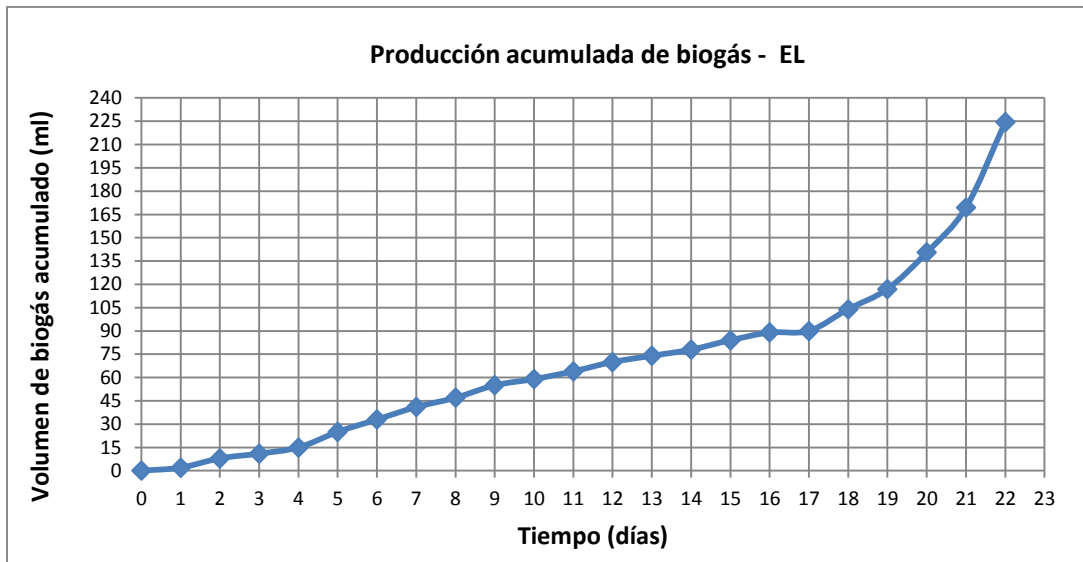


Gráfica 13. Producción de biogás inóculo.

Se puede observar que el inóculo utilizado no atraviesa por una fase de adaptación, puesto que en el primer día de incubación logra producir 20 ml de biogás, el cual continua aumentando hasta el día 16, luego, a partir del día 17 hasta el día 22, se genera una baja producción de biogás, de 5 ml aproximadamente.

- **Producción de biogás de Estiércol (EL)**

Al reactor se incuban 103 ml de estiércol bovino, 103 ml de inóculo, y 98 ml de agua para alcanzar el volumen de reacción requerido. En la gráfica 14 se presenta la producción de biogás obtenida.



Gráfica 14. Producción de biogás EL

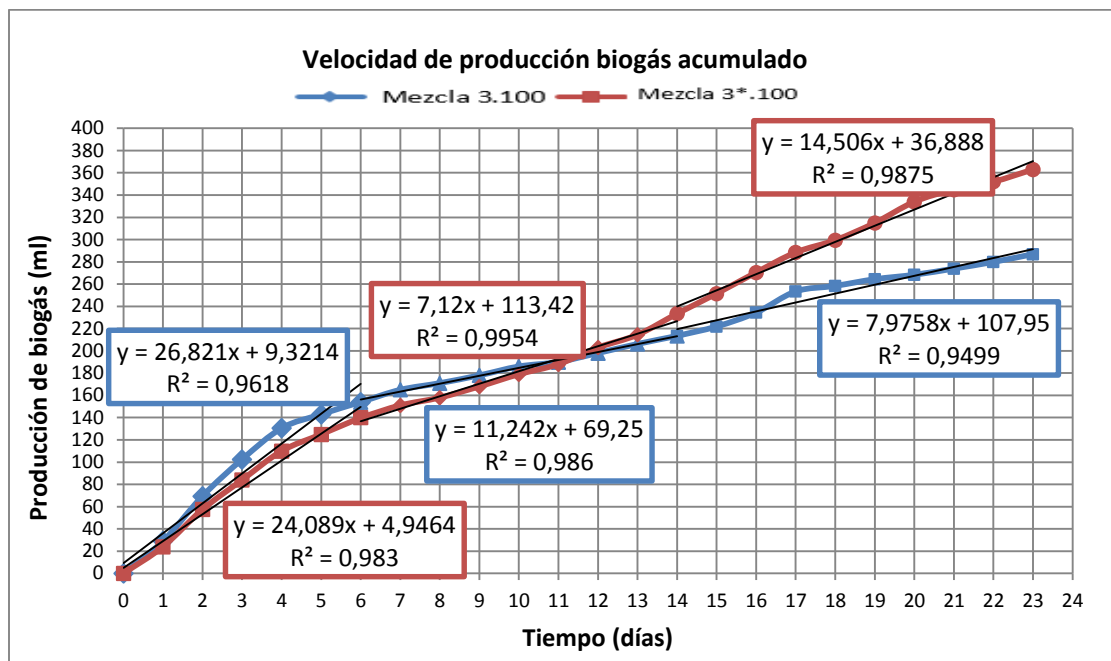
La mezcla presenta una fase de adaptación que se da entre los 0 y 4 días, en los cuales se da una producción mínima de biogás equivalente a 41 ml, a continuación hay una generación continua de biogás que provoca un aumento en la producción de éste entre los 4 y 17 días, posteriormente hay un incremento considerable de biogás, presentando un valor de 224,5 ml en el día 22, lo cual indica que los microorganismos aún están activos y requieren más tiempo para concluir la degradación de material orgánico.

Al finalizar el proceso, las R₁₋₅ 3,0 y 3*,0 presentaron una producción acumulada de biogás de 216,1 ml y 194, 9 ml, respectivamente; las cuales son cercanas a la producción acumulada de biogás por parte del EL. Lo cual indica que bajo la ausencia de sustrato las mezclas 3,0 y 3*,0 presentan un comportamiento similar al blanco.

Entre los días 17 y 22, el inóculo individual (ver gráfica 13) presenta una fase estacionaria, con una producción máxima de 5 ml por día, de esta manera se puede determinar que el aumento en la producción de biogás del estiércol bovino, entre los días 17 y 22 es independiente de la acción del inóculo. Por lo tanto, el estiércol bovino requiere una adaptación previa al proceso, para disminuir su tiempo de adaptación y se dé a la par con el sustrato e inóculo, de esta manera podría darse una acción conjunta entre los microorganismos y aumentar la producción de biogás.

El pH inicial del estiércol bovino es de 7,94 y al finalizar el proceso es de 6,26. Lo cual indica un aumento en los AGV.

A continuación, en la gráfica 15 se presenta la velocidad en la producción de biogás con el fin de corroborar la información anterior, debido a que en ésta se evidencia la fase de arranque, la adaptabilidad y la estabilidad en el proceso, representadas por el cambio en la pendiente de cada tramo, son 3 tramos determinados en relación con el cambio en la producción de biogás.



Gráfica 15. Velocidad de producción de biogás R_{i-s} 3, 100 y 3,*100

10.2.6 Influencia del inóculo sobre la mezcla sustrato - cosustrato

En la tabla 9 se presenta el volumen acumulado de biogás para el día 22, en la columna denominada “original”, y la sustracción del volumen acumulado de biogás del inóculo solo (B) (194,5 ml biogás) en el mismo día, en la columna denominada “restando inóculo” con el fin de poder evidenciar la producción de biogás por parte del sustrato y cosustrato.

Tabla 9. Influencia del inóculo en cada R_{i-s}

R _{i-s} [g SV Inóculo/ g SV Sustrato]	0 % SV _{iniciales} buchón de agua		33 % SV _{iniciales} buchón de agua		66 % SV _{iniciales} buchón de agua		100 % SV _{iniciales} buchón de agua	
	Original	Restando inóculo	Original	Restando inóculo	Original	Restando inóculo	Original	Restando inóculo
3	216,1	21,6	268,4	73,9	266,5	72,0	286,9	92,4
2	234,8	40,3	252,5	58,0	249,5	55,0	312,0	117,5
1	392,0	197,5	377,0	182,5	338,0	143,5	428,5	234,0
0.5	721,0	526,5	785,0	590,5	736,0	541,5	867,3	672,5
3*	194,9	0,4	256,5	62,0	233,3	38,8	363,0	168,5
2*	273,0	78,5	242,5	48,0	244,5	50,0	317,0	122,5
1*	444,0	249,5	379,5	185,0	372,3	177,8	478,3	283,8
0.5*	678,0	483,5	736,0	541,5	756,5	562,0	922,5	728,0

10.3 DISEÑO DE EXPERIMENTOS.

Los rendimientos de biogás ($\text{ml}_{\text{biogás}} / \text{g SV}$) obtenidos para los factores y niveles evaluados según el DDE planteado, se reportan a continuación en la tabla 10, para cada una de las muestras tratadas incluyendo su réplica.

Tabla 10. Rendimiento de las muestras orgánicas

		Nivel (R_{s-c})							
		0		0.33		0.66		1	
		Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica	Original	Réplica
Factor (R_{i-s})	3:1	321,147	289,642	398,871	381,186	396,047	346,708	426,364	539,456
	2:1	232,61	270,46	250,15	240,24	247,18	242,22	309,09	314,05
	1:1	194,17	219,93	186,74	187,98	167,43	184,42	212,25	236,92
	0.5:1	157,40	149,59	173,12	164,45	169,16	173,87	192,39	203,83

Los resultados reportados en la tabla 10 se introdujeron en el software “R Project” (versión 3.0.2) en el cual se realizó análisis de varianza, efectos principales y coeficientes de regresión de la variable de respuesta. Los resultados de estos análisis se presentan en la tabla 11, los cuales son la base para la selección de la relación que favorece el más alto rendimiento de biogás.

Tabla 11. ANOVA simple para el rendimiento de biogás por los factores A, B

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: R_{i-s}	212037	1	212037	263.936	3.93e-15
B: R_{s-c}	19144	1	19144	23.830	4.59e-05
AB	9617	1	9617	11.971	0.00188
AA	7623	1	7623	9.488	0.00484
BB	3997	1	3997	4.976	0.03455
Residuales	20887	26	803		

R-Cuadrada: 0.9236

R-Cuadrada (ajustada para G.L): 0.9089

Por medio del análisis de varianza, se puede observar que el factor R_{I-S} y la interacción $R_{I-S} - R_{S-C}$ tienen un efecto significativo sobre el rendimiento de la producción de biogás debido a que el valor p es menor que $\alpha=0,05$.

La selección de la relación que favorece el mayor rendimiento de biogás, se basó, en primera instancia, en el efecto causado por la R_{I-S} en el rendimiento del biogás obtenido, así se descartan las R_{I-S} 1:1 y 0,5:1 y se destacan las R_{I-S} 3:1 y 2:1, las cuales contienen mayor cantidad de inóculo y menor cantidad de sustrato y cosustrato.

En segunda instancia se analiza el efecto causado por la interacción $R_{I-S} - R_{S-C}$, así, al considerar que la cantidad de inóculo utilizado fue constante en todos los ensayos, se hace énfasis en la relación entre las cantidades del sustrato y cosustrato, en consecuencia se destacan los ensayos 3*.100 y 3, 100 y se determina que el mejor ensayo fue el 3*.100, cuyas características se presentan a continuación en la tabla 12.

Tabla 12. Resultados evaluados R_{I-S} 3.*100

Propiedad	Unidad	Valor
Rendimiento biogás	$[ml/g_{SV}]$	539,456
Volumen Biogás	$[ml]$	363
$ST_{iniciales}$	$[g_{ST}/g_{muestra}]$	0,7239
$SV_{iniciales}$	$[g_{SV}/g_{muestra}]$	0,6729
Remoción SV	$[\%]$	29
$pH_{inicial}$	Unidades pH	7.4
pH_{final}	Unidades pH	8,91

11. DISEÑO CONCEPTUAL DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA PILOTO

A partir de las mejores condiciones de operación establecidas a escala laboratorio, se realiza el diseño conceptual del sistema de digestión anaerobia a escala piloto; considerando las siguientes etapas:

Process Design Specification (PDS)

Descripción del proceso

Diagrama de entradas y salidas

Diagrama de bloques

Diagrama de flujo de proceso

Análisis financiero

11.1 Process Design Specification (PDS)

- **Especificaciones del Producto o Productos**

Nombre Comercial: Biogás

Nomenclatura y fórmula Química: El biogás es el resultado de una mezcla constituida principalmente por metano (55-75%) y dióxido de carbono (30-45%); con trazas de otros gases como hidrógeno, nitrógeno, oxígeno y sulfuro de hidrógeno.

Características físicas: El biogás arde con una llama de color azul; y tiene un olor similar al huevo podrido, aunque el olor del biogás desulfurado es imperceptible.

