



Institución Universitaria

Producción y valorización energética de biogás, a partir de residuos alimenticios y biomasa vegetal

Teresa de Jesús Jiménez Lobo

Instituto Tecnológico Metropolitano

Facultad de Ingenierías

Medellín, Colombia

2017

Producción y valorización energética de biogás, a partir de residuos alimenticios y biomasa vegetal

Teresa de Jesús Jiménez Lobo

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de
Magister en Gestión Energética

Directora:
Msc., Andrea Tamayo Londoño
Codirector:
Ph.D., Carlos Alberto Acevedo Álvarez

Línea de Investigación:
Energía Térmica
Grupo de Investigación:
Materiales avanzados y Energía

Instituto Tecnológico Metropolitano
Facultad de Ingenierías
Medellín, Colombia
2017

Dedicatoria

La presente tesis y mis logros académicos quiero dedicárselos a Dios Todopoderoso quien me permitió llegar hasta esta etapa de mi vida y quien me dio fuerzas, paciencia y voluntad para salir adelante.

A mis padres, que con mucho esfuerzo consiguieron sacarme adelante para ser hoy una profesional.

A mis hijas Andrea y Laura, por quienes vale la pena tanto esfuerzo, por su paciencia, apoyo y comprensión, ya que quiero ser cada día mejor por ellas, que son el motor que me impulsa a seguir adelante.

A mi Hermana Mary, quiero dedicarle de manera especial este esfuerzo del cual ha sido participe, ya que ha estado en los momentos más cruciales de mi vida apoyándome con todo su amor, cariño, consejos y su especial alegría para que no me dejara vencer por los obstáculos y adversidades.

A mi novio Alejandro Galvis por su amor incondicional, su alegría, consejos y paciencia siempre me motivó para salir adelante en momentos difíciles.

A mi Familia en general, porque siempre me han brindado afecto a lo largo de mi vida.

Agradecimientos

En primer lugar, a Dios Todopoderoso por haberme traído hasta aquí.

A mi hermana Mary, ya que ella ha sido mi apoyo, porque siempre ha estado allí cuando más la he necesitado apoyándome y animándome a seguir adelante.

Al profesor Carlos Peláez quien me abrió las puertas del laboratorio Giem y todos los miembros de su grupo de trabajo (Juliana, Ileana, Alejandro y Andrea), los cuales me brindaron todo el apoyo y ayuda necesaria para poder llevar este trabajo de graduación a feliz término.

A mi Directora y amiga Andrea Tamayo quien me ayudo trabajando duramente y con mucha paciencia. Por su apoyo y asesoría invaluable. Gracias Andre.

A mis compañeros del ITM Gloria, Miriam, Jorge, Omar y María quienes a lo largo de los años han sido mis amigos incondicionales, apoyándome y ayudándome en todo lo que han podido, compartiendo conmigo, momentos difíciles y alegrías.

Mis más sinceros agradecimientos a mi codirector de tesis, Carlos Alberto Acevedo, a María Elena Moncada, al profesor Bernardo Herrera y Karem Cagua por su valioso apoyo.

A Diana y Doña Gloria técnicas de las Salle que de una u otra manera también me apoyaron.

Al personal de jardinería y de la cafetería del ITM porque siempre estuvieron dispuestos cuando se necesitaron los insumos.

También deseo agradecer a la vida misma, porque me ha puesto durísimos obstáculos enfrente, los cuales he podido superar gracias a la ayuda de Dios y al apoyo de mis seres queridos.

Resumen

Los residuos de alimentos (A) y la biomasa vegetal (V) están disponibles todo el año a un bajo costo y son ricos en nutrientes que pueden ser aprovechados para la obtención de biogás el cual es rico en metano, mediante el uso de digestores anaerobios a temperaturas mesofílicas. El objetivo de este estudio fue determinar la proporción óptima A/V . Los tratamientos empleados fueron T1 (30A:70V), T2 (50A:50V), T3 (70A:30V), T4 (100A:0V) y T5 (0A:100V).

Este estudio exploró la influencia de la utilización de dos fuentes de inóculo tales como estiércol de ganado y lodos digeridos de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales. Como resultado, se obtuvo el mayor porcentaje de metano cuando se utilizó como inóculo el lodo de aguas residuales de la planta de San Fernando.

Los porcentajes de metano obtenidos para los tratamientos T1, T2, T3, T4 y T5 fueron 53, 57,64, 62 y 54 % respectivamente. Observándose que el mayor porcentaje de metano se obtuvo en el tratamiento T3 (70A:30V) y demostrándose que la co-digestión de residuos de alimentos con los residuos de jardinería en proporciones específicas puede mejorar las características de funcionamiento del reactor. En cambio, los porcentajes de metano obtenidos utilizando como inóculo estiércol de ganado y como sustrato las mezclas en las relaciones 30A:70V y 50A:50V fueron apenas del 35.0 y 18.5 % respectivamente.

También, se realizó la prueba de biodegradabilidad para evaluar la mejor relación *sustrato (S)/inóculo (I)*. Se evaluaron cuatro tratamientos cuya relación *sustrato/inóculo* está definida como: Sir 1: ($S/I = 1$), sir 2: ($S/I = 2$), sir 3: ($S/I = 3$) y sir 4 ($S/I = 4$), con la mayor relación A/V (70A:30V) que fue el tratamiento en donde se obtuvo el mayor porcentaje de metano en la etapa anterior. Se encontró que cuanto mayor es la relación S/I , menor es el rendimiento de metano probablemente debido a la baja actividad metanogénica o al número de los metanógenos en los digestores, lo que podría conducir a la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV).

Finalmente, se preparó un biogás simulado con la composición de metano y dióxido de carbono obtenido con Sir 1, con el fin de realizar la valoración energética del biogás en dos tecnologías diferentes: En la primera se realizó la valoración térmica en un quemador poroso utilizando la prueba del hervido de agua, la cual se realiza en condiciones normales de temperatura y presión y la segunda, se realizó una valoración eléctrica en un motor diésel el cual ha sido modificado a modo dual para lograr la máxima sustitución del diésel usando biogás simulado como combustible primario y diésel como combustible piloto. Como resultado se determinó que el consumo específico del combustible dual es mayor que en el combustible diésel con cargas bajas del motor.

Palabras clave: Co-digestión anaerobia, producción de biogás, valoración de biogás, optimización de la relación sustrato/inoculo.

Abstract

Food waste (A) and vegetal biomass (V) are available at low cost and during all year. They are rich in nutrients and can be approached to obtain methane enriched biogas by anaerobic digesters at mesophilic temperatures. The aim of this work was to determine the optimal A/V ratio. Employed treatments were T1 (30A:70V), T2 (50A:50V), T3 (70A:30V), T4 (100A:0V) and T5 (0A:100V).

This study explored the influence of two inoculum sources such as cow dung and wastewater muds. A greater methane yield was obtained when an inoculum from wastewater at San Fernando treatment plant was used.

The methane yields obtained in treatments T1, T2, T3, T4 and T5 were 57, 64, 62 and 54% respectively. It can be highlighted that the greatest methane yield was obtained in treatment T3 (70A:30V), showing that co-digestion a mixture of food and yard waste in specific ratios may improve the reactor performance. In contrast, the methane yields obtained using an inoculum from cow dung and a substratum of mixtures in 30A:70V and 50A:50V ratios were just 35.0 and 18.5, respectively.

Also, a biodegradability test was done to evaluate the best *substratum (S)/inoculum (I)* ratio. Four treatments defined as sir1 ($S/I=1$), sir2 ($S/I=2$), sir3 ($S/I=3$) and sir4 ($S/I=4$), were evaluated, using the A/V ratio (70A:30V) which was the treatment were a greatest methane yield was obtained in the previous stage. There is evidence that with a greater S/I ratio a less methane yield can be achieved. This is due probably to a low methanogenic activity or to the number of methanogens in digesters that promote a volatile fatty acids accumulation.

Finally, a simulated biogas with the methane and carbon dioxide composition obtained with Sir 1 was prepared, in order to do an energetic assessment in two different technologies. The first thermal assessment was done in a porous burner using the water boiling test at normal temperature and pressure. The second assessment was electrical and it was carried out using a diesel engine which was modified to use biogas as primary fuel and diesel as pilot fuel. Thus, it could be stated that specific dual fuel consumption is greater than diesel fuel at low engine charges.

Keywords: anaerobic co-digestion, biogas production, energetic biogas assessment, optimization of substratum/inoculum ratio.

Contenido

Introducción	18
1.1. Planteamiento del problema	21
1.2. Antecedentes y justificación	22
1.3. Objetivos	25
1.3.1. Objetivo General	25
1.3.2. Objetivos Específicos	25
1.4. Hipótesis	26
2. Capítulo 2: Estado del arte y Marco teórico	27
2.1 Estado del arte	27
2.2 Marco teórico	33
2.2.1 Biomasa.....	33
2.2.2 Alternativas de tratamientos	38
2.2.3 Tecnologías utilizadas en la digestión anaerobia.....	40
2.2.3.1 Por la forma de alimentación	42
2.2.3.2 Por la temperatura.....	42
2.2.3.3 Por la fermentación.....	42
2.4. Principales factores que afectan la digestión anaerobia	43
2.5. Productos de la digestión anaerobia	50
2.6. Purificación del Biogás	51
2.7.1. Valoración o Aprovechamiento energetico del biogás	54
• Estufas.....	54
• Calentadores	54
• Refrigeradores	55

- Iluminación.....55
- Combustible vehicular.....55
- 2.7.1. Aprovechamiento del biogás en la combustión indirecta56
 - Motores de combustión interna56
 - Turbinas: gas, vapor y ciclo combinado.....56
 - Celdas de Combustible57
 - Quemadores.....57
- 3. Capítulo 3: Metodología 61**
 - 3.1. Diseño Experimental61**
 - 3.1.1. Primera etapa: Evaluación de la relación Residuos de alimentos: biomasa vegetal.....61
 - 3.1.2. Segunda etapa: Evaluación de la relación sustrato: inoculo(S/I)62
 - 3.1.3. Tercera etapa: Valoración energética del biogás63
 - 3.2. Obtención de la materia prima para las pruebas de PBM.....65**
 - 3.2.1. Biomasa vegetal.....66
 - 3.2.2. Residuos de alimentos.....66
 - 3.2.3. Estiércol66
 - 3.3. Potencial bioquímico metanogénico (PBM): Estiércol de ganado y lodo de depuradora como inóculos.....67**
 - 3.3.1. Montaje y operación del ensayo de PBM.....70
 - 3.3.2. Métodos para el cálculo de variables en el ensayo del PBM.....71
 - 3.4. Potencial bioquímico metanogenico (PBM): Variación en la relación sustrato inoculo73**
 - 3.5. Reactor piloto proceso en continuo73**
 - 3.5.1. Diseño y construcción del reactor piloto.....74
 - 3.5.2. Arranque del reactor piloto.....75
 - 3.5.3. Estabilización y monitoreo del reactor piloto.....76
 - 3.6. Valoración Energética del biogás en diferentes tecnologías77**
- Capítulo 4: Resultados y discusión 80**

4.1 Pre tratamiento y caracterización de la materia prima	80
4.2 Potencial Bioquímico Metanogenico empleando estiércol de ganado y lodo de depuradora como inculo.....	82
4.2.1 PBM empleando estiércol de ganado como inculo	82
4.2.2 PBM empleando lodo de la planta de San Fernando como inculo	87
4.2.3. PBM: Variación de la relación S/I usando como inculo Lodo de depuradora	94
4.3. Diseño del Reactor Piloto	101
4.3.1. Selección y caracterización de la materia prima	101
4.3.2. Características de diseño del reactor para el tratamiento biomasa vegetal: residuos de alimentos	101
4.3.3. Parámetros operacionales y de estabilidad del reactor	103
4.4. Evaluación energética del biogás en diferentes Tecnologías.....	106
4.4.1. Valoración del biogás para la producción de energía térmica	106
4.4.2. Valoración del biogás para la producción de energía eléctrica.....	110
Capítulo 5: Conclusiones y Recomendaciones.....	110
5.1 Conclusiones	115
Capítulo 6: Bibliografía.....	113

Lista de Figuras

Figura 2-1. Producción acumulativa de metano con respecto a la relación S/I cuando se utiliza el lodo primario no inoculado	29
Figura 2-2. Variación de la producción acumulada de CH ₄ en la digestión de diferentes relaciones (S/I) con el tiempo	31
Figura 2-3. Proceso de digestión anaerobia	40
Figura 2-4. Composición típica del biogás	50
Figura 2-5. Posibles aplicaciones del biogás	53
Figura 2-6. Estructuras porosas de ZrO ₂ , Al ₂ O ₃ y SiC	61
Figura 3-1. a). Residuos de alimentos, b) residuos de poda, c) estiércol de ganado obtenida en la central ganadera, d) lodo de la ptar san fernando	66
Figura 3-2 esquema de las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica	72
Figura 4-1 esquema del baño termostático utilizados en las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica.....	84
Figura 4-2. Rendimiento acumulativo de metano usando como inculo Estiércol.....	86
Figura 4-3. Porcentajes de remoción de los tratamientos utilizando como inculo estiercol.....	87
Figura 4-4. Rendimiento acumulativo de metano obtenido en los tratamientos utilizando como inculo lodo.	92
Figura 4-5. Porcentajes de metano obtenido en los tratamientos utilizando como inculo estiércol y lodo	93
Figura 4-6. Porcentajes de remoción de solidos volátiles en los tratamientos utilizando como inculo lodo y estiércol.....	94
Figura 4-7. Rendimiento de metano en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4.....	93
Figura 4-8. Porcentajes de metano obtenido en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4.....	110
Figura 4-9. Porcentajes de remoción de sólidos en la evaluación de la relacion S/I	101
Figura 4-10. Esquema del reactor continuo	103
Figura 4-11. Modelo del porcentaje de remoción en relación con la relación AGV/Alc y volumen de metano.....	106
Figura 4-12. Quemdor poroso utilizado en la evaluación de la eficiencia del biogás.....	107

Lista de Tablas

Tabla 2-1. Influencia de la relación s/i en el volumen de metano obtenido para diferentes tipos de residuos	30
Tabla 2-2. Relación S/I, volumen y porcentaje de metano obtenido	30
Tabla 2-3. Rendimiento de metano de algunos residuos con y sin pretratamiento.	34
Tabla 2-4. Rendimiento de metano de algunos residuos vegetales..	34
Tabla 2-5. Rendimiento de metano de codigestión de residuos - alimentos, frutas y vegetales.....	36
Tabla 2-6. Rendimiento de metano de residuos con y sin pretratamiento hidrotérmico. .	37
Tabla 2-7. Tipos de reactores empleados en el tratamiento de residuos de alimentos, estiércol de ganado y residuos de poda	43
Tabla 2-8. Temperaturas y tiempos de retención de algunos estudios	45
Tabla 2-9. Valores de pH en la operación de la digestión de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda.	46
Tabla 2-10. Relación C/N en la operación de la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda.	47
Tabla 2-11. Relación sustrato: inóculo (S/I) y porcentaje de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o biomasa vegetal.	49
Tabla 2-12. Relación sustrato:inoculo (S/I) y volumen de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda.	50
Tabla 2-13. usos del biogás empleando diferentes equipos, consumo de biogás y rendimientos relacionados.....	59
Tabla 3-1. Variable relación de sustratos.....	64
Tabla 3-2. Relación de sustratos:inoculos	64
Tabla 3-3. características técnicas del motor de ensayo	74
Tabla 3-4 Propiedades de los combustibles utilizados.....	67
Tabla 3-5 parámetros y ecuaciones utilizadas en el diseño del biodigestor	76
Tabla 3-6 Características de diseño del reactor para el tratamiento de residuos de alimento- biomasa vegetal.....	77
Tabla 4-1 Promedios de los parámetros fisicoquímicos de los residuos de alimentos, poda de los arboles, estiércol de ganado y lodo de depuradora.	82

Tabla 4-2. cantidades agregadas de cada uno de los componentes para la determinación de la mejor relación residuos de alimentos: biomasa vegetal utilizando como inóculo estiércol de ganado 84

Tabla 4-3. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos antes de la digestión utilizando como inóculo estiércol. 85

Tabla 4-4. Volumen promedio y porcentajes de metano obtenidos y algunos parámetros fisicoquímicos medidos después de la digestión anaerobia utilizando como inóculo estiércol..... 84

Tabla 4-5. Tratamientos en régimen tipo batch para determinación de la mejor relación residuos de alimentos: biomasa vegetal utilizando como inóculo lodo de depuradora.... 89

Tabla 4-6. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes mezclas realizadas antes de la digestión utilizando como inóculo lodo de depuradora. 90

Tabla 4-7. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes mezclas realizadas después de la digestión con lodo. 91

Tabla 4-8. Tratamientos en régimen tipo batch para determinación de la mejor relación s/i utilizando como inóculo lodo de depuradora..... 97

Tabla 4-9. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos realizados SIR 1, SIR 2, SIR 3 y SIR 4 antes de la digestión..... 97

Tabla 4-10. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos realizados SIR 1, SIR 2, SIR 3 y SIR 4 después de la digestión 98

Tabla 4-11. Características fisicoquímicas del sustrato y del inóculo utilizado en el reactor piloto103

Tabla 4-12. Características de diseño del reactor continuo para el tratamiento de residuos de alimento- biomasa vegetal utilizando como inóculo lodo PTAR.104

Tabla 4-13. Condiciones de operación del reactor continuo utilizado para el tratamiento residuo de alimento: biomasa vegetal (30A:70v)105

Tabla 4-14. Datos obtenidos para la determinación de la eficiencia del quemador poroso:108

Tabla 4-15. Datos promedios obtenidos del motor a una carga de 12 kW utilizando diesel como combustible y en modo dual109

Tabla 4-16. Datos promedios obtenidos del motor a una carga de 6kW utilizando diesel como combustible y en modo dual.....109

Tabla 4-17 Nivel de sustitución, consumo específico, eficiencia efectiva y rendimiento volumétrico del motor a 12 y 6 k.....110
--	----------

Símbolos con letras Latinas

Abreviaturas	Términos
AGV	Ácidos grasos volátiles
BOM	Biorresiduos de origen municipal
C/N	Carbono / Nitrógeno
CH₄	Metano
CO₂	Dióxido de carbono
CSTR	Reactor de mezcla continua
DA	Digestión anaerobia
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
g/SV	Gramos por sólidos volátiles
ha	Hectárea
H₂	Hidrógeno
H₂S	Ácido sulfhídrico
ITM	Instituto Tecnológico metropolitano
kg	Kilogramo
kWh	kilovatio hora
L kg⁻¹ SV	Litros por kilogramos de sólidos volátiles
LCH₄	Litros de metano
LCH₄/kg SV	Litros de metano por kilogramos de sólidos volátiles

MEC	Motor encendido por compresión
MEP	Motor encendido por chispa
MJ/m³	Megajoules por metro cúbico
m³	Metro cúbico
m³/kWh	Metro cúbico por kilovatio hora
m³/ton	Metro cúbico por tonelada
mL CH₄/g SV	Mililitros de metano por gramos de sólidos volátiles
mL/gSV	Mililitros por gramos de sólidos volátiles
ND	No determinado
NH₄⁺	Ion amonio
PBM	Potencial bioquímico metanogénico
pH	Potencial de Hidrógeno
PTAR	Planta de tratamientos de aguas residuales
RB4W	Carbón activado
S/I	Relación sustrato inoculo
S/I (w/w)	Relación sustrato inoculo peso a peso
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
ST	Sólidos Totales
STV	Sólidos Totales Volátiles
sustrato/gSV	Sustrato por gramos de sólidos volátiles
Ton	Toneladas

TR	Tiempo de retención
TRH	Tiempo de retención hidráulica
ZnO/ROZ₃	Óxido de zinc
%v/v CH₄	Porcentaje en volumen del metano

Introducción

El crecimiento exponencial de la población mundial y el desarrollo industrial se encuentran asociados a un incremento del consumo energético, derivado principalmente de fuentes agotables tales como los combustibles fósiles. Por esta razón, entre los horizontes científicos se plantea la obtención energía a partir de fuentes alternativas tales como el aprovechamiento de la energía química contenida en la biomasa.

La biomasa es un energético por excelencia ya que la energía química contenida en ella puede ser aprovechada, además es totalmente renovable; entre las tecnologías desarrolladas para el aprovechamiento de este recurso se encuentran la valorización química, la valorización biológica y la valorización térmica (Yepes *et al.*, 2008). Dentro de las técnicas más destacadas para su obtención se encuentran el compostaje, la lombricultura y la digestión anaerobia, siendo esta última una de las más valiosas, dado el alto aprovechamiento energético del biogás y del material fertilizante obtenidos.

En Colombia, para el año 2013 se generaban cerca de 27300 toneladas al día (Ton/día) de residuos sólidos, los cuales corresponden a las cuatro ciudades más grandes del país (Bogotá, Cali, Medellín y Barranquilla). En el país, el 35% son residuos inorgánicos y el 65% son residuos sólidos orgánicos provenientes de alimentos, papel, cartón, madera y residuos de jardín. El 65% de los residuos totales recolectados son dispuestos de forma inadecuada en botaderos a cielo abierto o por incineración (Arango, 2011;SSPD, 2013; Severiche y Acevedo, 2013). Particularmente, en el principal relleno sanitario del departamento de Antioquia, denominado parque ambiental la Pradera, se depositan 2232.23 ton/día de residuos sólidos del Valle de Aburrá.

En Medellín, el Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM) sede Fraternidad cuenta con un programa para la separación de residuos reciclables, no obstante, la institución aporta en

la generación de residuos, principalmente como residuos de alimentos y biomasa vegetal, que el año 2015 eran de 11760 y 180 kg/año, respectivamente.

Dado el potencial energético de este material y el aporte que realiza la institución, es de interés indagar acerca de las alternativas de aprovechamiento de esta biomasa, considerando la digestión anaerobia como principal tecnología dada la obtención de subproductos con valor agregado, lo que contribuye al cierre de los ciclos biogeoquímicos, además de la mitigación de los impactos ambientales adversos asociados a la descomposición natural y no controlada de estos residuos en un relleno sanitario.