Características fisicoquímicas: El biogás tiene un poder calorífico entre 18,8 y 23,4 MJ/m³. Una densidad de 1,2 Kg/m³; y una temperatura de ignición entre 650°C y 750 °C. (Varnero, 2011)

Normas Técnicas Relacionadas: Norma NTC 4233. Gestión ambiental. Calidad de agua. Evaluación de la biodegradabilidad anaeróbica “última” de los compuestos orgánicos en lodos de digestión. Método por medición de la producción de biogás.

- **Especificaciones de las materias Primas**

Las materias primas requeridas en el proceso de digestión anaerobia son residuos orgánicos de buchón de agua, lodos anaerobios y agua potable.

- **Características de ubicación de la planta o instalación (Antioquia, 2014)**

Ubicación geodésica de la planta: Medellín, Antioquia, Colombia

Altitud: 1538 metros sobre el nivel del mar

Latitud norte: Punto extremo: Punta Arboletes (8° 55' 00")

Latitud sur: Punto extremo: Cerro de Caramanta (5° 25' 30")

Longitud este (Con respecto al Meridiano de Bogotá) frente a Barrancabermeja (0° 11' 30")

Límite norte con Chocó (Puerto López) (3° 09' 00")

Condiciones Climáticas: El clima es templado y húmedo, con una temperatura promedio de 24°C. Cuenta con un periodo seco entre junio y septiembre; presentando lluvias entre mayo y octubre.

(Comfenalco, 2014)

- **Capacidades**

La capacidad de la planta será de 1055,07 Kg de material orgánico al año, con una producción anual de biogás de 1960,2 L. La planta trabajará 24 horas al día.

- **Servicios industriales disponibles**

Energía eléctrica: se obtiene de EPM para el funcionamiento de equipos, como el triturador, bomba, agitador y calentador.

Agua potable: se toma de EPM para el sistema de calentamiento del digester.

(EPM, 2014)

- **Condiciones económicas y financieras del entorno**

Características de la mano de obra: en la planta laborarán dos personas, un ingeniero encargado del control y monitoreo del sistema de digestión anaerobia; y un operario que realice control de la temperatura, carga y descarga de los equipos y actividades de mantenimiento.

- **Legislación ambiental aplicable.**

(Ministerio de medio ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2014).

Se aplica la resolución 1362/2007 por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral.

- **Legislación de higiene y seguridad industrial aplicable** (Ministerio de trabajo, 1979).

Se considera la resolución 2400/1979 por la cual se establecen algunas disposiciones sobre vivienda, higiene y seguridad en los establecimientos de trabajo.

- **Normas para codificar**

Códigos aplicables para el diseño de equipos y sistemas

El diseño y las aplicaciones de las bombas centrífugas se basan en la norma ASME PD349 Centrifugal Pump Design and Application.

Los equipos se codifican mediante la norma ISO 10628 Diagramas de flujo para plantas de proceso-reglas generales.

Los símbolos y estándares para el P&ID se basa en la norma ANSI/ISA-84.01 2006 Aplicación de sistemas de instrumentación para el de control de procesos industriales.

La identificación de las tuberías se realiza de acuerdo al estándar ANSI / ASME A13.1 2007.

11.2 Descripción del proceso

El buchón de agua alimentado se someterá a una reducción de tamaño en el triturador TR-101 hasta obtener un tamaño de partícula uniforme con el fin de evitar taponamiento en los equipos y aumentar el área de contacto entre las partículas. Este sustrato se almacenará en el tanque TK-101 junto con lodo anaerobio y agua. Esta mezcla de material orgánico se bombea mediante la bomba P-101 hacia el digester anaerobio R-101, el cual cuenta con un sistema de calentamiento que permite mantener una temperatura de 35°C, y un agitador que favorece una mejor distribución de los perfiles de flujo y evita que los sólidos se sedimenten; allí inicia el proceso de biodegradación anaerobia que tendrá una duración total de 30 días y una generación constante de biogás. El biogás pasará por una trampa de ácido sulfhídrico con un lecho de viruta de hierro, el cual es lo suficientemente poroso para permitir el paso de biogás limpio sin pérdidas considerables; y luego será almacenado en el tanque TK-102. El material orgánico remanente en R-101, denominado digestato, se descargará en el tanque TK-103 al finalizar el proceso.

11.3 Diagrama de entradas y salidas

Es una herramienta visual que representa la forma básica o elemental de un proceso; simbolizando el proceso dentro de un cuadro central, con las corrientes de los reactivos entrando por la izquierda y las corriente de los productos, deseados y no deseados, saliendo por la derecha. Se excluye la información sobre servicios industriales, condiciones de operación del proceso y los balances de masa y energía (Turton et al., 2008).

En la figura 8 se presenta el diagrama de entradas y salidas para el proceso de digestión anaerobia del buchón de agua.

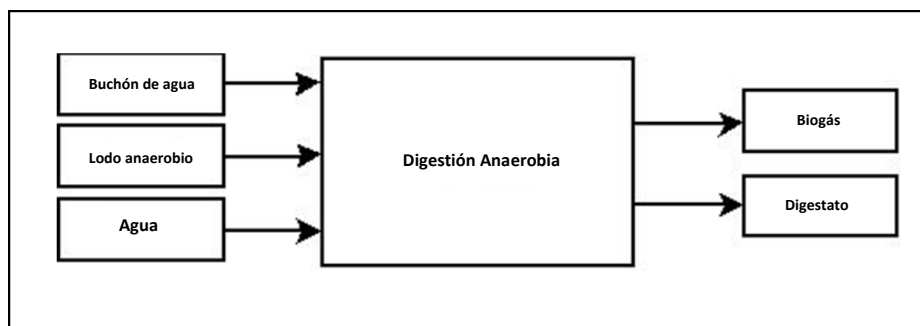


Figura 8. Diagrama de entradas y salidas proceso de digestión anaerobia.

11.4. Diagrama de bloques (BFD)

El BFD es la representación esquemática y consecutiva de las etapas de un proceso. Consiste en una serie de cuadros rectangulares (bloques) que simbolizan cada operación o conjunto de operaciones del proceso, principalmente las de almacenamiento, mezclado, separación y reacción. La conexión entre las etapas se da mediante flechas, denominadas corrientes, que indican el sentido del flujo de proceso.

Este tipo de diagrama, aunque no especifica detalles, permite conocer información útil para la comparación entre diferentes alternativas del proceso y favorece la toma de decisiones sobre el mismo (Theodore et al., 1999).

El diagrama de bloques para el proceso de la producción de biogás a partir del buchón de agua se presenta en la figura 9.

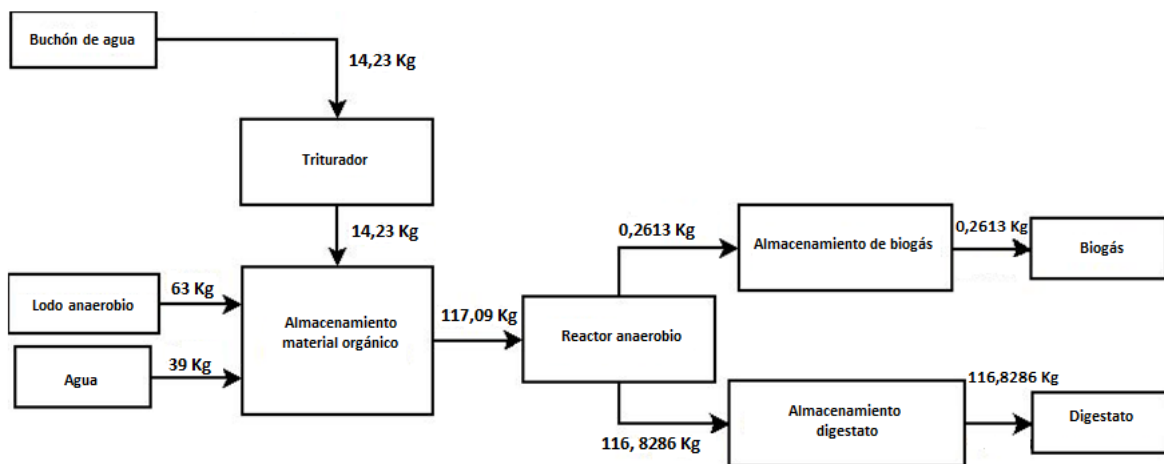


Figura 9. BFD proceso de digestión anaerobia.

11.5 Diagrama de Gantt

Es una representación tabular que ilustra una serie de tareas (filas) que se producen durante un período de tiempo (columnas), que permite esbozar la programación de los equipos necesarios para producir un lote de determinado producto. Se debe considerar que las actividades de lavado y limpieza del biodigestor no se tienen en cuenta, debido a que se prefiere trabajar con un inóculo adaptado al medio para reducir el tiempo de

acondicionamiento del material orgánico. En la figura 10 se muestra el diagrama de Gantt para el proceso de digestión anaerobia.

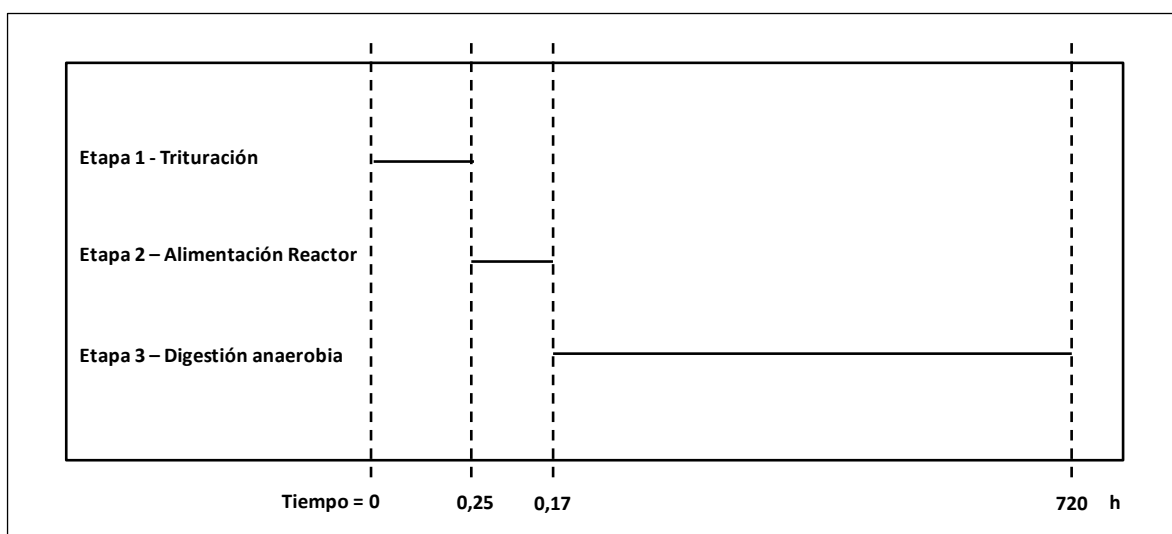


Figura 10. Diagrama de Gantt para el proceso de digestión anaerobia

11.6 Diagrama de flujo de proceso (PFD)

El PFD es una descripción gráfica que proporciona el esquema básico del proceso y la información necesaria de los equipos requeridos; que resulta ser una guía para el diseño, construcción y operación de procesos químicos. Este diagrama incluye balances de masa y energía, flujos de las corrientes, instrumentos básicos de control, datos de temperatura y presión y servicios industriales requeridos. Al tratarse de un proceso batch se incluye una receta que indica las condiciones de operación y la duración de cada una de las etapas de proceso (Theodore et al., 1999). En la figura 11 se presenta el PFD para el proceso de digestión anaerobia, al igual que el listado con las especificaciones de los equipos propuestos en la tabla 13.