El propósito principal de este proyecto es evaluar la producción de biogás y su valorización energética, a partir de residuos alimenticios suministrados por las cafeterías y la biomasa vegetal generada en el ITM sede Fraternidad; mediante codigestión anaeróbica usando diferentes relaciones residuos alimenticios/biomasa vegetal. Así mismo, se pretende evaluar el efecto de la relación sustrato/inoculo (S/I) en la composición del biogás producido y también, estimar el beneficio económico que se generaría con el uso del biogás producido.

Este documento se estructura en 5 capítulos que abarcan el planteamiento del problema, la hipótesis y los resultados de la investigación:

Capítulo 1. Se plantea la importancia de mitigar el daño ambiental producido por la biomasa vegetal y por los residuos de alimentos obtenidos en las cafeterías del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM), además de la importancia de aprovecharlos energéticamente mediante codigestión anaerobia. Así mismo, se incluye el planteamiento del problema, la justificación, la hipótesis, el objetivo general y los objetivos específicos.

Capítulo 2. Se profundiza en el estado del arte sobre los diferentes tipos de biomasa utilizados en la digestión anaerobia, alternativas de tratamiento, tecnologías usadas en este proceso, los factores que afectan la degradación anaerobia, la composición del biogás, métodos de purificación y usos del biogás obtenido.

Capítulo 3. En la Metodología se presenta el diseño experimental empleado en las codigestiones de residuos de alimentos/biomasa vegetal y la relación sustrato/inoculo (S/I), las variables respuesta y los métodos de análisis fisicoquímico de los sustratos y las mezclas, los criterios de selección y los métodos de valoración energética y por último los métodos estadísticos para tratamiento de los datos obtenidos.

Capítulo 4. En los Resultados y discusión se describen e ilustran las condiciones que favorecen los mejores rendimientos de metano y su relación con las variables estudiadas y la realización de la valoración energética con el biogás obtenido. Comparar y discutir los resultados con los reportados en la literatura científica.

Capítulo 5. En este capítulo, se detallaran las conclusiones obtenidas en esta investigación.

1. Capítulo 1: Contexto de la tesis

En este capítulo se describe la problemática causada por la gran cantidad de residuos sólidos generados y la importancia de mitigar el daño ambiental producido por su mala disposición, haciendo énfasis en dos tipos de residuos sólidos. Además, se plantea como una alternativa para aprovecharlos energéticamente, la digestión anaerobia y las variables que intervienen en este proceso. Por último, se detallan diferentes formas de valorización energética del metano obtenido en el tratamiento de estos residuos.

1.1. Planteamiento del problema

El aumento de la población a nivel mundial, el crecimiento industrial y el consumo cada vez mayor de los recursos naturales generan una producción de desechos orgánicos en forma desproporcionada (*Días da Silva et al., 2007*), lo que se está convirtiendo en un serio problema para el manejo de residuos sólidos. En el mundo aproximadamente se generan 1600 millones de toneladas por año de residuos sólidos (*Severiche y Acevedo, 2013*). En Colombia se generan cerca de 27300 ton/día de residuos sólidos urbanos (*Arango, 2011; Severiche y Acevedo, 2013*), de los cuales 2232.23 ton/día corresponden a Antioquia y de éste el 53.64% son residuos de alimentos y el 1.75% residuos de poda y jardín.

La disposición no controlada de los residuos sólidos orgánicos urbanos (RSOU) es un problema ambiental (*Carlin, 2015*) ya que la degradación de ellos libera metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), gases de efecto invernadero que llegan a la atmósfera y contaminan el medio ambiente (*Zhu et al., 2009*).

En el Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM) sede fraternidad, a partir de información suministrada por el departamento de Área Física, se calcula que se producen aproximadamente 11760 kilogramos de residuos alimenticios/año y 180 kg/año de biomasa vegetal en la poda de árboles, los cuales aportan a esa cantidad de RSOU que llegan

diariamente al relleno sanitario para su degradación natural y por lo tanto, suman en la generación de gases de efecto invernadero.

Los residuos orgánicos por sus características permiten la recuperación de la energía química almacenada en ellos, empleando procesos tales como la digestión anaerobia para transformar de forma controlada el residuo en un abono orgánico y captar el biogás – CH₄ y CO₂ principalmente – para su aprovechamiento como energía renovable.

Por lo anterior, se propone usar los desechos generados en el ITM sede fraternidad para producir y valorizar energéticamente el biogás, usando la codigestión anaeróbica como técnica y evaluando diferentes relaciones de sustrato/inóculo (S/I) como variable para la optimización de dicha producción.

Esta investigación se ha dirigido a evaluar la producción de biogás a partir de varias relaciones residuos alimenticios/biomasa vegetal y a partir de la misma, se evaluará el efecto de la relación sustrato/inoculo en la composición del biogás producido a partir de la biomasa vegetal generados en la poda de los árboles y los residuos de alimentos obtenidos en las cafeterías que no son aprovechados energéticamente. De manera que los residuos se podrían procesar y evaluar el aprovechamiento de biogás, generando así un impacto positivo en el medio ambiente y una reducción en los costos energéticos.

1.2. Antecedentes y justificación

Según cifras del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, en Colombia se generan 27300 ton/día de residuos sólidos, de los cuales el 65% son residuos orgánicos, equivalentes a 17745 ton/día, los cuales son llevados a rellenos sanitarios (Arango, 2011). En Medellín, una parte de ese residuo orgánico proviene del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM) sede fraternidad, que produce 11760 kg de residuos alimenticios por año en las cafeterías y 180 kg/año de biomasa vegetal en la poda de árboles (Información suministrada por el departamento de Área Física del Instituto metropolitano ITM).

El aprovechamiento energético a través de la digestión anaerobia, además de gas combustible produce un residuo orgánico con excelentes propiedades fertilizantes, que no posee mal olor, no atrae moscas, no deja residuos tóxicos y se puede aplicar directamente en los suelos y cultivos, elevando la calidad de los mismos (Soria, 2001). Esta tecnología reduce la contaminación ambiental, genera compuestos que pueden mejorar la fertilidad de suelos y propicia la producción de energía renovable (Guaquing *et al.* 2009; Khalid *et al.*,

2011). Además, la combinación de dos o más sustratos de origen y composición diferentes (codigestión), puede mejorar la eficiencia de la digestión anaerobia. La codigestión ofrece muchas ventajas debido al ajuste de factores fisicoquímicos como temperatura, pH, relación carbono/nitrógeno (C/N) y relación sustrato/ inóculo (S/I), entre otros, para mejorar la producción de biogás (García, 2009; Khalid *et al.*, 2011).

Se han realizado múltiples estudios que investigan la influencia que tiene cada uno de estos factores sobre la digestión anaerobia, como ejemplos podemos citar los estudios realizados por Guangquin *et al.*, (2009) quienes obtuvieron una mayor producción de biogás (716 ml g SV) con temperaturas termófilas y una relación S/I de 3.1, mientras que en la digestión mesofílica, obtuvieron una producción de biogás de (358 ml/gSV) con una relación S/I de 3.1 utilizando como sustrato una mezcla residuos de alimentos y biomasa vegetal (50-50%) y como inóculo, lodo anaeróbico de una planta de tratamiento municipal. La producción de biogás de este estudio fue mayor que la obtenida por Zhang *et al.*, (2007), (348 ml/gSV) con una carga de 6.8 gsV/L, esto podría deberse a las diferentes composiciones químicas de los sustratos y al tamaño de partícula utilizada. Además, se debe tener un buen control del pH ya que en proceso de digestión se produce una gran cantidad de ácidos orgánicos que pueden bajar el pH e inhibir las bacterias metanogénicas.

Por otro lado, en estudios realizados por Cabbai *et al.*, (2013) quienes utilizaron como inóculo la primera digestión anaeróbica mesofílica de una mezcla de lodo primario y lodo activado, como sustrato una mezcla de residuos orgánicos recogidos en comedores, supermercados, hogares y panaderías y una relación S/I de 1.0, 1.5, 2.0 y 3.0, obteniendo un incremento del volumen de CH₄ del 18% hasta un 47%, en comparación con la digestión de lodos únicamente, cuando la relación S/I fue de 3.0.

Guangquin *et al.*, (2009), utilizaron una relación S/I de 1.6; 3.1; 4.0 y 5.0, usando como sustrato desechos de alimentos, biomasa vegetal y mezclas (50% desechos de alimentos y 50% biomasa vegetal) a temperaturas de 35 y 50°C, empleando como inóculo lodos anaeróbicos encontrando que en la mezcla de alimento y vegetal se obtuvo una mayor producción de metano en la relación S/I de 1.6.

Parra *et al.*, (2015) en su estudio utilizaron bioresiduos de origen municipal y como inóculo, lodos de un digester anaerobio de una planta de tratamiento de aguas municipales con relaciones de S/I entre 0.25-9 gSV_{Sustr}/gSV_{inóculo}. Así, concluyeron que las relaciones de S/I menores que 2.0 permiten un proceso adecuado, lo que concuerda con el estudio realizado

por Raposo *et al*, (2006) quienes reportan que el mayor volumen de metano obtenido se presenta a relaciones de S/I menores de 2.0.

De las investigaciones que se han centrado en la relación S/I se concluye que el criterio para establecer esta relación óptima gira en torno a la complejidad de biodegradación del sustrato, pero ninguna menciona la influencia misma del inóculo. Dado que en Colombia han sido pocos los reporte sobre la influencia de la relación sustrato inoculo tales como los estudios realizados por Cadavid (2016) donde se analizó el aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción de energía renovable en una ciudad colombiana utilizando como sustratos los residuos de frutas y verduras y los residuos de la poda de pasto de zonas verdes. Se utilizó la concentración de sólidos volátiles (SV) con dos niveles: 2 y 4 g SV/I encontrándose que las diferencias en la composición química de los residuos orgánicos producen diferencias importantes en el potencial de metano.

Por otro lado en estudios realizado por cendales, (2011) se analizó la producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable el objetivo principal en el diseño experimental consistió en la utilización de tres razones de carga orgánica (razón sustrato/inoculo) correspondientes a los valores (1:1, 2:1 y 3:1) disponible para la realización de los ensayos correspondientes a este estudio.

Otra investigación realizada por Julio et al., (2016) en su estudio denominado Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. El objetivo principal de este estudio fue evaluar la co-digestión de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos, desarrollando co-digestiones de los sustratos usando cuatro proporciones de mezclas: LP:RA=30:70, LP:RA=50:50, LP:RA=70:30 y (LP+LSE):RA=70:30, con base en sólidos volátiles totales (SV/SV). Se utilizó una relación sustrato:inóculo (0,5:1) basada en sólidos volátiles. Encontrándose que la adición de los residuos de alimentos a los lodos de aguas residuales propicia un aumento en la producción de metano en la digestión, esto debido a que los residuos de alimentos brindan carbono orgánico a los lodos, mejorando de esta manera la relación C/N de la mezcla de los sustratos. En las co-digestiones realizadas, la cantidad de metano más alta se obtuvo para la mezcla LP:RA=30:70, que corresponde a la mezcla con mayor carga orgánica.

Resulta el interés de buscar una alternativa eficiente de generación energética, esta investigación se ha dirigido a evaluar la composición del biogás producido tomando como base de análisis la relación S/I.

Esta investigación se ha dirigido a evaluar la producción de biogás a partir de varias relaciones residuos alimenticios/biomasa vegetal y a partir de la misma, se evaluará el efecto de la relación sustrato/inóculo en la composición del biogás producido a partir de los residuos obtenidos de poda de árboles y residuos de alimentos generados en las cafeterías que no son aprovechados energéticamente. De esta manera, estos residuos se podrían procesar para hacer buen uso de la obtención de biogás y evaluar su aprovechamiento, generando de esta manera un impacto positivo en el medio ambiente y una reducción en los costos energéticos.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Producir y valorizar energéticamente el biogás obtenido de la codigestión de los residuos alimenticios y la biomasa vegetal generados en el ITM, evaluando diferentes relaciones sustrato/inóculo (S/I) en la codigestión.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Evaluar la producción de biogás a partir de la codigestión de varias relaciones de residuo alimenticio/biomasa vegetal.
- Evaluar el efecto de la relación sustrato/inóculo en la composición del biogás producido en la mejor relación residuo alimentos/biomasa vegetal encontrada.
- Realizar la valoración energética del biogás obtenido con el mejor contenido de metano para su aplicación en diferentes tecnologías.

1.4. Hipótesis

Existe una composición residuos alimenticios/biomasa vegetal y una relación sustrato/inóculo que permitirá maximizar la concentración de metano en el biogás producido en comparación al obtenido en una digestión convencional.

En este capítulo se planteó la necesidad de mitigar el daño ambiental producido por los residuos de poda y los residuos de alimentosa, además de la importancia de aprovecharlos energéticamente mediante codigestión anaerobia evaluando diferentes relaciones sustrato/inóculo y producción de gas metano, y finalmente evaluar su valoración energética.

En el siguiente capítulo se hace una descripción detallada de la digestión anaerobia, tipos de biomasa utilizada y factores que la afectan. Además, se mencionan las tecnologías disponibles. Y por último, se habla de unos de los productos obtenidos en este proceso como el biogás, las técnicas de purificación, posibles aplicaciones y usos.

2. Capítulo 2: Estado del arte y Marco teórico

La revisión bibliográfica realizada profundiza en el estudio de los trabajos realizados sobre la digestión anaerobia a nivel internacional, latinoamericano y nacional. En el marco teórico se profundiza sobre los tipos de biomasa – residuos sólidos orgánicos urbanos los tipos de digestión anaerobia, alternativas de tratamiento y las variables de interés en la digestión anaerobia tales como el pH, la temperatura, el tiempo de retención, la relación carbono/nitrógeno, la relación sustrato/inóculo, el contenido de agua en la mezcla entre otros. Como también se profundiza acerca de la composición, métodos de purificación y usos del biogás obtenido en la digestión anaerobia.

2.1 Estado del arte

Toda la materia orgánica proveniente de residuos sólidos urbanos e industriales, de desechos naturales como alimentos, ramas, hojas y excrementos, o residuos de plazas de mercados, se pueden aprovechar mediante la digestión anaerobia en recipientes cerrados llamados biodigestores. Allí es posible controlar las variables del proceso, buscando mejorar no solo la producción del biogás, sino también su contenido energético (% de metano).

Una alternativa para aumentar la biodegradabilidad de la materia orgánica o sustrato es la utilización de la codigestión. Se entiende por codigestión anaerobia, el proceso de combinar dos o más tipos de sustratos de composición diferente, para el equilibrio de nutrientes y compensar las falencias que cada uno de los sustratos presenta al realizar el proceso por separado, aportando de esta manera nutrientes como nitrógeno y fósforo, necesarios para el crecimiento de microorganismos y mejorar la producción de metano (Arango, 2011; Cendales, 2011).

En países como Dinamarca, Francia, Austria, Italia, Alemania, Suecia, Finlandia y Japón, se han construido plantas de biogás alimentadas con diferentes residuos orgánicos para

trabajar en codigestión, como ejemplos podemos citar plantas de tratamiento en Suecia y Dinamarca, donde se están aprovechando el rumen y contenido intestinal, la fracción de sangre, los lodos y los residuos de los mataderos (Arango, 2011).

En la literatura sobre digestión y codigestión, se encuentran varios estudios que resaltan las ventajas del proceso de codigestión de los desechos bovinos y residuos agroindustriales como suero lácteo, residuos de frutas y verduras (Arango, 2011; Brown, D. y Yebo, L, 2013; Carlin, R, 2015). Obteniendo con esto un aumento en la producción de metano, el cual se puede atribuir al incremento en la concentración de sólidos orgánicos presentes en el reactor o a la presencia de algún nutriente específico necesario para el desarrollo de las poblaciones de microorganismos (Cendales, 2011). También se han obtenido resultados satisfactorios de la codigestión de lodos de PTAR con residuos de frutas y verduras (250 L/gSV) (Dinsdale *et al.*, 2000).

Por otro lado, El-Mashad y Zhang, R., (2010), estudiaron la codigestión con estiércol y lácteos, reportando mayores rendimientos de metano (311L/kgSV) y tasas de producción de metano en comparación del estiércol solo (241L/kgSV) a los 30 días de digestión.

Zhang *et al.*, (2007) demostraron que la codigestión con residuos de alimentos y lodo anaeróbico, llevada a cabo en un digestor termófilo de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, puede mejorar las características de funcionamiento del biodigestor obteniéndose un volumen de biogás de 435 L/kgSV.

Por otra parte, también se reportan investigaciones realizadas donde se evidencia, de manera general, la influencia del efecto de la relación S/I en el volumen y la composición del CH₄ obtenido por codigestión como el desarrollado por Ensayed *et al.*, (2012), en el cual se evaluó la técnica del potencial biometanogénico (PBM) donde se valoró la influencia de la pre-incubación y la fuente del inóculo utilizando relaciones S/I de 0.5; 1.0; 2.0 y 4.0 en la producción de CH₄, utilizando como sustrato residuos de alimentos y como inóculo dos tipos de lodos primarios, provenientes de una planta de tratamiento de aguas y de un digestor de tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales. Los resultados muestran que la producción de CH₄ a partir de fangos primarios utilizando inóculo no incubado, fue en general más alta que el pre-incubado. El máximo volumen de CH₄, fue obtenido con la relación S/I de 4.0 como se muestra la Figura 2-1 y el volumen de CH₄ producido fue directamente proporcional a la relación S/I.

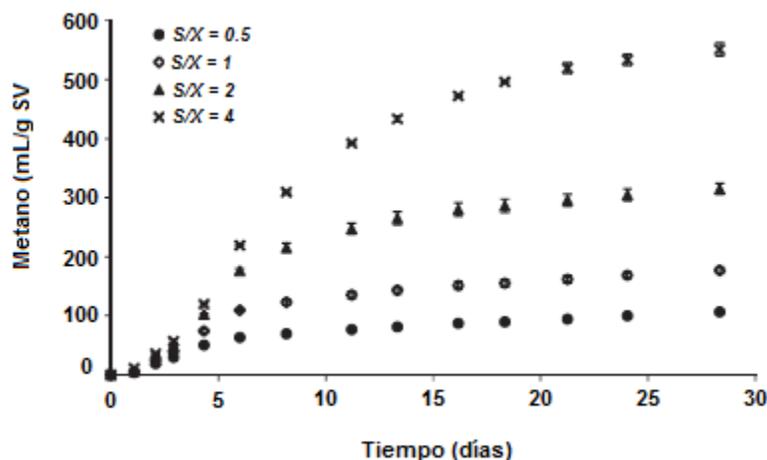


Figura 2-1. Producción acumulativa de metano con respecto a la relación S/I cuando se utiliza el lodo primario no inoculado (Ensayed *et al.*, 2012).

Estudios realizados por Cabbai *et al.*, (2013), quienes usaron como sustrato una mezcla de residuos orgánicos recogidos en comedores, supermercados, hogares y panaderías y como inóculo, la primera digestión anaeróbica mesofílica de una mezcla de lodo primario y lodo activado, utilizaron las siguientes relaciones S/I, 1.0, 1.5, 2.0 y 3.0 encontrando que el volumen de CH₄ se incrementó desde un 18% hasta en un 47%, en comparación con la digestión de lodos únicamente, cuando la relación S/I fue de 3.0.

Sumerth *et al.*, (2013), estudiaron el efecto de la relación S/I en el rendimiento y la composición del CH₄ obtenida, utilizando como sustrato hierba de *Bronchira mutica* y como inóculo dos tipos de lodos, provenientes de la digestión de estiércol de cerdo y lodos digeridos de concentrados de látex, encontrando que en la relación S/I de 3, el volumen de CH₄ obtenido era mayor, coincidiendo con los resultados reportados por Cabbai *et al.*, (2013) y Ensayed *et al.*, (2012).

En una investigación realizada por Guangquin *et al.*, (2009), se estudió el efecto de la relación S/I en el rendimiento y la composición del CH₄, utilizando como sustrato desechos de alimentos, biomasa vegetal y mezclas (50% desechos de alimentos y 50% biomasa vegetal) a temperaturas de 35 y 50°C, empleando como inóculo lodos anaeróbicos. Las relaciones S/I utilizadas fueron 1.6; 3.1; 4.0 y 5.0. Se encontró una mayor producción de

biogás en el digester con bacterias termofílicas que en aquel con bacterias mesofílicas. Por otro lado, se reportan de manera general, que la relación S/I es inversamente proporcional al volumen de CH₄ obtenido. En la Tabla 2-1 se observa el mayor volumen de metano obtenido en la mejor relación S/I para los diferentes tipos de residuos utilizados.

Tabla 2-1. Influencia de la relación S/I en el volumen de metano obtenido para diferentes tipos de residuos (Guangquin *et al.* 2009)

Tipo de residuo	S/I	Volumen de metano ml CH ₄ /g SV
Alimentos	4.0	778
Materia vegetal	1.6	631
Mezclas	1.6	716

De la Tabla 2-1 se puede observar que en la mezcla de alimento y vegetal se obtuvo una mayor producción de metano en la relación S/I de 1.6, valor menor a 2.0, resultado que concuerda con lo obtenido por Raposo *et al.*, (2006), en el que se midió el PBM en cultivos de desechos, especies y otras formas de biomasa; se evaluó además, la influencia de la relación S/I utilizando como inóculo lodos de aguas residuales y como sustrato, residuos de maíz en las proporciones S/I de 3.0, 2.0, 1.5 y 1.0 (g/SV), obteniendo mayor volumen de metano en la relación S/I de 1.0 como se muestra en la Tabla 2-2.

Tabla 2-2. Relación S/I, volumen y porcentaje de metano obtenido (Raposo *et al.*,2006).

S/I (w/w)	Volumen de metano (ml CH ₄ /g SV)	% (CH ₄)
3.0	196	59
2.0	211	54
1.5	210	53
1.0	233	54

En otros estudios, realizados por Parra *et al.*, (2015) se usaron bioresiduos de origen municipal y como inóculo lodos de un digester anaerobio de una planta de tratamiento de aguas municipales con relaciones de S/I entre 0.25-9 gSV_{Sust}/gSV_{inoculo}. Se concluyó que

relaciones de S/I menores que 2.0 permiten un proceso adecuado, resultado que coincide con los obtenidos por Guangquin *et al.*, (2009). Valores en la relación S/I mayores que 2.0 hacen que el proceso se desestabilice, debido a la acidificación por acumulación de ácidos grasos y la baja capacidad Buffer del sistema.