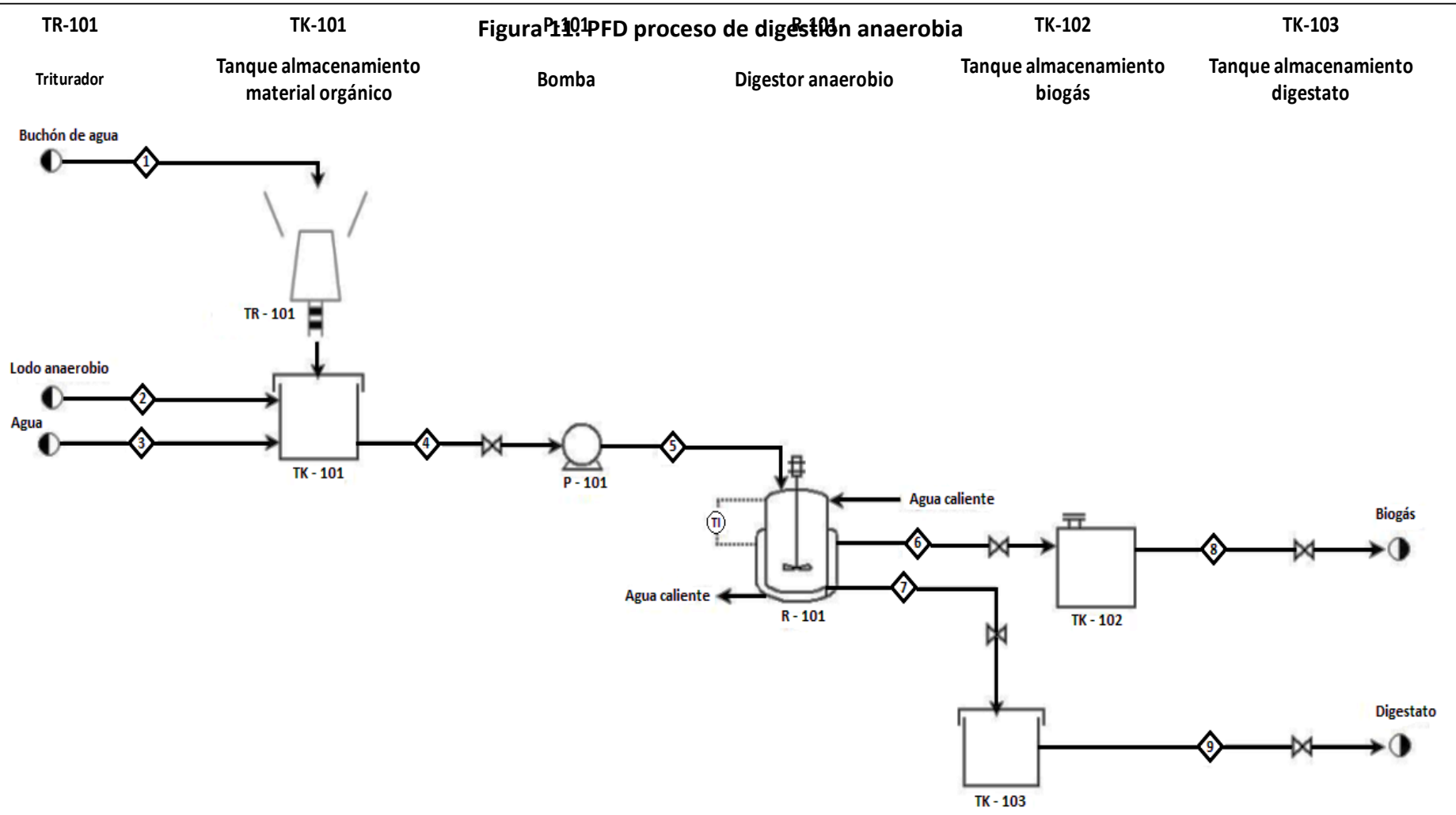


Figura 11. PFD proceso de digestión anaerobia

RECETA

1. La reducción de tamaño de partícula del buchón de agua en el TR-101 tiene una duración de 15 minutos.
2. El almacenamiento del material orgánico en el TK-101 tiene una duración de 10 minutos.
3. La alimentación del material orgánico al R-101 a través de la P-101 tarda 10 minutos.
4. El tiempo de residencia del material orgánico durante el proceso de digestión anaerobia en R-101 es de 30 días.

UNIVERSIDAD EAFIT			
PFD: PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DEL BUCHÓN DE AGUA			
Preparado	Cristina Ruiz R. - Ana María López A.	Fecha	16/04/2014
Revisado	Diego Acosta M.	Fecha	21/04/2014
Aprobado	Diego Acosta M.	Fecha	21/04/2014

Tabla 13. Listado de equipos proceso de digestión anaerobia.

Triturador	TR-101
Tipo	Triturado cortante de cuchillas rotatorias
Velocidad (rpm)	800
Capacidad máxima (Kg/h)	100
Número de cuchillas	12
Material de construcción de las cuchillas	Chronit
Potencia (KW)	2

Tanque de almacenamiento	TK-101
Tipo	Cilíndrico
Volumen (L)	160
Longitud total (m)	1,2239
Diámetro (m)	0,4080
Material de construcción	PEAD
Orientación	Vertical
Presión (KPa)	85,33

Bomba	P-101
Tipo	Rotatoria
T entrada (°C)	24
T salida (°C)	24
Presión de succión (KPa)	85,33
Presión descarga (KPa)	99,62
Material de construcción	Acero al carbón
Potencia (KW)	0,0034

Biodigestor	R-101
Tanque	
Tipo	Cilíndrico
Volumen (L)	170
Longitud total (m)	1,2489
Diámetro (m)	0,4163
Material de construcción	
Presión (KPa)	86,00
Agitador	
Longitud Baffle (m)	0,1249
Ancho Baffle (m)	0,0347
Diámetro impeller (m)	0,2498
Espesor (m)	0,0312
Tipo	Ancla
Potencia del motor (KW)	1,12
Velocidad motor rpm	20

Tanque de almacenamiento	TK-102
Tipo	Bolsa
Volumen (L)	300
Longitud total (m)	1,5092
Diámetro (m)	0,5031
Material de construcción	PEAD
Orientación	Vertical
Presión (KPa)	86,00

Tanque de almacenamiento digestato	TK-103
Tipo	Cilíndrico
Volumen (L)	115
Longitud total (m)	1,0839
Diámetro (m)	0,3613
Material de construcción	Acero inoxidable
Orientación	Vertical
Presión (KPa)	85,33

- **Triturador TR-101**

El equipo seleccionado es un triturador cortante de cuchillas rotatorias, por su eficiencia en el tratamiento de materiales orgánicos, suaves y fibrosos con bajo y alto contenido de humedad. En términos generales es la opción más económica y eficaz para la reducción del tamaño de partícula de materiales tenaces y no abrasivos. Ofrece una reducción en el diámetro de partícula alimentado de hasta 10 veces, una capacidad máxima de alimentación de 100 kg/h, un rango de velocidad entre 200 y 900 rpm, y un consumo de potencia entre 1 y 3 KWh (Couper et al., 2009).

- **Tanque de almacenamiento TK-101**

Este contenedor de material orgánico debe estar cerrado y sin agitación, con el fin de evitar aireación de la mezcla y el inicio anticipado de la biodegradabilidad anaerobia que conlleve a una pérdida considerable de biogás.

- **Bomba P-101**

La mezcla de material orgánico tiene un alto contenido de sólidos (entre 8 y 10%) por lo que se requiere un equipo que no se tapone fácilmente; seleccionando así una bomba centrífuga de una sola etapa, recomendada para una cabeza máxima de 152 m y un flujo entre 0,057–18,9 m³/min. Además se considera su carácter comercial en procesos agroindustriales (Couper et al., 2009)

- **Digestor anaerobio R-101**

Para llevar a cabo el proceso de biodegradabilidad anaerobia se selecciona un reactor hermético, agitado y enchaquetado, que favorezca la estabilización de los sustratos a una temperatura de 35°C, mediante agua caliente.

La agitación se realizará dos veces al día con una duración diaria de 2 horas, mediante un agitador tipo ancla que se adapta al contorno del recipiente, evita que el material “pastoso” se adhiera a la pared del tanque y promueve una buena transferencia de calor entre el material y la pared del reactor y permite una velocidad entre 3 y 4, m / min, la cual es la recomendada teóricamente para las reacciones con transferencia de calor (Couper et al., 2009).

- **Filtro de H₂S**

Filtro (F-01) con lecho fijo de viruta de hierro, donde serán condensados las trazas de vapor de agua y removidas las trazas de H₂S, respectivamente.

Se utilizará un filtro seco, con lecho de viruta de hierro, en donde el ácido sulfhídrico reaccionará con el hierro y se depositará en el lecho. El lecho de viruta es lo suficientemente poroso para permitir el paso del biogás limpio sin ocasionar pérdidas considerables. Para

lograr este propósito se instalará una sección de tubería de PVC de 3 pulgadas con dos accesorios en sus extremos, que permitan la adaptación de la tubería para la salida del biogás y el drenaje del agua condensada (Álvarez & Pérez, 2005).

11.7 Análisis financiero

El análisis financiero a escala piloto se hace con una proyección a 12 años; a partir del resultado del diseño de experimentos a escala laboratorio, reportado en la tabla 12.

Las corrientes de alimentación se calculan mediante un factor de escalado adimensional, de 600, obtenido al relacionar las capacidades de ambos procesos, según la ecuación 4. De esta manera, por lote se alimentaran 117,23 Kg de material orgánico y se generarán 0,2178 m³ de biogás y 82,8725 Kg de digestato.

En el anexo 4 se presenta el desarrollo de los cálculos pertinentes.

$$\text{Factor de escalado} = \frac{V_{RXN \text{ escala piloto}}}{V_{RXN \text{ escala laboratorio}}} = \frac{120 L}{0,2 L}$$

Ecuación 4. Factor de escalado

11.7.1 Costos de los equipos

La estimación de los costos por la compra de los equipos se calcula a partir de la información suministrada por el PFD sobre las capacidades y potencias de los equipos requeridos, los materiales de construcción seleccionados y la capacidad estimada. Los cálculos se determinaron mediante el método heurístico reportado por Turton et al., (2008).

En la tabla 14 se presenta los valores de inversión para cada uno de los equipos del proceso de digestión anaerobia.

Tabla 14. Costo equipos para el proceso de digestión anaerobia

Equipo	Inversión
Triturador	\$ 1.000.000,00
Tanque almacenamiento material orgánico	\$ 14.585,00
Biodigestor anaerobio	\$ 69.925,00
Bomba	\$ 71.122,00
Tanque almacenamiento biogás	\$ 17.628,00
Tanque almacenamiento digestato	\$ 13.360,00

La compra de los equipos especificados representa un costo total de \$1.186.620,00

La depreciación considera que los equipos requeridos en el proceso tienen una vida finita, por lo que su valor disminuye con el tiempo. Se calculará mediante el método de línea recta reportado por Turton et al., (2008), por el cual cada año el activo se despreja por el mismo valor. Se asume que los equipos tienen una vida útil de 10 años. En la tabla 15 se indica la depreciación resultante de la ecuación 5.

$$Depreciación = \frac{Costo\ equipo}{Vida\ útil}$$

Ecuación 5. Depreciación método línea recta

Tabla 15. Depreciación del costo de los equipos del proceso de digestión anaerobia

Equipo	Depreciación Año 10
Triturador	\$ 100.000,00
Tanque almacenamiento material orgánico	\$ 1.458,47
Biodigestor anaerobio	\$ 6.992,53
Bomba	\$ 7.112,18
Tanque almacenamiento biogás	\$ 1.762,83
Tanque almacenamiento digestato	\$ 1.335,96

Costos de operación

Los costos de operación incluyen la inversión en capital fijo, los costos de mano de obra, materias primas, servicios industriales y tratamiento de los desechos (Turton et al., 2008).

- **Costos de la materia prima (C_{RM})**

Los sustratos requeridos para el proceso de digestión anaerobia son buchón de agua, lodos anaerobios y agua. En la tabla 16 se reportan sus respectivos precios.

Tabla 16. Costo materia prima para el proceso de digestión anaerobia

Materia prima ^a	Costo [\$/año]
Lodo anaerobio ^b	84.000,00
Agua	500,59

^a No se tiene en cuenta el precio del buchón de agua debido a que una vez removido del lago de la universidad EAFIT es considerado un desecho. Además se remueven, aproximadamente 90 Kg de este residuo trimestralmente, según información otorgada por el área de servicios generales de la universidad.

^b Equivale al costo del transporte desde la planta San Fernando hasta la universidad EAFIT. En la planta se trataran, anualmente, 0,576 m³ de lodos anaerobios y 0,351 m³ de agua que representarán un costo total de \$84.500,59 para el primer año.

Costo mano de obra (C_{OL})

De acuerdo a lo referenciado por Turton et al.,(2008) se considera que un operario trabaja en promedio 49 semanas al año (dos semanas libres por vacaciones y una semana de ausencia por enfermedad), 8 horas diarias por 6 días a la semana. La planta de digestión anaerobia operará durante 350 días, 24 horas diarias con solo un turno de operación al día. El número de operarios necesarios por turno (N_{OL}) se halla mediante la ecuación 6.

$$N_{OL} = \frac{\left[\frac{\text{Turnos}}{\text{año}} \right]}{\left[\frac{\text{Turnos}}{\text{operario} * \text{año}} \right]} = \frac{350 \left[\frac{\text{día}}{\text{año}} \right] * 1 \left[\frac{\text{Turno}}{\text{día}} \right]}{49 \left[\frac{\text{semana}}{\text{año} * \text{operario}} \right] * 6 \left[\frac{\text{Turno}}{\text{semana}} \right]} \cong 2 \left[\frac{\text{Operarios}}{\text{Turno}} \right]$$

Ecuación 6. Operarios por año.

El C_{OL} se calcula con base en la ecuación 7 y se obtiene un valor de \$ 16.512.000,00 anuales.

$$C_{OL} = \text{Salario} * N_{OL} = 688.000 \left[\frac{\$}{\text{mes} * \text{operario}} \right] * 2 \text{ operarios} * 12 \left[\frac{\text{meses}}{\text{año}} \right]$$

Ecuación 7. Costo mano de obra.