Otras investigaciones reportadas por Fuqing *et al.*, (2013), estudian el efecto de la relación S/I en el rendimiento y la composición del CH₄, utilizando como sustrato residuos de maíz y como inóculo, tres tipos de efluentes provenientes de digestores anaeróbicos de lodos de aguas residuales municipales, residuos de alimentos y productos lácteos. Las relaciones S/I utilizadas fueron 2.0, 4.0 y 6.0. Los resultados mostraron que utilizando como inóculo efluentes de depuración de lodos de aguas residuales municipales y productos lácteos, la relación S/I es inversamente proporcional al volumen de CH₄ producido. Se encontró el mayor rendimiento de CH₄, cuando se usó una relación S/I igual a 2.0 y como inóculo lodos digeridos de productos lácteos, lo cual se le atribuye al mayor contenido en la población de bacterias hidrolíticas. Cuando los efluentes de alimentos se usaron como inóculo el mayor rendimiento de metano se encontró a una relación S/I de 4.0, debido a la mayor población de metanógenos que ayudan a mitigar la acumulación de ácidos grasos volátiles totales. Por otra parte, para relaciones S/I de 6.0, el rendimiento de metano disminuyó en los tres tipos de efluentes, debido al bajo pH y a la alta acumulación de ácidos grasos volátiles que contribuyen principalmente a la formación del dióxido de carbono.

Shujuan *et al.*, (2010), observaron el efecto de la relación S/I sobre el rendimiento y la liberación de CH₄, utilizando como sustrato *ciano* bacterias *microcystis* spp y como inóculo lodos digeridos de estiércol de ganado. Los resultados demostraron una evidente influencia en la producción de CH₄ de 140.48, 132.44 y 94.42 ml/gSV con respecto al tiempo para relaciones S/I de 2.0, 1.0 y 0.5 respectivamente, tal como se ilustra en la Figura 2-2. Se puede observar como la producción de CH₄ es directamente proporcional con la relación (S/I). También se puede ver que el valor más alto en el volumen de CH₄ se obtuvo con la relación S/I igual a 2.0 resultado que concuerda con el obtenido por Fuqing *et al.*, (2013).

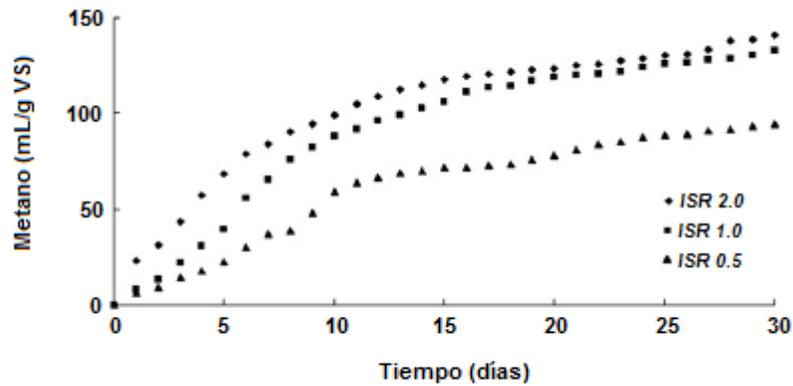


Figura 2-2. Variación de la producción acumulada de CH₄ en la digestión de diferentes relaciones (S/I) con el tiempo (Shujuan *et al.*, 2010).

Por otro lado, investigadores como Brown y Yebo, (2012), realizaron la codigestión de residuos de alimento y biomasa vegetal en diferentes composiciones (residuo de alimento: biomasa vegetal): 0, 10 y 20 %, y como inóculo un efluente de un sistema de digestión anaerobia de una mezcla proveniente de residuos de alimentos, grasas, aceites y lodos de depuradora. Las relaciones S/I usadas fueron de 1, 2 y 3. Se determinó que la más alta productividad volumétrica fue de 8.6 LCH₄/ kg SV, a una proporción del 10% de residuos de alimento y una relación S/I de 2.

Los diferentes artículos muestran que no hay un consenso definitivo de la relación óptima S/I, en la producción del biogás, porcentaje y concentración máxima de metano. Sumerth *et al.*, (2013), Cabbai *et al.*, (2012) y Ensayed *et al.*, (2012) reportan que en la relación S/I mayor a 2, el volumen de CH₄ obtenido es más alto. Sin embargo, estos resultados contrastan con los estudios publicados por Parra *et al.*, (2015) y Guangquin *et al.*, (2009) y Raposo *et al.*, (2006) quienes reportan que el mayor volumen de metano obtenido se presenta a relaciones de S/I menores de 2.0. Tampoco concuerdan con los resultados reportados por Brown, D. y Li, Y. (2012), Shujuan *et al.*, (2010), Fuqing *et al.*, (2013) y Lui-Xu *et al.*, (2012) quienes reportan que se obtiene mayor producción de metano cuando se utiliza la relación S/I de 2.

De lo anterior se puede ver la importancia de estudiar el efecto de la relación S/I, en la producción y composición de CH₄, dado que no hay un consenso sobre la influencia de esta relación en la producción del CH₄ en el biogás obtenido.

2.2 Marco teórico

2.2.1 Biomasa

La biomasa es una fuente de almacenamiento de energía solar, la cual es captada en forma de energía química mediante la fotosíntesis. Está compuesta por toda la materia orgánica biodegradable que puede ser de origen vegetal o animal, incluyendo desechos orgánicos como los residuos de frutas y verduras, lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, biomasa acuática marina y de agua dulce, desechos de cultivos y de poda, residuos de alimentos, entre otros Vereda *et al.*, (2006); Arango, (2011).

- **Biomasa vegetal**

El pasto, las hojas y los tallos (biomasa vegetal) son residuos con alto contenido de lignina, por esta característica, este tipo de biomasa debe ser sometida a pretratamientos físicos y/o químicos para aplicar tratamientos como la digestión anaerobia. Los residuos de jardín tienen aproximadamente entre 50-90% de sólidos volátiles, un contenido de lignina de 4.1% y una fracción biodegradable de 0.72% basado en el contenido de lignina Torres *et al.*, (2008).

El tipo de pretratamiento aplicado a la biomasa vegetal puede variar o no la producción de biogás en la digestión anaerobia de estos residuos, ya que las características de la fase soluble son las que determinan el rendimiento del proceso, tal como se presenta en la Tabla 2-3. El pretratamiento en lodos de planta de tratamiento y desechos de frutas incrementa el rendimiento de metano por cada gramo de sólidos volátiles, esto puede deberse a que el pretratamiento contribuye a la solubilización de componentes tales como las hemicelulosas, mejorando consecuentemente su biodegradabilidad.

Tabla 2-3. Rendimiento de metano de algunos residuos con y sin pre tratamiento. (Qiao *et al.*, 2011)

¹Pretratamiento hidrotermal: Tratamiento previo que se le realiza a la biomasa vegetal a una temperatura de 175°C por 60

Residuos	Sin pre tratamiento		Con pre tratamiento (Calefacción hidrotermal ¹)	
	Metano (%)	Metano ml/gSV	Metano (%)	Metano ml/gSV
Estiércol de ganado	66.6	139.8	54.7	130.2
Lodos	76.9	155.5	75.9	257.3
Desechos Frutas/Vegetales	63.4	280.9	62.1	326.0
Residuos-alimentos	68.0	531.3	65.1	491.1

minutos para incrementar su biodegradabilidad.

El tipo de inóculo empleado en la digestión anaerobia de la biomasa vegetal influencia el rendimiento del proceso. En el estudio realizado por Ampudia, (2011), la máxima producción de metano y biogás se logró al realizar una digestión anaerobia de biomasa vegetal triturada y estiércol vacuno en una proporción 90/10, en la cual, el estiércol fue el inóculo quien aportó la población bacteriana útil para la degradación. Ampudia, (2011) y Bustamante, (2009), reportan rendimientos de producción de biogás de diferentes residuos vegetales (ver Tabla 2-4), siendo el de mayor rendimiento los residuos de hierba.

Tabla 2-4. Rendimiento de metano de algunos residuos vegetales. Bustamante, (2009).

Tipo de residuo	Volumen de Biogás. L CH ₄ /Kg SV	Metano (%)
Pajas de trigo	367	79
Hierba	557	84
Tallos de Maíz	514	83

▪ Residuos de alimentos

Los residuos de la industria alimentaria y de las actividades agrícolas son excelentes como sustrato para la digestión anaerobia, ya que no contienen patógenos ni metales pesados Rivas *et al.*, (2010). Los residuos de alimentos se caracterizan por tener altos porcentajes

de humedad (> 70%) y sólidos volátiles (> 95%), y muy alta biodegradabilidad. (Arsova, 2010)

Algunos estudios han demostrado que la codigestión de residuos de alimentos usando como co-sustrato estiércol vacuno en la digestión anaerobia, mejora las condiciones de operación contribuyendo a la estabilidad del pH y a la reducción de contaminantes, incrementando la producción de metano respecto a la digestión anaerobia individual de los residuos de alimentos (El-Mashad y Zhang, 2010; Carlin, 2015). En la Tabla 2-5 se registran algunos rendimientos de metano obtenidos a partir de la codigestión de residuos de alimentos de diferentes estudios.

▪ **Estiércol de ganado**

La boñiga o estiércol de ganado posee un contenido de sólidos entre 8-25%, dependiendo del tipo de animal (Silva V, 2002). Es un sustrato que contiene materiales orgánicos disueltos y particulados tales como polisacáridos, lípidos, proteínas, ácidos grasos volátiles (AGV) y compuestos inorgánicos. Son muy utilizados en la digestión anaeróbica no solo por su alta concentración de nutrientes, necesarios para el desarrollo de las poblaciones microbianas, sino también por su alta capacidad tamponadora, ayudando de esta manera al proceso de fermentación (Cendales, 2011).

La lignina, la celulosa y la hemicelulosa son los principales componentes de los residuos ganaderos, todos ellos difíciles de degradar mediante digestión anaerobia. Buscando promover la solubilización de este tipo de material orgánico.

Tabla 2-5. Rendimiento de metano de codigestión de residuos - alimentos, frutas y vegetales. Elaboración propia.

Tipo de residuo	Temperatura (°C)	Rendimiento de CH₄ (l Kg⁻¹ SV)	Referencia
Residuos de alimento-estiércol - aguas residuales (20-70-10)	36	603	Marañón, <i>et al.</i> , 2012
Residuos de alimento-estiércol de ganado (48-52)	35	381	El-Mashad <i>et al.</i> , (2010)
Residuos de alimentos y biomasa vegetal (50-50) y lodos anaeróbicos.	50	716	Guangquin <i>et al.</i> , (2009)
Residuos de frutas y vegetales	35	611	Bouallagui <i>et al.</i> , (2009)
Residuos de frutas y vegetales	ND	600	Gómez, <i>et al.</i> , (2006)

Se han usado diferentes tratamientos tales como precompostaje, tratamientos mecánicos, adición de hidróxidos, y estiércol vacuno como cosustrato en la digestión anaerobia, entre otros. Estos tratamientos también contribuyen a la estabilidad del pH, a la reducción de contaminantes e incremento de la producción de metano (Blanco, 2011; Carlin, 2011).