Costo servicios industriales (C_{UT})

La energía eléctrica y el agua de proceso son servicios que deben ser suministrados para el funcionamiento de la bomba, triturador y reactor. Su costo se basa en los valores reportados por Turton et al., (2008), se calculan con base en las ecuaciones 8 y 9; y se indican en la tabla 17.

Tabla 17. Costo servicios industriales proceso de digestión anaerobia

Servicio industrial	Costo [\$/año]
Electricidad	11.201,16
Agua	1.245,49

$$C_{\text{electricidad}^*} = \text{Costo} \left[\frac{\$}{KWh} \right] * \text{Consumo} \left[\frac{KWh}{\text{año}} \right] = 429,03 \left[\frac{\$}{KWh} \right] * 26,108 \left[\frac{KWh}{\text{año}} \right]$$

* El costo de la electricidad incluye solo la bomba y el agitador.

Ecuación 8. Costo anual de electricidad

$$C_{\text{agua}} = \text{Costo} \left[\frac{\$}{KWh} \right] * \text{Consumo} \left[\frac{KWh}{\text{año}} \right] = 0,0263 \left[\frac{\$}{Kg} \right] * 47.356,99 \left[\frac{Kg}{\text{año}} \right]$$

Ecuación 9. Costo anual agua de proceso.

En este caso, debido a los flujos requeridos, los servicios industriales representan un costo anual de \$12.446,65

Costo tratamiento de desechos (C_{WT})

El proceso de digestión anaerobia no tiene costo asociado al tratamiento de desechos debido a que el digestato generado en el proceso es un material orgánico con gran cantidad de nutrientes que puede ser utilizado como acondicionador de suelos, y por tanto no se considera como producto no deseado, sino como un producto de valor agregado para el proceso.

Costos Totales

Los costos totales se determinan con base en la ecuación 10

$$Costos_{\text{totales}} = C_{RM} + C_{OL} + C_{UT} + C_{\text{equipos}}$$

Ecuación 10. Costos totales.

Los costos totales para el primer año de producción de la planta de digestión anaerobia son de \$17.795.566,58.

11.7.2 Ingresos

Los ingresos a considerar provienen de la venta de biogás y digestato obtenidos mediante el proceso de digestión anaerobia. El precio de biogás se establece a partir del precio comercial del gas propano (EPM, 2014) el cual es utilizado en los mecheros del laboratorio de fenómenos químicos de la universidad EAFIT. Por su parte el digestato producido se ofrece como acondicionador de suelos, cuyo precio de venta es referenciado a partir de un producto comercial de características similares ofrecido por la empresa ABONAMOS S.A. Una producción anual de biogás de 3 Kg / año (1960,2 L) genera un ingreso de \$13.615,97 y 1051,2 Kg de digestato representan un ingreso anual de \$141.712,04.

11.7.3 Flujo de caja

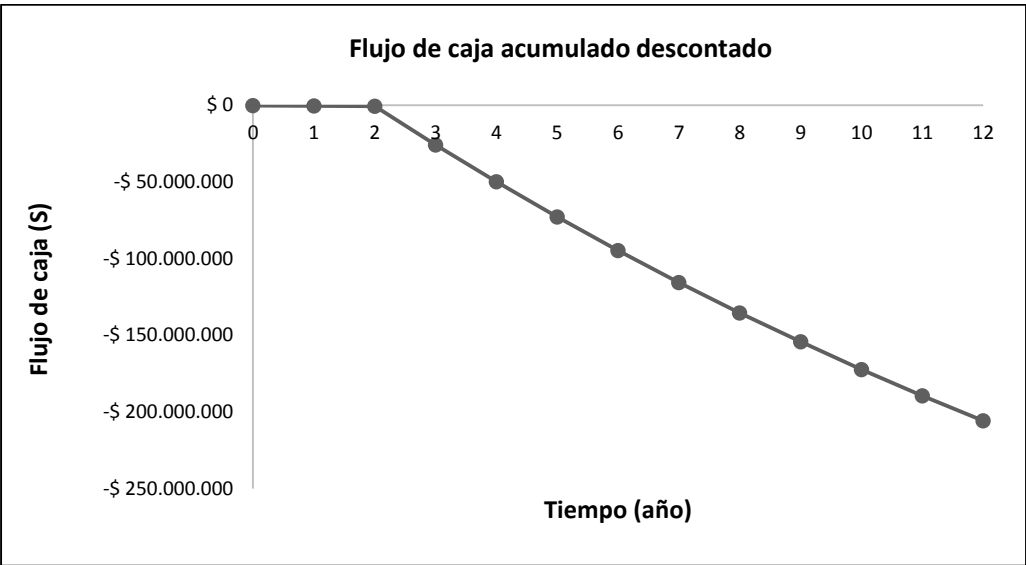
Tabla 18. Flujo de caja proceso de digestión anaerobia escala piloto

Tiempo [años]	Flujo de caja discreto [\$]	Flujo de caja Acumulado [\$]	Flujo de caja descontado [\$]	Flujo de caja acumulado descontado [\$]
0	-155.328,01	-155.328,01	-155.328,01	-155.328,01
1	-155.328,01	-310.656,02	-147.931,44	-303.259,45
2	-155.328,01	-465.984,03	-140.887,08	-444.146,53
3	-29.305.957,81	-29.771.941,84	-25.315.588,22	-25.759.734,75
4	-29.304.556,47	-59.076.498,31	-24.108.931,13	-49.868.665,88
5	-29.307.359,16	-88.383.857,47	-22.963.082,77	-72.831.748,65
6	-29.308.760,50	-117.692.617,97	-21.870.648,34	-94.702.396,99
7	-29.310.161,85	-147.002.779,82	-20.830.184,81	-115.532.581,80
8	-29.311.563,19	-176.314.343,01	-19.839.219,73	-135.371.801,53
9	-29.312.964,54	-205.627.307,54	-18.895.398,30	-154.267.199,83
10	-29.314.365,88	-234.941.673,42	-17.996.477,73	-172.263.677,56
11	-29.315.767,22	-264.257.440,65	-17.140.321,94	-189.403.999,50
12	-29.317.168,57	-293.574.609,21	-16.324.896,45	-205.728.895,96

El valor presente neto (VPN) del proyecto es de \$ -205.728.895,96 por lo que se concluye que el proceso de digestión anaerobia a escala piloto no es económicamente viable, debido a que hay un gasto constante durante los 12 años proyectados; lo cual se puede corroborar al observar la gráfica 16 en la que se presenta el flujo de caja acumulado descontado.

Al presentar estos resultados se debe tener en cuenta que la demanda de biogás anual que se pretende cubrir, bajo las condiciones establecidas en el diseño conceptual, es muy baja

pues si se logra alcanzar una producción de biogás superior a 30 m³, el proceso puede ser viable económicamente (Angelidaki & Ellegaard, 2003).



Gráfica 16. Flujo de caja acumulado descontado

12. CONCLUSIONES

El diseño de experimentos permitió evaluar el efecto de las relaciones R_{I-S} y R_{S-C} y sus respectivas interacciones, en el rendimiento de biogás; considerando la cantidad de sólidos volátiles de sustrato adicionados y el volumen acumulado de biogás.

Todas las R_{I-S} 3:1, 2:1, 1:1, 0,5:1 evaluadas coinciden en que el mayor rendimiento de biogás está directamente relacionado con la ausencia total de cosustrato, correspondientes a las R_{S-C} de 100%; es decir que la adición de estiércol bovino no favoreció el rendimiento de biogás, lo cual no coincide con lo reportado en la literatura, Esto puede deberse a que las mezclas trabajadas no proporcionaron las condiciones necesarias para que hubiera una acción conjunta entre las propiedades del material orgánico del sustrato y cosustrato. El cosustrato tardó más tiempo en adaptarse a las condiciones del medio por lo que no se logró evidenciar su contribución en la producción de biogás.

Los más altos rendimientos de biogás se obtuvieron a partir de las R_{I-S} con mayor cantidad de inóculo, R_{I-S} 3:1 y 2:1; particularmente la R_{I-S} 3:1 presentó los más altos rendimientos de biogás con un valor máximo de 539 ml_{biogás} /g SV correspondiente a R_{I-S} 3*,100.

La disminución de la R_{I-S} puede generar una disminución en el rendimiento de biogás al presentar una sobrecarga de sustrato, inhibiendo la degradación del material orgánico.

Las R_{I-S} 3,0; 2,0 (ausencia de cosustrato) 3, 33 y 2, 33 (menor contenido de cosustrato) generan la mayor producción de biogás en los primeros 6 días del proceso, es decir que en la fase inicial se obtiene el doble de producción de biogás que el obtenido en los 15 días restantes. Por su parte, para las R_{I-S} 1, 0; 0,5,0; 3, 66; 2, 66; 1, 66; 0,5,66; 1,33 y 0,5,33 generan la mayor producción de sustrato entre los días 6 y 14, presentando un crecimiento exponencial. Esto se debe a que los microorganismos del sustrato están entrando a una fase de estabilidad, y por su parte los microorganismos del cosustrato están iniciando la fase de adaptación, es decir, ambos, sustrato y cosustrato, presentan un lapso de coincidencia en el cual ocurre una sinergia que favorece la degradación del material orgánico y conlleva a una mayor producción de biogás en este tiempo.

Se realizó el diseño conceptual del sistema de digestión anaerobia a escala piloto con una capacidad de 150 L, a partir del escalamiento de los resultados obtenidos en los ensayos a nivel laboratorio, en la R_{I-S} 3,*100. En un rango de operación mesofílico adecuado para el tratamiento y aprovechamiento de los residuos de buchón de agua, en presencia de lodo anaerobio como inóculo permitiendo una producción anual de biogás de 1960,2 L y 1051,2 Kg de digestato, el primero como fuente alternativa de energía y el segundo como

acondicionador de suelos. Sin embargo resulta ser que según el flujo de caja a una proyección de 12 años, el proceso no es viable económicamente, debido a que según el flujo de caja el proyecto representa un costo permanente al hacer una proyección a 12 años.

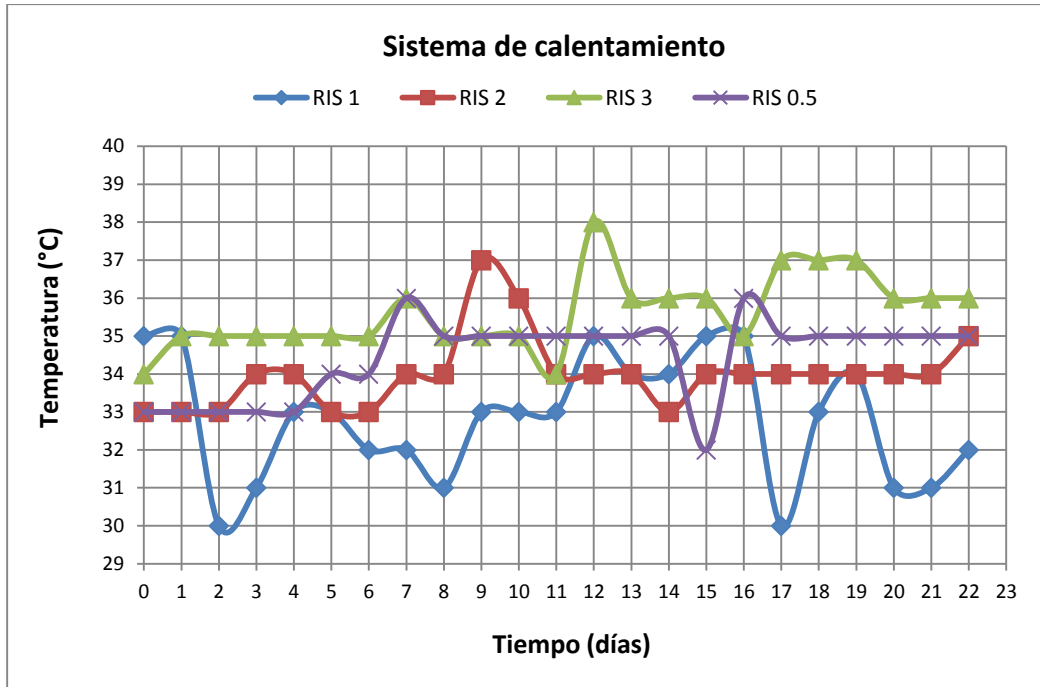
Los productos asociados a la digestión anaerobia, biogás y digestato, no tienen un valor comercial con el cual se pueda comparar el costo teórico determinado a partir del diseño conceptual a escala piloto, sin embargo, según el análisis económico del proceso de digestión anaerobia a escala piloto realizado, producir 1 m³ de biogás tiene un costo de \$ \$55,2; por su parte adquirir 1 m³ de gas propano comercial (gas utilizado en el laboratorio de fenómenos químicos de la universidad EAFIT) cuesta \$5,6; con lo cual se puede ver que su reemplazo no representa un ahorro, si no por el contrario un gasto mayor. No obstante el propósito del proceso de la digestión anaerobia radica en dar un tratamiento a los desechos de buchón de agua y evitar su disposición final en el relleno sanitario, el cual tiene un costo asociado y aumenta la emisión de GEI a la atmosfera. Lo ideal sería llegar a un equilibrio económico y ambiental que haga factible el proceso. En el caso de la universidad EAFIT, la utilidad en la producción de biogás radicaría en reemplazar el gas propano utilizado en los mecheros del laboratorio de química orgánica y a la vez, evitar el costo por disposición final del residuo, aunque esto no represente una disminución en los costos.