En Alemania, las plantas productoras de biogás hacen mezclas de excretas de animales con residuos industriales de alimentos, agricultura, mercados, restaurantes y del sector municipal. El rendimiento de biogás oscila entre 25 y 36 m³/ton de masa fresca cuando se mezclan las excretas vacunas y porcinas (Rivas *et al.*, 2010). También se han evaluado la producción y el rendimiento en residuos con y sin pretratamientos hidrotérmicos, los resultados reportados se ilustran en la Tabla 2-6.

Tabla 2-6. Rendimiento de metano de residuos con y sin pre tratamiento hidrotérmico. (Qiao *et al.*, 2011)

Residuos	Sin pre tratamiento		Con pre tratamiento	
	Metano (%)	Metano (ml/gSV)	Metano (%)	Metano (ml/gSV)
Estiércol de ganado	66.6	139.8	54.7	130.2
Estiércol porcino	65.9	253.8	70.1	290.8

Como se puede observar se obtiene mayor volumen de metano con el estiércol porcino que con el estiércol de ganado. El estiércol animal contiene una alta concentración de amoníaco que tiene un efecto inhibitor en la digestión anaerobia. La Co-digestión del material vegetal y estiércoles, proporcionan capacidad de amortiguación y suministro de nutrientes, balance de carbono y nitrógeno, disminuyendo el riesgo de la inhibición de amoníaco (Lehtomäki *et al.*, 2007). Cuando el estiércol de ganado es digerido anaeróticamente se obtiene aproximadamente entre 10 y 20 m³ CH₄ / Toneladas de estiércol tratado (Angelidaki y Ellegard, 2003). En la literatura se reporta una codigestión de estiércol de ganado con ensilado de hierba en un reactor continuo a 35° C, obteniéndose un volumen de metano 268 L/kg SV En comparación con el de los reactores alimentados con estiércol solo (Lehtomaki, *et al.*, 2007).

▪ Lodo de depuradoras

Los lodos son productos de los procesos realizados en las plantas de tratamientos de aguas residuales (Rao y Baral, 2011). Éstos se caracterizan por tener materia orgánica y patógena. Los lodos provenientes de la sedimentación primaria utilizada para remover solidos sedimentables y que se espesan fácilmente por gravedad, se denominan lodos primarios y los lodos secundarios están constituidos principalmente por biomasa bacteriana que son productos de la conversión de los residuos solubles del efluente proveniente del tratamiento primario. En el estudio realizado por Julio *et al.*, (2016) los lodos primarios tiene un bajo contenido de sólidos volátiles 51.99%, baja relación C/N (8.86) y los lodos

secundarios posee un contenido de sólidos volátiles de 67.92%, el nitrógeno presente es alto y una relación C/N baja (3.64).

Sin embargo, el contenido de sólidos y el balance de nutrientes pueden ser mejorados mediante la co-digestión de los lodos con otras sustancias orgánicas como los residuos de alimentos, residuos agrícolas y cultivos energéticos (Rao y Baral, 2011).

2.2.2 Alternativas de tratamientos

Para la recuperación de productos agroindustriales se conocen tres grupos de tecnologías: la valorización biológica y química, la obtención de combustibles derivados de desechos y la valoración térmica. El compostaje y la lombricultura son los procesos biológicos más comunes. En la obtención de combustibles se puede obtener gases, líquidos o sólidos que pueden ser comercializables y en la valorización térmica los procesos pueden clasificarse según los requerimientos de oxígeno. Entre los que no requieren oxígeno se encuentran la pirolisis y termólisis y entre los que requieren de oxígeno se encuentran las calderas o incineradores (Yepes *et al.*, 2008).

El crecimiento de la población mundial y por ende el aumento de los residuos, ha hecho que la incineración, el compostaje y los rellenos sanitarios sean métodos ineficientes y costosos. Actualmente, se emplea la digestión anaerobia para el tratamiento y estabilización de los residuos orgánicos para la obtención de biogás.

▪ Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia es el proceso mediante el cual la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y por la acción de diferentes microorganismos, se descompone en dos productos finales que son biogás y un efluente líquido rico en nitrógeno. El biogás tiene como componentes mayoritarios metano y dióxido de carbono, y puede ser usado como fuente de energía renovable (Guaquing *et al.*, 2009; Abdullah, 2012; Bedoya *et al.*, 2012,).

La digestión anaerobia controlada trae como beneficios la reducción de gases efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos, la reducción de contenido de sólidos, baja producción de biomasa, reducción en el número de patógenos, conservación de bosques y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados (Moreno, 2010; Bond y Templeton, 2011; Severiche, *et al.*, 2013).

En los procesos anaerobios, la energía contenida en la materia orgánica (medida como demanda química de oxígeno (DQO)), es convertida en biogás en 90% y el otro 10% es

asimilado para la generación de nuevas células (Moreno, 2010). El proceso bioquímico puede ser dividido en cuatro etapas:

- **Etapla uno.** Las bacterias fermentativas hidrolíticas transforman la materia orgánica compuesta por largas cadenas carbonadas en cadenas más cortas y simples, es decir, los hidratos de carbono de alto peso molecular como las grasas, proteínas y lípidos, por medio de la acción enzimática de estas bacterias, son convertidos en ácidos orgánicos (acético, butírico, heptanóico y láctico, entre otros), liberando H_2 y CO_2 .
- **Segunda etapa.** Las bacterias acidogénicas convierten los productos solubles de la etapa de hidrolisis, en ácidos orgánicos de cadena corta, H_2 y CO_2 . Los azúcares, aminoácidos y ácidos grasos se transforman en ácidos orgánicos (acético, propiónico, valérico y butírico), etanol, CO_2 , H_2 y NH_4^+ .
- **Tercera etapa.** Las bacterias acetogénicas realizan la degradación de los ácidos orgánicos y los alcoholes que se convierten en ácido acético y liberan H_2 y CO_2 . Las bacterias fermentativas y acetogénicas pueden vivir en presencia de bajos contenidos de oxígeno, la reproducción es muy rápida y son pocos sensibles a cambios de acidez y temperatura (Castello, 2012).
- **Cuarta etapa.** Las bacterias metanogénicas que se caracterizan por ser muy sensibles a los cambios de acidez y temperatura, tienen una reproducción lenta y son anaerobias estrictas, constituyen el último eslabón de la cadena de microorganismos encargadas de la digestión anaerobia. La producción de metano se puede dar por dos vías diferentes: la ruptura de las moléculas de ácido acético para generar CO_2 y CH_4 y/o la reducción del CO_2 con H_2 (Valnero, 2011; Ampudia, 2011; Castello, 2012). En la Figura 2-3 se resume el proceso de digestión anaeróbica (Mohseni *et al.*, 2012; Cruz, 2015).

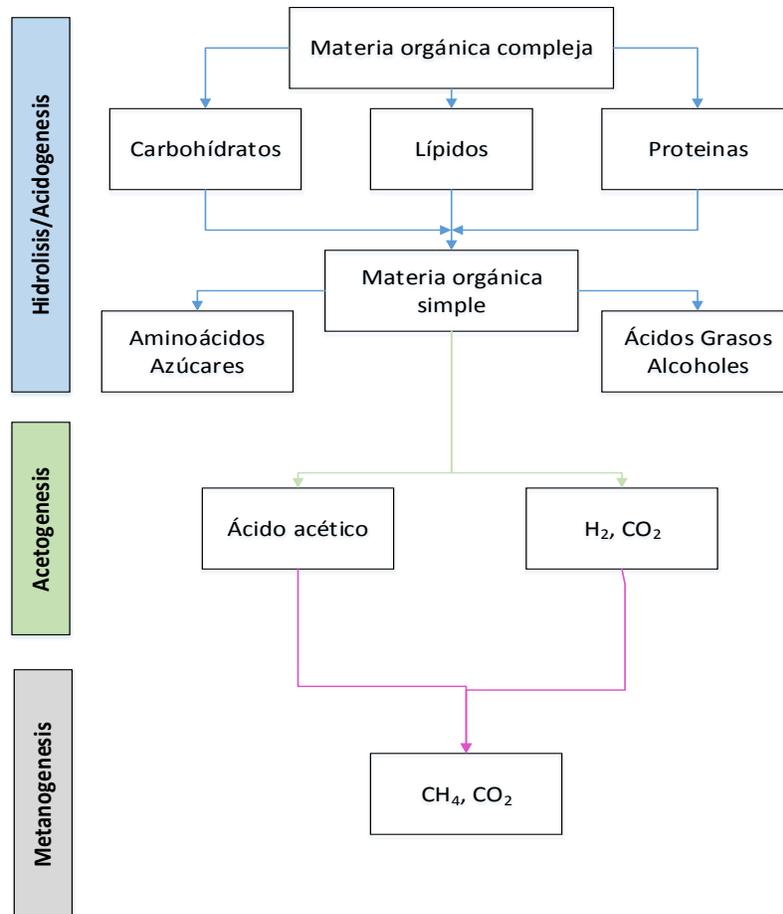


Figura 2-3. Proceso de digestión anaerobia (Moreno, 2010; Mohseni *et al.*, 2012)

2.2.3 Tecnologías utilizadas en la digestión anaerobia

La digestión anaerobia se produce en ambientes naturales tales como pantanos, en sedimentos de lagos y mares, en fuentes de aguas termales sulfurosas y en tracto digestivo de los rumiantes (Herrera y Niño, 2012).

Para una mejor optimización del proceso la digestión anaerobia se lleva a cabo en un reactor completamente cerrado que permita el control de variables tales como humedad, temperatura, acidez, entre otras, para evaluar el equilibrio microbiano y el funcionamiento óptimo del reactor (Manni He *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2007).

Los reactores anaerobios se pueden dividir en tres clases según el proceso de digestión: por la forma de alimentación, por la temperatura y por la fermentación (Cueva, 2012).

2.2.3.1. Por la forma de alimentación

Flujo de mezcla completa: Es también llamado CSTR (por sus siglas en inglés, *continuous stirred tank reactor*), es un reactor de mezcla continua, nunca violenta, donde la concentración de todos los componentes es la misma en todas partes. La mezcla puede realizarse con y sin recirculación de biomasa. Sin recirculación, la mezcla puede ser en forma mecánica (agitador de hélice o palas, de eje horizontal o vertical) o en forma neumática (recirculación de biogás a presión). Este tipo de reactor es usado para el tratamiento de todo tipo de residuos orgánicos y el tiempo de retención es alto ya que en procesos biológicos la velocidad de reacción es baja. Este tipo de reactor solo se puede usar en aguas residuales de alta carga orgánica (aguas de azucareras, cerveceras entre otros (IDEA, 2007; Chiriboga, 2010)).

Flujo pistón: El proceso de digestión ocurre de principio a fin, pues no existe mezclado interno y la concentración de todos los componentes varía a lo largo del reactor, por este motivo se dificulta el control de las condiciones de operación y presenta tiempos de retención bajos. Son apropiados para tratar residuos con materia en suspensión elevada tales como: fracción orgánica de residuos municipales (configuración vertical y flujo ascendente) y estiércol porcino y bovino (Ministerio del Medio Ambiente de España, 2010; Chiriboga, 2010).

De flujo semi-continuo: Se realiza una carga completa y con la disminución gradual del rendimiento de biogás, se adiciona materia prima y se descarga efluente en la misma proporción. Opera en estado estable. La mezcla es homogénea, lo que permite que las variables de operación como temperatura, concentración y velocidades de reacción sean iguales en todo el reactor. Es apto para la degradación de residuos sólidos (Castello, 2010; Ampudia, 2011; Cueva, 2012).

De flujo discontinuo o por lotes (batch): Este tipo de reactores se carga con la materia prima completa en un solo lote y se deja el tiempo necesario hasta que la digestión se realice. Cuando el rendimiento de la producción de biogás decae se vacía por completo y se carga nuevamente (Chiriboga, 2010; Cueva, 2012). Los reactores *batch* son simples, de bajo costo y bajo consumo de agua, se pueden construir sobre el suelo o semienterrados, pero la producción de biogás es variable. Son muy usados a nivel de laboratorio y en países en vía de desarrollo para tratar residuos orgánicos con alto contenido de sólidos que imposibilitan las operaciones de bombeo (IDEA, 2007; Varnero, 2011).

2.2.3.2. Por la temperatura

Los microorganismos anaerobios pueden trabajar bien dentro de tres rangos de temperatura: los termófilos de 45 a 65°C, los mesófilos de 25 a 45°C y los psicrófilos por debajo de 25°C. Dentro de cada uno de los intervalos existe un valor en el cual la velocidad específica de crecimiento es máxima, determinándose así la temperatura óptima de operación (Arsova, 2010). Temperaturas superiores a 65°C causan desnaturalización de encimas (Khalid *et al.*, 2011). El rango mesofílico es el más utilizado, pero si se quiere conseguir una mayor velocidad en la digestión se sugiere trabajar en el rango hemofílico lo que, a su vez, implica menos organismos patógenos, pero es el más inestable a cambios en las condiciones de operación y puede presentar problemas de inhibición del proceso por toxicidad de determinados compuestos a altas temperaturas como ácidos grasos de cadena larga o nitrógeno amoniacal (Kon Kim *et al.*, 2006; Arsova, 2010; Khalid *et al.*, 2011).

2.2.3.3. Por la fermentación

Fermentación en una sola etapa: La digestión se realiza en un mismo reactor, lo que permite establecer un equilibrio entre las velocidades metabólicas de los diferentes microorganismos. Esta fermentación posee estructura simple, bajos costos y fácil manejo (Hernández, 2010; Cueva, 2012).

Fermentación en etapas múltiples: El proceso de digestión se da en dos o más reactores. El material del primer reactor se degrada y produce gas, posteriormente el efluente pasa a un segundo biorreactor donde ocurre una nueva digestión y así sucesivamente si son más etapas. Este sistema presenta tiempos de retención largos, buena descomposición del material orgánico, pero requiere alta inversión (Cueva, 2012). El objetivo de disponer reactores en serie es optimizar el crecimiento de las bacterias hidrolíticas, acidogénicas y acetogénicas en los primeros reactores y permitir el crecimiento de las metanogénicas en los siguientes. Como los diferentes microorganismos están separados es posible operar cada uno en sus condiciones óptimas (Chiriboga, 2010). En la Tabla 2-7 se presentan algunos estudios que emplean diferentes tipos de reactores.

Tabla 2-7. Tipos de reactores empleados en el tratamiento de residuos de alimentos, estiércol de ganado y residuos de poda Fuente: Elaboración propia.

Tipo de Residuos	Tipo de Reactor	Metano (L CH ₄ Kg SV ⁻¹)	Referencias
Residuos de alimentos + lodo anaerobio (recogido de un digestor anaerobio termófilo en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales en Oakland-California)	Batch	445	Zhang <i>et al.</i> , (2007)
Residuo de alimento + Estiércol de ganado (32:68) y Lodo de aguas residuales como inóculo	Batch	282	El-Mashad <i>et al.</i> , (2010)
Estiércol + Residuo alimento + Aguas residuales (70-20-10%)	CSTR	603	Marañón <i>et al.</i> , (2012)
Residuos de alimentos + biomasa vegetal (50:50) inóculo: Lodo anaerobio T=35°C.	Batch	185	Guagqing <i>et al.</i> , (2009)
Estiércol de ganado+ Residuos agrícolas y cultivos energéticos + lodo anaerobio	CSTR	620	Cavinato <i>et al.</i> , (2010)
Residuo de alimento + Estiércol vacuno (70:30)	Batch	430	Carlin, (2015)
Hierba + Estiércol	CSTR	268	Yong <i>et al.</i> , (2015)

2.4. Principales factores que afectan la digestión anaerobia

2.4.1. Temperatura

En los procesos biológicos y químicos, como es la digestión anaerobia, la temperatura es un factor de importancia ya que interviene en la velocidad de reacción, es decir, puede acelerar o desacelerar el proceso de transformación de la materia orgánica (Varnero, 2011). Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia, aumentan su velocidad de crecimiento con el aumento de la temperatura, acelerando el proceso y dando lugar a una mayor producción de biogás (Arsova, 2010).

2.4.2. Tiempo de retención hidráulica y tiempo de retención de sólidos

El tiempo de retención de sólidos o simplemente tiempo de retención (TR) se define como el tiempo que permanece la biomasa, es decir los microorganismos, en el digestor (Bustamante, 2009).

$$TR = \frac{\text{sólidos en suspensión en el digestor}}{\text{sólidos en el efluente/día}} \quad \text{Ecuación [1]}$$

El tiempo de retención hidráulica (TRH) se define como el tiempo que permanece el agua residual o sustrato a tratar en el digestor (Bustamante, 2009).

$$TRH = \frac{\text{volumen del digestor}}{\text{volumen de efluente/día}} \quad \text{Ecuación [2]}$$

El tiempo de retención (TR) es determinado por el tiempo promedio necesario para la degradación del material orgánico - demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda biológica de oxígeno (DBO) – presente en el sustrato, por lo tanto, la remoción de la materia orgánica depende no solo de la existencia de las condiciones de reacción dentro del reactor, sino del tiempo que permanezca el sustrato dentro del reactor, el tiempo de permanencia de la biomasa y su sincronía con la velocidad de reacción, lo que indica que hay un TR óptimo que permitirá alcanzar los mejores beneficios de la digestión de una manera rentable. Operativamente no es posible controlar el TR, este puede ser medido – medir la concentración de biomasa a la salida del reactor - y controlado de forma indirecta mediante las variaciones en el TRH (Ampudia, 2011).

La determinación del TRH depende del tipo de material, las condiciones ambientales y del uso que se dará al material digerido. En la Tabla 2-8 se presenta un resumen de algunas investigaciones en las que se reporta la temperatura del proceso.

Tabla 2-8. Rendimientos de biogás con diferentes temperaturas y tiempos de retención hidráulica de algunos estudios Fuente: Elaboración propia.

Tipo de Residuos	Temperatura °C y TRH (días)	Comentario	Referencias
Residuos alimentos + Biomasa vegetal 50:50	35 – 50°C (TRH 25 días)	Mayor producción de biogás en las temperaturas termófilicas que en las mesofílicas.	Guangquin <i>et al.</i> , (2009)

Estiércol + Residuos de alimentos+ aguas residuales. (70:20:10)	36 – 55°C (TRH: 30 días)	Rendimientos inferiores de metano cuando se opera a °55 C.	Marañon <i>et al.</i> , (2012)
Residuos de alimentos	35, 55 y 70°C (TRH: 9 días)	Mayor obtención del gas a 70°C	Manni He <i>et al.</i> , (2012)
Residuos de alimentos	30 - 55°C (TRH: 10-12 días) 45 – 50°C (TRH: 12 días)	La producción de biogás y metano en digestores termófilos fueron más altos que en los mesófilos. Independientemente de la TRH.	Kon Kim <i>et al.</i> , 2006)
Estiércol + Residuos de alimentos (68:32) y (52:48)	35°C (TRH: de 30 días)	El mayor rendimiento de metano para la mezcla 52:48 (311L / kg SV).	El-Mashad y Zhang, (2010)

2.4.3. Grado de alcalinidad y pH

La biodigestión está influenciada por el pH del medio, ya que éste afecta la velocidad de reacción y define el tipo de microorganismos que se pueden desarrollar, los cuales presentan, a su vez, una evolución de manera diferente dependiendo del pH (Fernández, 2010). El rango de pH óptimo para la formación de metano está entre 6.8 y 7.5 (cercano a la neutralidad) (Dias da Silva, 2002; Parra, 2015). Por lo general, los microorganismos metanógenos son muy sensibles a pH extremos (Ampudia, 2011).

Tabla 2-9. Valores de pH en la operación de la digestión de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda. Fuente: Elaboración propia.

Estudio	pH	Temperatura (°C)	Referencias
Efecto del pH y el tamaño de partícula en la Digestión anaerobia de residuos de celulosa	5.0 - 7.0	28	Hu <i>et al.</i> ,(2011)
Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal.	5.5 – 8.0	30	Parra <i>et al.</i> , (2014)
Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal	7.0	23.6	Parra-Orobio <i>et al.</i> , (2015)
Producción de biogás en la codigestión del estiércol de Ganado+ residuos de alimentos	ND	35	Hamed <i>et al.</i> , (2010)
Efecto del buffer y el tipo de residuo en la DA termofílica	4.8-9.0	55	(Abdulkarim y Abudulahi, (2010)

2.4.4. Contenido de agua

La digestión anaerobia se puede realizar en sistemas secos si el contenido de sólidos totales en el sustrato está entre 20 y 40% y sistemas húmedos si este porcentaje es inferior al 15%. En numerosos estudios se ha encontrado que la producción de biogás se da en la misma proporción en ambos tipos de sistemas, pero la mayor dificultad radica en el transporte de la biomasa en los sistemas secos, lo que se ve reflejado en equipos robustos y costosos. En los digestores de sistemas húmedos el rendimiento biológico se ve afectado por sustancias inhibidoras como ácidos grasos volátiles y amoníaco (Blanco, 2011; Parra, 2014).

2.4.5. Relación Carbono: Nitrógeno

La cantidad y la calidad del biogás producido a partir de material orgánico serán una función de la composición y la naturaleza del residuo empleado. El carbono es la fuente de energía y la formación de nuevas células se hace a partir del nitrógeno. Los metanógenos consumen carbono en una proporción treinta veces mayor que el nitrógeno, por lo que la relación óptima C/N para producir metano y degradar materia orgánica va desde 20:1 hasta 30:1 (Rivas *et al.*, 2010; Khalid *et al.*, 2011; Cortez *et al.*, 2015). Una cantidad de carbono mayor hace que la descomposición sea lenta, ya que el crecimiento y desarrollo bacteriano es bajo y el tiempo para producir biogás es mayor. Por el contrario, una cantidad mayor de nitrógeno inhibe la actividad bacteriana, principalmente la metanogénica, por la formación excesiva de amonio (Soria, 2001; Angelidaki y Ellegaard, 2003; Parra, 2014). Cuando el material a degradar no contiene relaciones óptimas de C/N, se deben hacer mezclas de material buscando alcanzarla (Khalid *et al.*, 2011). En la Tabla 2-10 se presenta un resumen de algunos estudios en los cuales se consideró la relación C/N.