13. RECOMENDACIONES

- Optimizar el sistema de calentamiento en el baño termostático, mediante la implementación de una fuente de calentamiento más precisa, que evite variaciones en la temperatura. Además de la implementación de un aislamiento más eficiente y de unos reactores herméticos, que eviten escape del biogás generado.
- Se recomienda que futuros ensayos a escala laboratorio evalúen la producción de biogás a temperatura ambiente, con el fin de relacionar el gasto energético que involucra el sistema a condiciones mesofílicas con la cantidad de biogás obtenido a condiciones estándar.
- Considerar un agitador en los reactores a escala laboratorio, que favorezca la homogeneidad de la mezcla y evite la sedimentación de los sólidos en las paredes del recipiente.
- En la determinación de las relaciones sustrato – cosustrato se recomienda ampliar el rango evaluado, considerando lo reportado en la literatura, con el fin de establecer mezclas que favorezcan la codigestión anaerobia.
- Someter el cosustrato a un pretratamiento (reducción de tamaño, filtración, secado) antes de ser alimentado a los reactores, con el fin de reducir las fibras recalcitrantes que pueden desestabilizar el sistema.
- Antes de iniciar los ensayos de biodegradabilidad anaerobia, se recomienda acondicionar el sustrato con el cosustrato, para favorecer el contacto entre los microorganismos y disminuir el tiempo de estabilización del sistema.
- En cuanto al diseño conceptual se recomienda aumentar la demanda de biogás, y con esto, la capacidad del sistema, con el fin de evaluar cantidades mayores que puedan dar un balance económico positivo.

ANEXO 1. SISTEMA DE CALENTAMIENTO

Debido a los efectos en la estabilidad del sistema causados por la variación en la temperatura de incubación, se realizaron curvas de calentamiento para cada R_{I-S} , que permitieran evaluar la conservación de la temperatura dentro del baño termostático, las cuales se presentan a continuación en la gráfica 17.



Gráfica 17. Curvas de calentamiento

Según los resultados obtenidos, ninguno de los termostatos utilizados para el calentamiento ejerce un buen control sobre la temperatura del sistema, pues se presentan variaciones superiores a 2°C. Esto se debe a la falta de un sistema de aislamiento eficiente, lo que permite una caída de temperatura hasta de 5°C. El montaje de la R_{I-S} 2:1 obtuvo la menor variación de la temperatura con un ΔT de 3°C.

ANEXO 2. DETERMINACIÓN DE LA R_{I-S}

1. R_{I-S}

1.1 Preparación de las R_{I-S}

Las cantidades de sustrato, cosustrato e inóculo en cada una de las R_{I-S} 3:1, 2:1, 1:1 y 0,5:1; depende de los g SV de cada uno, los cuales se reportan en la tabla 19, y se hallan mediante las ecuaciones 11-18, considerando un volumen de reacción de 200 ml; y un volumen constante de inóculo de 103 ml, con una concentración inicial de 19,569 g SV_I / L, la cual, en los ensayos, se ajustó a una concentración de 10 g SV_I / L equivalentes a 2,0188 g SV_I .

A continuación se presenta el modelo de cálculo para el ensayo 3,100.

Tener en cuenta que S: sustrato, C: cosustrato, I: inóculo, S-C: mezcla sustrato-cosustrato, V_{rxn} : Volumen de reacción, m-l: muestra licuada.

Tabla 19. Sólidos volátiles sustrato, cosustrato e inóculo

Sustrato [g SV / g muestra licuada]	Cosustrato [g SV / g muestra licuada]	Inóculo [g SV / L]
0,0281	0,0449	19,568

$$R_{I-S} \left[\frac{g SV_I}{g SV_{S-C}} \right] = \frac{3}{1}$$

Ecuación 11. R_{I-S}

$$R_{I-S} = \frac{g SV_I}{R_{I-S}} = \frac{2,0188 [g SV_I]}{3 \left[\frac{g SV_I}{g SV_{S-C}} \right]} = 0,6729 \cong 0,67 [g SV_{S-C}]$$

Ecuación 12. SV de sustrato y cosustrato en el reactor.

$$Concentración_{S-C} = \frac{Concentración_{(Inóculo)}}{R_{I-S}} = \frac{10 \left[\frac{g SV_I}{L} \right]}{\frac{3}{1} \left[\frac{g SV_I}{g SV_{S-C}} \right]} = 3,33 \left[\frac{g SV_{S-C}}{L} \right]$$

Ecuación 13. Concentración mezcla sustrato - cosustrato

$$Cantidad \ g \ SV_{S-C} = Concentración_{(S-C)} * V_{rxn} = 3,33 \left[\frac{g SV_{S-C}}{L} \right] * 0,2 \\ = 0,67 \ g \ SV_{S-C}$$

Ecuación 14. Contenido de SV de la mezcla sustrato - cosustrato

$$Cantidad \ g \ SV_S = Cantidad_{S-C} * \%_S = 0,67 \ g \ SV_{S-C} * 100 = 0,67 \ g \ SV_S$$

Ecuación 15. Cantidad sustrato en g SV

$$Cantidad_{S} = \frac{Cantidad \ g \ SV_S}{0,0281 \left[\frac{g SV_S}{g_{m.l.s}} \right]} = \frac{0,67 \ g \ SV_S}{0,0281 \left[\frac{g SV_S}{g_{m.l.s}} \right]} = 23,72 \ g_{m.l.s}$$

Ecuación 16. Cantidad muestra licuada de sustrato

$$Cantidad \ g \ SV_C = Cantidad_{S-C} * \%_C = 0,67 \ g \ SV_{S-C} * 0 = 0 \ g \ SV_S$$

Ecuación 17. Cantidad de cosustrato en g SV

$$Cantidad_C = \frac{Cantidad \ g \ SV_C}{0,04449 \left[\frac{g SV_C}{g_{m.l.c}} \right]} = \frac{0 \ g \ SV_S}{0,0449 \left[\frac{g SV_S}{g_{m.l.c}} \right]} = 0 \ g_{m.l.c}$$

Ecuación 18. Cantidad muestra licuada de cosustrato

Las cantidades determinadas para todas las R_{I-S} se presentan a continuación en la tabla 20.

Tabla 20. Cantidades de cada R_{I-S}

R _{I-S} *	Inóculo		Relación Sustrato- Cosustrato [g SV / L]	Cantidad Sustrato- Cosustrato [g SV]	Cantidad buchón			Cantidad estiércol		
	Concentración [g SV / L]	Volumen [ml]			%	[g SV]	[g]	%	[g SV]	[g]
3.0	10	102,21	3,33	0,67	0	0,00	0,00	100	0,67	14,85
3.33	10	102,21	3,33	0,67	33	0,22	7,83	66	0,45	9,95
3.66	10	102,21	3,33	0,67	66	0,44	15,66	33	0,23	5,05
3.100	10	102,21	3,33	0,67	100	0,67	23,72	0	0,00	0,00
2.0	10	102,21	5,00	1,00	0	0,00	0,00	100	1,00	22,27
2.33	10	102,21	5,00	1,00	33	0,33	11,74	66	0,67	14,92
2.66	10	102,21	5,00	1,00	66	0,66	23,49	33	0,34	7,57
2.100	10	102,21	5,00	1,00	100	1,00	35,59	0	0,00	0,00
1.0	10	102,21	10,00	2,00	0	0,00	0,00	100	2,00	44,54
1.33	10	102,21	10,00	2,00	33	0,66	23,49	66	1,34	29,84
1.66	10	102,21	10,00	2,00	66	1,32	46,98	33	0,68	15,14
1.100	10	102,21	10,00	2,00	100	2,00	71,17	0	0,00	0,00
0,5.0	10	102,21	20,00	4,00	0	0,00	0,00	100	4,00	89,09
0,5.33	10	102,21	20,00	4,00	33	1,32	1,68	66	2,68	59,69
0,5.66	10	102,21	20,00	4,00	66	2,64	3,36	33	1,36	30,29
0,5.100	10	102,21	20,00	4,00	100	4,00	5,09	0	0,00	0,00

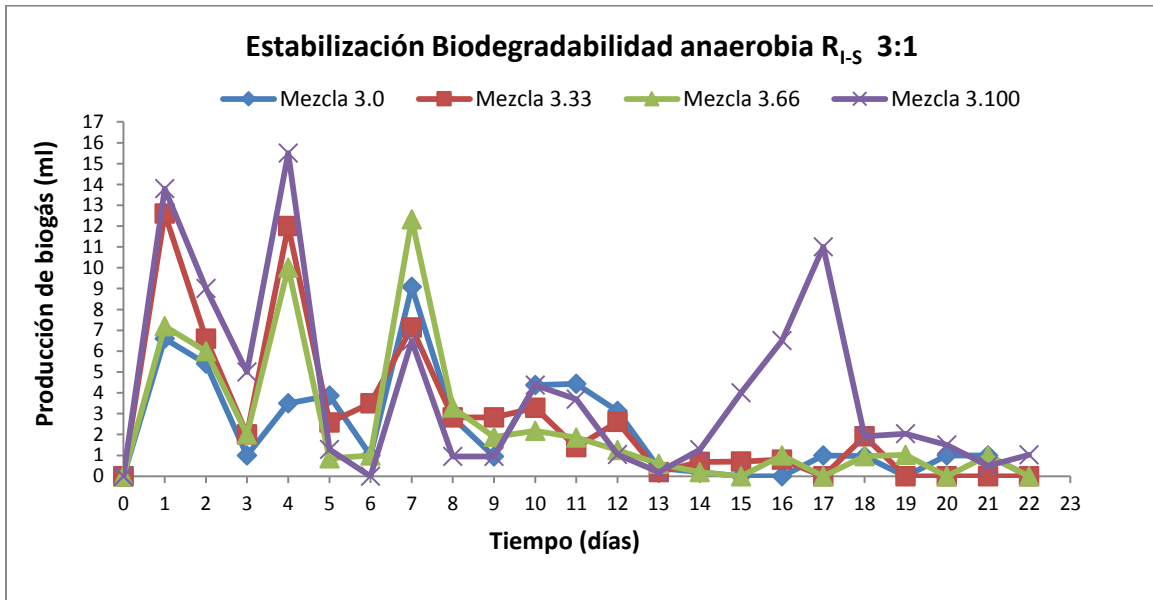
Las cantidades alimentadas a cada reactor se describen en la tabla 21 especifican los detalles de los ensayos llevados a cabo en cada R_{i-s}.

Tabla 21. Material orgánico incubado

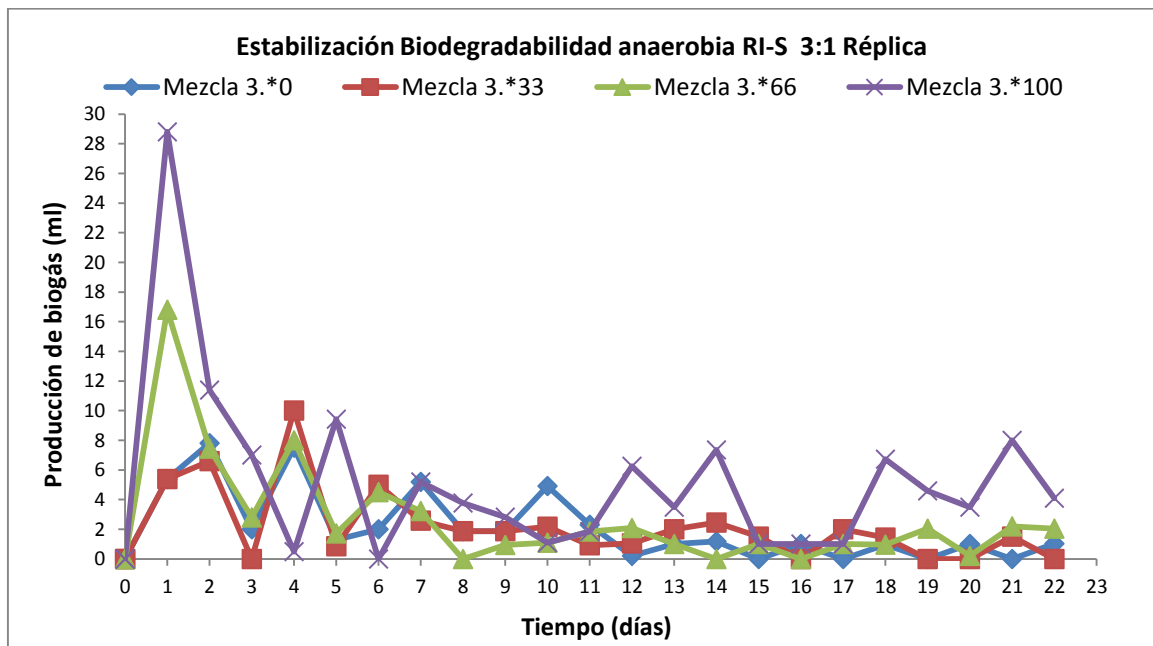
R _{i-s}	Cantidad teórica			Cantidad real				Ensayo
	Volumen Inóculo [ml]	Cantidad buchón [g]	Cantidad estiércol [g]	Volumen Inóculo [ml]	Cantidad buchón [g]	Cantidad estiércol [g]	Volumen de agua adicionado [ml]	
3	102,21	0,00	14,85	103,00	0,00	14,93	80	3,0
3	102,21	0,00	14,85	103,00	0,00	14,97	80	3*,0
3	102,21	7,83	9,95	103,00	8,30	10,00	60	3,33
3	102,21	7,83	9,95	103,00	7,83	9,99	60	3*,33
3	102,21	15,66	5,05	103,00	15,66	5,40	60	3,66
3	102,21	15,66	5,05	103,00	15,81	5,17	60	3*,66
3	102,21	23,72	0,00	103,00	23,83	0,00	65	3,100
3	102,21	23,72	0,00	103,00	23,93	0,00	65	3*,100
2	102,21	0,00	22,27	103,00	0,00	22,27	60	2,0
2	102,21	0,00	22,27	103,00	0,00	22,29	60	2*,0
2	102,21	11,74	14,92	103,00	11,23	15,08	50	2,33
2	102,21	11,74	14,92	103,00	11,86	14,90	50	2*,33
2	102,21	23,49	7,57	103,00	23,70	8,00	50	2,66
2	102,21	23,49	7,57	103,00	23,50	7,80	50	2*,66
2	102,21	35,59	0,00	103,00	35,72	0,00	50	2,100
2	102,21	35,59	0,00	103,00	35,51	0,00	50	2*,100
1	102,21	0,00	44,54	103,00	0,00	44,49	50	1,0
1	102,21	0,00	44,54	103,00	0,00	44,56	50	1*,0
1	102,21	23,49	29,84	103,00	23,64	29,89	30	1,33
1	102,21	23,49	29,84	103,00	23,51	29,83	30	1*,33
1	102,21	46,98	15,14	103,00	47,00	15,12	20	1,66
1	102,21	46,98	15,14	103,00	46,98	15,13	20	1*,66
1	102,21	71,17	0,00	103,00	71,05	0,00	15	1,100
1	102,21	71,17	0,00	103,00	72,01	0,00	15	1*,100
0,5	102,21	0,00	89,09	103,00	0,00	89,44	0	0,5,0
0,5	102,21	0,00	89,09	103,00	0,00	89,31	0	0,5*,0
0,5	102,21	1,68	59,69	103,00	1,63	59,60	31	0,5,33
0,5	102,21	1,68	59,69	103,00	1,58	59,67	26	0,5*,33
0,5	102,21	3,36	30,29	103,00	3,33	30,23	50	0,5,66
0,5	102,21	3,36	30,29	103,00	3,32	30,35	50	0,5*,66
0,5	102,21	5,09	0,00	103,00	5,06	0,00	85	0,5,100
0,5	102,21	5,09	0,00	103,00	5,08	0,00	100	0,5*,100

ANEXO 3. ESTABILIZACIÓN ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA

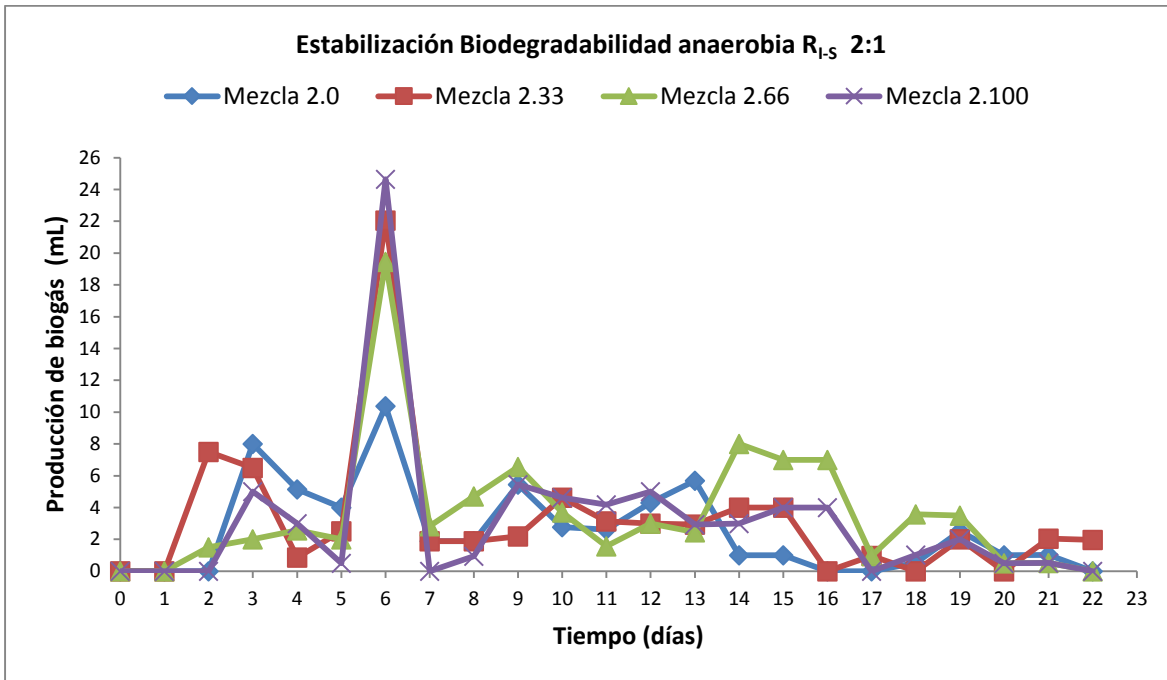
La duración del proceso de biodegradabilidad anaerobia es un parámetro fundamental para establecer, en términos de producción de biogás, la degradación de material orgánico, y de esta manera determinar si en el tiempo fijado, los microorganismos han alcanzado la fase de estabilidad. A continuación se presentan las gráficas para cada una de las R_{I-S} evaluadas incluyendo réplica.



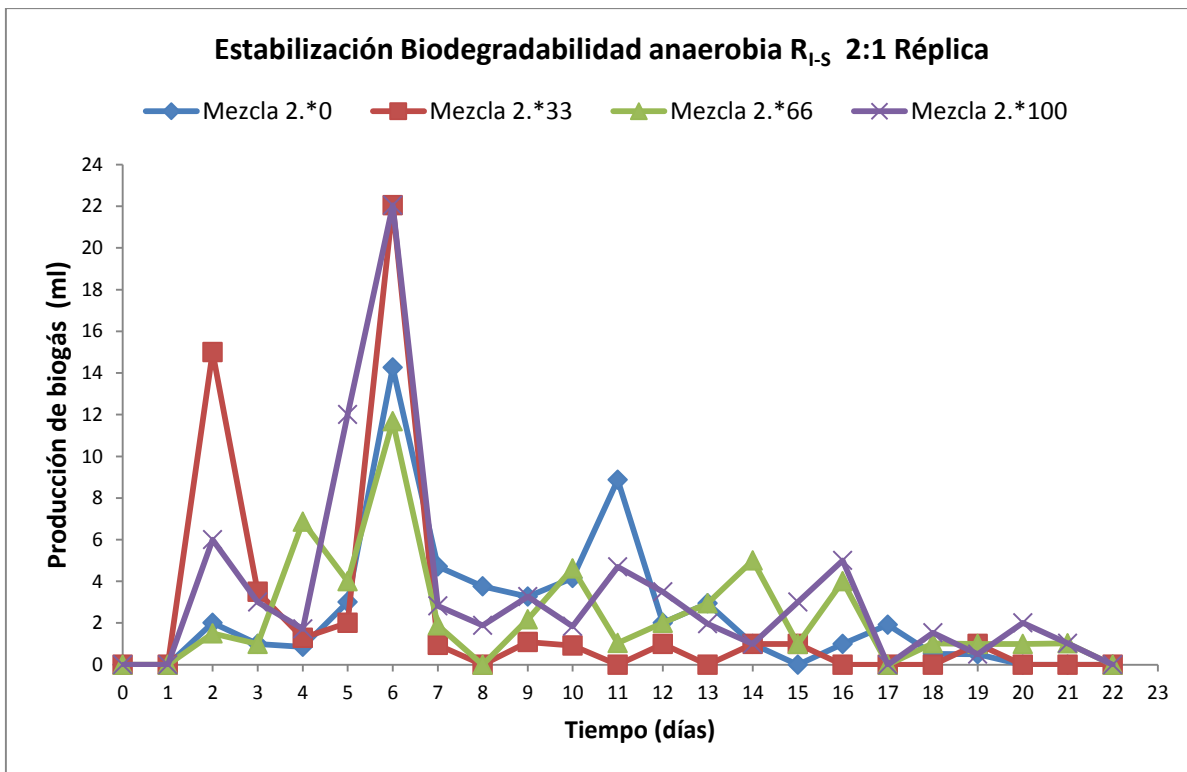
Gráfica 18. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 3:1



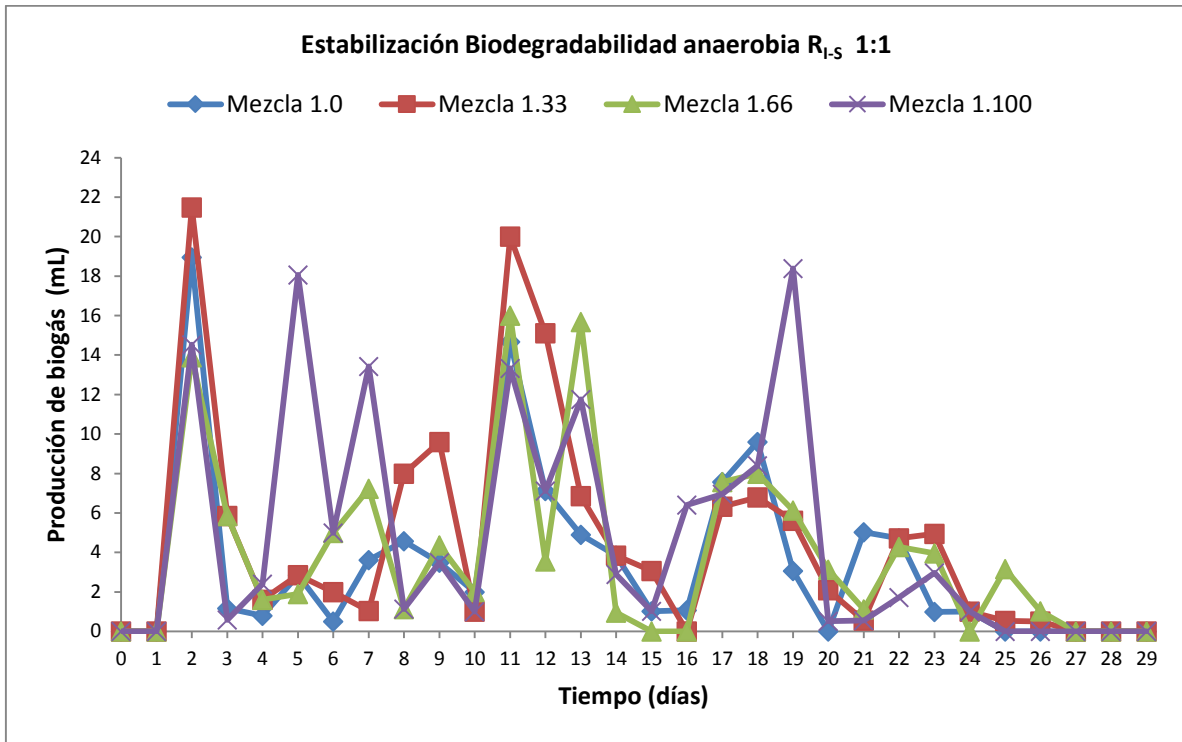
Gráfica 19. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 3:1 Réplica



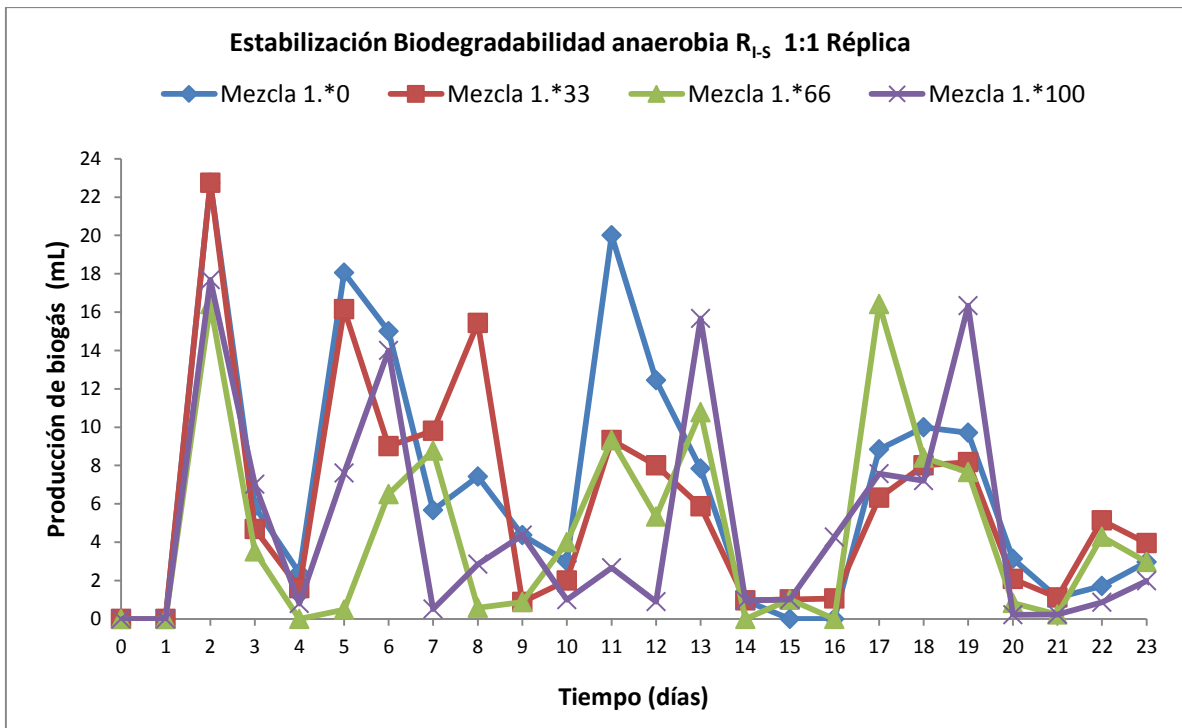
Gráfica 20. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 2:1



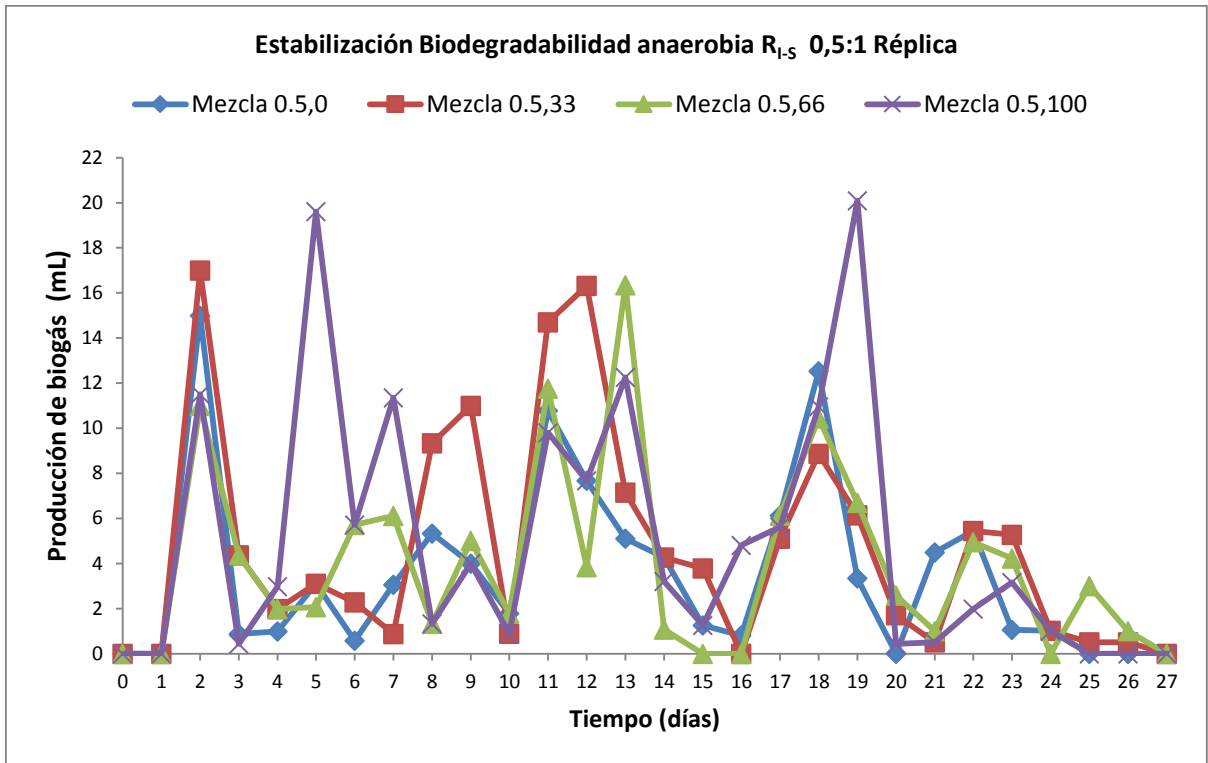
Gráfica 21. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 2:1 Réplica



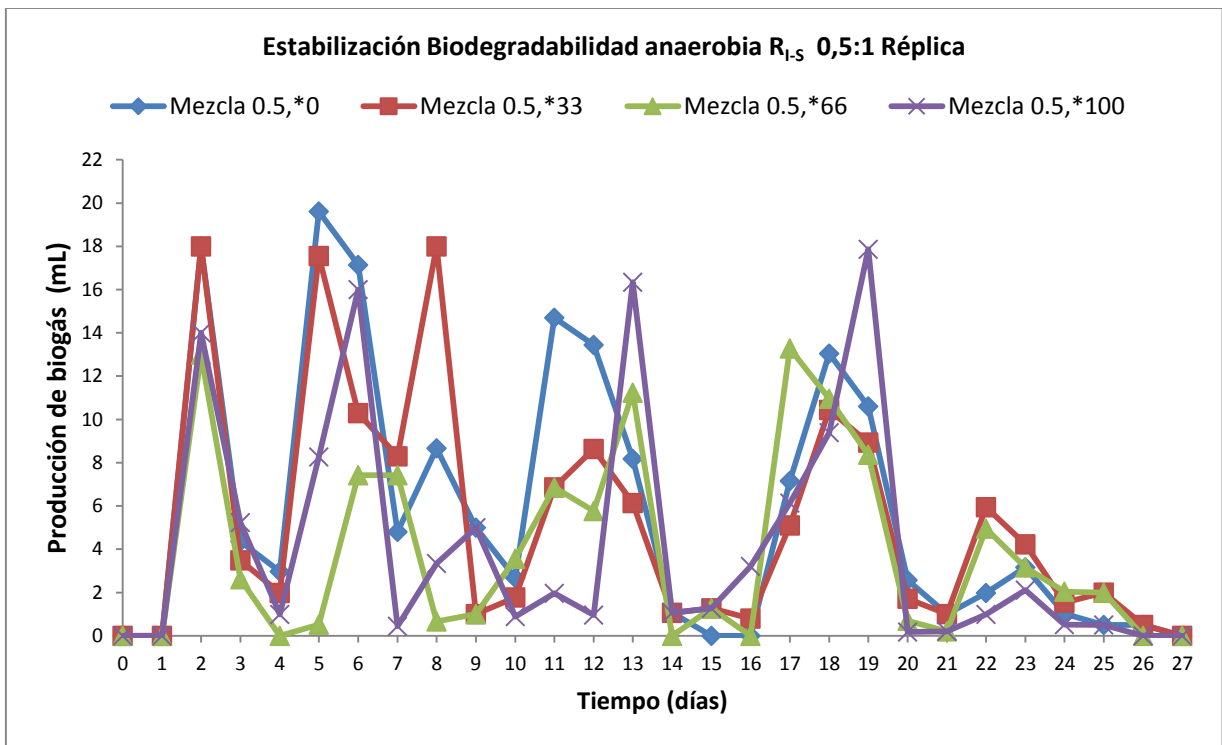
Gráfica 22. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 1:1



Gráfica 23. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{I-S} 1:1 Réplica



Gráfica 24. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{i-s} 0,5:1



Gráfica 25. Estabilización Biodegradabilidad anaerobia R_{i-s} 0,5:1 Réplica

Las gráficas anteriores permiten observar que aproximadamente desde el día 18 hay una estabilidad en la producción de biogás, con una producción diaria entre 1 y 3 ml aproximadamente; por esta razón los ensayos se evaluaron a 22 días, pues después de este tiempo la producción de biogás es tan baja que dificulta la medición en las probetas.

Sin embargo, estos ensayos no dan información sobre el límite de carga orgánica, ya que se trata de ensayos en discontinuo o "batch"; además debido a la lenta velocidad de recuperación de las bacterias metanogénicas, la estabilización de un digestor será muy lenta, de allí la importancia del cuidado de los parámetros que influyen en el proceso.

ANEXO 4. CÁLCULOS DISEÑO CONCEPTUAL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA PILOTO

4.1 Capacidad de la planta a escala piloto.

Las corrientes de alimentación del diseño conceptual surgen de la RI-S 3*,100, al ser escaladas mediante la ecuación 1. A continuación se presenta el modelo de cálculo para hallar las cantidades de material orgánico alimentado al proceso y los resultados se reportan en las tablas 22 y 23.

Tabla 22. Corrientes de alimentación diseño conceptual

$Volumen_{Sustrato}$	$\frac{Volumen_{escala\ laboratorio} * Factor\ escalado * \rho_{sustrato}}{1000}$
$Volumen_{Lodo}$	$\frac{103\ ml * 600 * 1,03\ \frac{g}{ml}}{1000} = 63,654\ Kg \cong 64\ Kg$

Tabla 23. Escalamiento corrientes de alimentación

Material orgánico	Escala laboratorio	Escala piloto
	Cantidad [Kg]	Cantidad [Kg]
Buchón de agua	0,0237	14,23
Lodo	0,1067	63,86
Agua	0,0650	39
Total	0,1920	117,09

Para una alimentación de 117,09 Kg de material orgánico por batch, se considera una producción anual de biogás de 3000 g. Se determinó que la capacidad de la planta es de 1055, 07 Kg anuales de material orgánico, en referencia a los 9 batch por año que se realizaran.

La capacidad de la planta es de 1055, 07 Kg anuales, con una producción anual de 1960,2 L de biogás y 1051,2 Kg de digestato. Determinada mediante las ecuaciones 15 y 16; considerando que se trabajará 350 días al año, 6 días a la semana, para un total de 49 semanas anuales; el tiempo de ciclo es de 720 horas (Biegler et al, 1997). Se toma un valor base de 6000 horas anuales que incluye período de vacaciones y actividades de mantenimiento dentro de la planta según lo reportado en Biegler et al., (1997).

Se debe considerar que los operarios trabajaran 6 días a la semana, sin embargo el proceso de digestión anaerobia no puede detenerse, llevándose a cabo continuamente los 7 días de la semana.

$$\# \frac{batch}{año} = \frac{6000 \left[\frac{horas}{año} \right]}{720 \left[\frac{horas}{batch} \right]} = 9 \left[\frac{batch}{año} \right]$$

Ecuación 19. Número batches anuales

$$Capacidad = 117,23 \frac{Kg}{batch} * 9 \frac{batch}{año} = 1055,07 \frac{Kg}{año}$$

Ecuación 20. Capacidad de la planta

4.2 Factor de tamaño escala piloto.

El buchón de agua y el estiércol bovino se alimentan licuados al proceso. Para establecer los flujos de las corrientes y la capacidad de los equipos, se requiere determinar la densidad de las mezclas, las cuales se presentan en la tabla 24.

Tabla 24. Densidad sustrato, cosustrato e inóculo

Sustrato licuado [g / ml]	Inóculo [g / ml]	Mezcla sustrato – inóculo [g / ml]
0,9731	1,03	1, 0123

La capacidad de los equipos (V) está relacionada con el factor de tamaño (S) y el tamaño de batch (B); los cuales se hallan mediante las ecuaciones 21 - 24, respectivamente; de acuerdo al procedimiento reportado en Biegler et al., (1997).

El modelo de cálculo se presenta para el tanque de almacenamiento de material orgánico, TK-101.

$$S = \frac{1}{\rho_{mezcla}} * \frac{masa_{alimentada}}{masa_{producto}} = 0,9878 \frac{ml}{g} * \frac{117.090 g_{mezcla}}{261,36 g_{biogás}} = 442,55 \left[\frac{ml}{g_{biogás}} \right]$$

Ecuación 21. Factor de tamaño

$$B = \frac{\text{Demanda anual}}{\frac{\text{batch}}{\text{año}}} = \frac{3000 \left[\frac{\text{g}_{\text{biogás}}}{\text{año}} \right]}{9 \left[\frac{\text{batch}}{\text{año}} \right]} = 333,333 \left[\frac{\text{g}_{\text{biogás}}}{\text{batch}} \right]$$

Ecuación 22. Tamaño de batch

$$V = S * B = \frac{442,55 \left[\frac{\text{ml}}{\text{g}_{\text{biogás}}} \right] * 333,333 \left[\frac{\text{g}_{\text{biogás}}}{\text{batch}} \right]}{1000} = 147,5152 \left[\frac{\text{L}}{\text{batch}} \right]$$

Ecuación 23. Volumen del tanque

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2010). Production of clean energy by anaerobic digestion of phytomass—new prospects for a global warming amelioration technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(6), 1653-1659.
- Álvarez, A.L., & Pérez, C. (2005). Diseño Conceptual de un Sistema de Digestión Anaerobia. Trabajo de grado Universidad EAFIT. Medellín, Antioquia, Colombia. Amaral, M. C. S., Ferreira, C. F. A., Lange, L. C., & Aquino, S. F. D. (2008). Avaliação da biodegradabilidade anaeróbica de lixiviados de aterro sanitários; Evaluate of the anaerobic biodegradability of landfill leachate. *Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13(1), 38-45.
- Amaral, M. C. S., Ferreira, C. F. A., Lange, L. C., & Aquino, S. F. D. (2008). Avaliação da biodegradabilidade anaeróbica de lixiviados de aterro sanitários; Evaluate of the anaerobic biodegradability of landfill leachate. *Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13(1), 38-45.
- Angelidaki, I., & Ellegaard, L. (2003). Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. *Applied biochemistry and biotechnology*, 109(1-3), 95-105.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. 1995. Standard Methods, 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Aquino, S. F., Chernicharo, C. A., Foresti, E., Florencio, M.D.L., & Monteggia, L.O. (2007). Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios; Methodologies for determining the specific methanogenic activity (SMA) in anaerobic sludges. *Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(2), 192–201.
- Arteaga, J. A., Cuéllar, W., Ramírez, D. R., Ríos, S. Y., & Giraldo, S. (2010). Manejo de plantas acuáticas invasoras en embalses de EPM. Caso: Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) en el embalse Porce II, Antioquia-Colombia. *Revista EPM*, 3, 22-35.
- Biegler, L. T., Grossmann, I. E., Westerberg, A. W., & Kravanja, Z. (1997). Systematic methods of chemical process design (Vol. 796). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall PTR.
- Blaschke, T., Biberacher, M., Gadocha, S., & Schardinger, I. (2013). “Energy landscapes”: Meeting energy demands and human aspirations. *Biomass and Bioenergy*, 55, 3-16.

- Cendales, E. D. L. (2011). Producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Tesis Doctoral.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
- Chu, J. J., Ding, Y., & Zhuang, Q. J. (2006). Invasion and control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in China. *Journal of Zhejiang University Science B*, 7(8), 623-626.
- Chynoweth, D. P., Owens, J. M., & Legrand, R. (2001). Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy*, 22(1), 1–8.
- Coetzee J.A., Hill, M.P., Julien, M.H., Center, T.D., & Cordo, H. A. (2009). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms–Laub. (Pontederiaceae). Biological Control of Tropical Weeds using Arthropods. *Cambridge University Press*, New York, NY, 183-210.
- Comfenalco, Antioquia. 2014. Información Antioquia.
<http://www.conexionciudad.com/Informaci%C3%B3nAntioquia/Caracter%C3%ADsticas/tabid/192/Default.aspx>
 [Revisado en 2014-02-15]
- Couper, J. R., Penney, W. R., & Fair, J. R. (2009). *Chemical Process Equipment revised 2E: Selection and Design*. Gulf Professional Publishing.
- Da Rosa, A. V. (2005). *A fundamentals of renewable energy process*. Oxford University Press, *Elsevier*. 501–502.
- Dechruga, S., Kantachote, D., & Chaiprapat, S. (2013). Effects of inoculum to substrate ratio, substrate mix ratio and inoculum source on batch co-digestion of grass and pig manure. *Bioresource technology*, 146, 101-108.
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). *Biogas from waste and renewable resources: An introduction*. *Wiley-vch Verlag GmbH & Co KGaA*, Weinheim, Alemania, 443.
- EPM. 2014. Tarifas para servicios de acueducto y aguas residuales. - . Marzo 2014.
http://www.epm.com.co/site/Portals/2/documentos/tarifas/aguas%202014/tarifas_aguas_marzo_2014.pdf
 [Revisado el 2014-03-28]

- EPM. 2014. Tarifas y Costo de Energía Eléctrica. - Mercado Regulado. Marzo 2014.
<http://www.epm.com.co/site/Portals/2/documentos/tarifas/2014/Publicacion%20marzo%2015%20de%202014.pdf>
[Revisado el 2014-03-28]
- EPM. 2014. Tarifas y Costo de Gas Natural. - Mercado Regulado. Marzo 2014.
http://www.epm.com.co/site/clientes_usuarios/Clientesyusuarios/Hogaresypersonas/Gasnatural.aspx
[Revisado el 2014-03-28]
- Ferré, J. (2004). El diseño factorial completo 22. [Versión electrónica]. Grupo de quimiometría, cualimetría y nanosensores. Universidad Rovira i Virgili.1-10.
<http://www.quimica.urv.es/quimio/general/disfact.pdf>
[Revisado 2014-04-15]
- Ferrer, I., Palatsi, J., Campos, E., & Flotats, X. (2010). Mesophilic and thermophilic anaerobic biodegradability of water hyacinth pre-treated at 80° C. *Waste management*, 30(10), 1763-1767.
- Field, J. A., Lettinga, G., & Geurts, M. (1987). The methanogenic toxicity and anaerobic degradability of potato starch wastewater phenolic amino acids. *Biological wastes*, 21(1), 37-54.
- Foresti, E., et al. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio; Fundamentals of Anaerobic Treatment.(1999) Cap. 2. In: CAMPOS, J.R. (coor- denador). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB, Rio de Janeiro, 436.
- Gibbons, M.V., Gibbons, H. L. Jr., & Sytsma, M. D. (1994). A Citizen's Manual for Developing Integrated Aquatic Vegetation Management Plans. *First Edition*. Washington State, Department of Ecology, Olympia, WA.
- Global Invasive Species Database (2008). *Eichhornia crassipes*.
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=70&fr=1&sts=sss&lang=EN>
[Revisado en 2012-06-12].

- Greenfield, B. K., Blankinship, M., & McNabb, T. J. (2006). Control costs, operation, and permitting issues for non-chemical plant control: case studies in the San Francisco bay-delta region, California. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44(1), 40–49.
- Gunnarsson, C. C., & Petersen, C. M. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27(1), 117-129.
- Gutiérrez, E. L. (1993). Effect of glyphosate on different densities of water hyacinth. *Journal of Plant Management*, 31, 255–257.
- Hall, D. O., & Scrase, J. I. (1998). Will biomass be the environmentally friendly fuel of the future?. *Biomass and Bioenergy*, 15(4-5), 357-367.
- Hartmann, H., & Ahring, B. K. (2005). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Water research*, 39(8), 1543-1552.
- IEA, International Energy Agency. (2013). Bioenergy.
<http://www.iea.org/topics/bioenergy/>
 [Revisado en 2013-09-10]
- Jayaweera, M. W., Dilhani, J. A., Kularatne, R. K., & Wijeyekoon, S. L. (2007). Biogas production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nitrogen concentrations. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(7), 925-932.
- Jingura, R. M., & Matengaifa, R. (2009). Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(5), 1116-1120.
- Julien, M. H., Harley, K. L. S., Wright, A. D., Cilliers, C. J., Hill, M. P., Center, T. D., & Cofrancesco, A. F. (1996). International cooperation and linkages in the management of water hyacinth with emphasis on biological control. In *Proceedings of the IX international symposium on biological control of weeds*, 9, 273-282.
- Khanal, S. K. (2008). Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and applications. *Wiley-Blackwell*.

- Kivaisi, A. K., & Mtila, M. (1998). Production of biogas from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)(Mart)(Solms) in a two-stage bioreactor. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 14(1), 125-131.
- Labatut, R. A., Angenent L. T., Scott N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, 102, 2255-2264.
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment international*, 33(1), 122–138.
- Mata-Alvarez, J., Mace, S., & Llabres, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*, 74(1), 3-16.
- Ministerio de medio ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2014.
http://www.minambiente.gov.co/documentos/res_1362_020807.pdf
[Revisado 2014-03-28]
- Nang'alelwa, M. (2008). Public awareness activities on *Eichhornia crassipes* in the Victoria Falls World Heritage Site, Livingstone, Zambia1. *EPPO Bulletin*, 38(3), 464-469.
- Nizami, A., & Murphy, J. D. (2010). What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(6), 1558–1568.
- Norma técnica colombiana. NTC. Icontec internacional. Gestión ambiental. Calidad de agua. Evaluación de la biodegradabilidad anaeróbica “última” de los compuestos orgánicos en lodos de digestión. Método por medición de la producción de biogás
<http://tienda.icontec.org/brief/NTC4233.pdf>
[Revisado el 2014-03-28]
- OEPP/EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization/Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes) (2008). Data sheets on quarantine pests *Eichhornia crassipes*. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 38(3), 441-449.
- O'Sullivan, C., Rounsefell, B., Grinham, A., Clarke, W., & Udy, J. (2010). Anaerobic digestion of harvested aquatic weeds: water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), cabomba (*Cabomba Caroliniana*) and salvinia (*Salvinia molesta*). *Ecological Engineering*, 36(10), 1459–1468.

- Qld Dept Primary Industries. (2009). A–Z Listing of Weeds. Qld Dept Primary Industries. <http://www.daff.qld.gov.au/plants/weeds-pest-animals-ants/weeds/a-z-listing-of-weeds-weeds-by-common-name>
[Revisado en 2013-09-04].
- Raposo, F., Banks, C. J., Siegert, I., Heaven, S., & Borja, R. (2006). Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry*, 41(6), 1444-1450.
- Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., & Borja, R. (2011). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 861-877.
- Rodríguez, C.P.D.A. (2003). Peligros de eutrofización de los cuerpos de agua por el vertimiento de las aguas residuales. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, 24(2), 7-11.
- Singhal, V., & Rai, J. P. N. (2003). Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource technology*, 86(3), 221-225.
- Téllez, T. R., López, E. M., Granado, G. L., Pérez, E. A., López, R. M., & Guzmán, J. M. S. (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, 3(1), 42-53.
- Theodore, L., Dupont, R. R., & Ganesan, K. (Eds.). (1999). *Pollution Prevention: The Waste Management Approach to the 21st Century*. CRC Press (129-148). http://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=QpkigXRMotwC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Pollution+Prevention:+The+Waste+Management+Approach+to+the+21st+Century&ots=BcosDUJtsH&sig=vUdLA_WMRzIAitt_e8TOuBe2juM#v=onepage&q=conceptual%20design&f=false
[Revisado en 2014-04-10]
- Torres, P., & Pérez, A. (2010). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (9), 5-14.
- Turton, R., Bailie, R. C., Whiting, W. B., & Shaeiwitz, J. A. (2008). *Analysis, synthesis and design of chemical processes*. Pearson Education.

- Van Dam, J., Junginger, M., Faaij, A., Jürgens, I., Best, G., & Fritsche, U. (2008). Overview of recent developments in sustainable biomass certification. *Biomass and Bioenergy*, 32(8), 749-780.
- Varnero, M. T. (2011). Manual de biogás. FAO. Santiago de Chile. 120.
- Verma, V. K., Singh, Y. P., & Rai, J. P. N. (2007). Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes. *Bioresource technology*, 98(8), 1664–1669.
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282-298.
- Wang, Z., & Calderon, M. M. (2012). Environmental and economic analysis of application of water hyacinth for eutrophic water treatment coupled with biogas production. *Journal of Environmental Management*, 110, 246–253
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99(17), 7928-7940.
- Yadvika, S., Sreekrishnan, T. R., Kohli, S., & Rana, V. (2004). Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques--a review. *Bioresource technology*, 95(1), 1–10.
- Yusuf, M. O., & Ify, N. L. (2011). The effect of waste paper on the kinetics of biogas yield from the co-digestion of cow dung and water hyacinth. *Biomass and bioenergy*, 35(3), 1345-1351.