Tabla 2-10. Relación C/N en la operación de la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda. Fuente: Elaboración propia

Sustrato	C/N	Porcentaje de metano (%)	Referencias
Residuos de alimentos	14.8	73	Zhang <i>et al.</i> , (2007)
Biorresiduos y estiércol de cerdo	17.2 - 47	71.6	Ye <i>et al.</i> , (2013)
Residuos de alimentos + Estiércol vacuno+ Lodo	16 - 18	67.6	Marañón <i>et al.</i> , (2012)
Residuos de alimentos + Estiércol	ND	62	El- Mashad <i>et al.</i> , (2010)
Frutas y residuos vegetales	22 - 25	ND	Bouallagui <i>et al.</i> , (2005)

2.4.6. Relación Sustrato: inóculo (S/I)

En la conversión biológica de materiales presentes en la materia orgánica se pueden utilizar diferentes tipos de inóculos tales como el estiércol de vaca y cerdo, lodo anaerobio de

plantas de tratamientos residuales (Lodo PTAR y lodos anaerobios) de la industria de palmeras y mezclas entre éstos (Herrera y Niño, 2012).

Raposo *et al.*, (2006) sugieren usar inóculos anaerobios activos que presenten cierta facilidad para degradar algunos compuestos como lignina y celulosa presentes en los residuos. La selección del inóculo juega un papel crucial a la hora de disminuir el tiempo de estabilización del proceso de digestión (Angelidaki *et al.*, 2003). Para ello se debe garantizar un inóculo fresco que posea una composición microbiana tal, que asegure el consumo de la materia orgánica y la posterior conversión a biogás (Blanco, 2011).

Se debe evaluar la cantidad de sustrato y de inóculo a agregar en cada reactor con el fin de no presentar saturación por exceso de sustrato; esta relación se mide en relación de gramos de sólidos volátiles en el sustrato/gSV del sustrato mediante la siguiente ecuación:

$$S/I = \frac{g \text{ SV en el sustrato}}{g \text{ SV en el inóculo}} \quad \text{Ecuación [3]}$$

Y en algunos casos

$$S/I = \frac{g \text{ DQO en el sustrato}}{g \text{ SV en el inóculo}} \quad \text{Ecuación [4]}$$

Algunos estudios recomiendan utilizar bajas S/I, es decir altas concentraciones de inóculo que tengan bajas concentraciones de sustrato ya que una cantidad baja de inóculo conlleva a sobrecargas en el digestor, generando una acidificación del medio que afecta negativamente a los microorganismos metanogénicos (Aquino *et al.*, 2007; Manni He *et al.*, 2012).

Por otro lado, Angelidaki y Sanders., (2004), afirman que una baja cantidad de inóculo no estabilizado, puede contribuir a la formación de biogás distorsionando los resultados, si ésta es relativamente alta comparada con la producción de biogás generada por el sustrato de interés.

El objetivo de algunas investigaciones ha sido buscar una relación S/I óptima, sin llegar a un consenso sobre la influencia de esta relación en la producción del biogás obtenido. En lo que todas concuerdan es que el criterio para establecer dicho valor gira en torno a la complejidad de biodegradación del sustrato. Por ejemplo, la lignina, la celulosa y la

hemicelulosa son moléculas de difícil degradación bacteriana, la fuente de un inóculo adecuado afectará positivamente la digestión de estas moléculas aumentando la velocidad de degradación, mejorando la producción de biogás y haciendo más estable el proceso (Quintero *et al.*, 2012). En las Tablas 2-11 y 2-12 se presenta un resumen de algunos estudios en los cuales se consideró la relación S/I en el porcentaje y volumen de metano.

Tabla 2-11. Relación sustrato: inóculo (S/I) y porcentaje de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda. Fuente: Elaboración propia.

<p align="center">Relación S/I <i>$\frac{g\ SV\ sustrato}{g\ SV\ in\acute{o}culo}$</i></p>	<p align="center">Porcentaje de metano (%) en el biogás obtenido</p>	<p align="center">Referencias</p>
<p>Mezclas de residuos de alimentos + biomasa vegetal (0, 10 y 20% de residuos de alimentos) con lodo digerido de una planta alimentada con residuos de alimentos, grasas, aceites y lodos de depuradora. Relación S/I (1.0, 2.0 y 3.0)</p>	<p>Alimentos - Biomasa vegetal (20:80): 67%(S/I: 1) Alimentos - Biomasa vegetal (10:90): 65% (S/I: 2)</p>	<p>Li, Yerbo y Dan Brown, (2012)</p>
<p>Mezcla de residuos de alimentos y biomasa vegetal (50:50) con lodo anaeróbico. Relación S/I (1.6, 3.1, 4.0 y 5.0)</p>	<p>Alimentos: 67.6% (S/I: 3.0) Biomasa vegetal: 56% (S/I: 1.6) Mezcla: 60 (S/I: 5.0)</p>	<p>Guangquin Lui <i>et al.</i>, (2009).</p>
<p>Residuos de maíz con efluentes provenientes de digestores anaeróbicos alimentados con lodos de aguas residuales municipales, residuos de alimentos y productos lácteos. Relación S/I (2.0, 4.0 y 6.0)</p>	<p align="center">55 – 65% (S/I: 2)</p>	<p>Fuqing <i>et al.</i>, (2013)</p>
<p>Bioresiduos de origen municipal (BOM) con lodo de biodigestor anaerobio de planta de tratamiento de aguas residuales domésticas. Relación S/I (0.25 - 9)</p>	<p align="center">99.99% (S/I: 0.25)</p>	<p>Parra-Orobio <i>et al.</i>, (2015)</p>

Tabla 2-12. Relación sustrato: inóculo (S/I) y volumen de metano en la digestión anaerobia de residuos de alimentos, estiércol y/o residuos de poda. Fuente: Elaboración propia

<p align="center">Relación S/I <i>$\frac{g\ SV\ sustrato}{g\ SV\ in\acute{o}culo}$</i></p>	<p align="center">Volumen de metano</p>	<p align="center">Referencias</p>
--	--	--

Residuos de maíz con lodos de aguas residuales. Relación S/I (3.0; 2.0; 1.5 y 1.0)	233 ml CH ₄ /gSV (S/I: 1.0)	Raposo <i>et al.</i> , (2006)
Residuos de alimentos con lodos primarios provenientes de planta de tratamiento de aguas. Relación S/I (0.5, 1.0, 2.0 y 4.0)	551 ml CH ₄ /gSV (S/I: 4.0)	Ensayed <i>et al.</i> , (2012)
Residuos de cocina y rastrojo de maíz con estiércol de pollo. Relación S/I (0.5, 1.5 y 3.0)	685 ml CH ₄ /gSV (S/I: 1.5).	Li <i>et al.</i> , (2012)

2.5. Productos de la digestión anaerobia

2.5.1. Biogás

En la descomposición del material orgánico en ausencia de oxígeno se obtiene como resultado una fase gaseosa denominada biogás (Abdullah *et al.*, 2012; Bedoya *et al.*, 2012). El biogás puede sustituir combustibles fósiles que contaminan el medio ambiente y contribuir con el mejoramiento de la calidad de vida. Algunas de las ventajas que presenta sobre los combustibles fósiles convencionales son: reducción de emisiones de gases, depuración ambiental y ecológica (Chiung-Lung *et al.*, 2009; Prakash, 2013; Gonzales-Salazar *et al.*, 2014). La composición del biogás depende del tipo de material orgánico utilizado. En la Figura 2-4 muestra una composición química promedio del biogás. (González-Sánchez *et al.*, 2015)

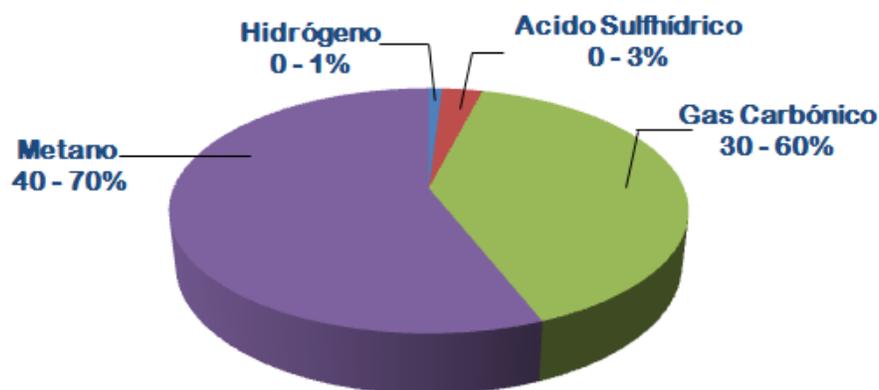


Figura 2-4. Composición típica del biogás (Márquez, 2012).

2.5.2. Biofertilizante

La digestión anaerobia además de generar gas combustible, produce un residuo orgánico de excelentes propiedades fertilizantes, rico en elementos minerales, especialmente nitrógeno, el cual se puede aplicar directamente en los suelos y cultivos, elevando la calidad de los mismos (Abdullah *et al.*, 2012; Bedoya *et al.*, 2012). Este tiene en promedio de materia orgánica de 8.5%, de nitrógeno 2.6%, de fósforo 1.5%, de potasio 1.0% y un pH de 7.5. (Soria *et al.*, 2001).

Las características del biofertilizante dependen del tipo de materia prima utilizada, puede presentarse de dos formas:

- **Biofertilizante en forma líquida:** Es obtenido en digestores continuos, con un contenido de sólidos totales bajo (inferior al 12%) y una alta tasa de carga.
- **Biofertilizante en forma sólida:** Es obtenido en digestores tipo *batch* o semicontinuos tiene buen poder fertilizante, pueden ser secados y comercializados.

Independiente del proceso utilizado todos los productos orgánicos obtenidos, son buenos acondicionadores de las propiedades físicas de los suelos, mejorando la estructura, reduciendo problemas de compactación y susceptibilidad a la erosión, incrementan la capacidad de retención de agua y el intercambio gaseoso. (Varnero, 2011).

2.6. Purificación del Biogás

El biogás obtenido de los residuos por degradación anaerobia representa un yacimiento de energía en forma de metano (CH_4). La valoración energética se presenta como una alternativa adicional para reducir la dependencia energética y el efecto invernadero causado por la utilización de los combustibles fósiles (De Avila, 2005).

La valoración del biogás se puede realizar de dos maneras: En forma térmica la cual es considerada rentable y simple, y en la forma eléctrica, donde se requiere un mantenimiento continuo y profesional, además se necesitan motores-generadores de gran tamaño, de concepción diesel que son utilizados generalmente para aplicaciones industriales (Schmidt, 1999). También puede ser aprovechado en calderas, turbinas, generando electricidad, calor o puede ser utilizado como biocombustible, puede ser inyectado en la red de gas después de ser depurado. Dependiendo del uso final que tenga el biogás, es

necesario eliminar impurezas tales como ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), agua y partículas sólidas.

Existen dos razones principales para realizar la purificación del biogás:

- Aumentar el poder calorífico.
- Cumplir con los requerimientos de algunas aplicaciones tales como: calderas, celdas de combustible, vehículos entre otros.

El tratamiento completo implica eliminar CO_2 , vapor de agua y trazas de otros gases mientras que el reformado es la conversión de metano en hidrogeno. (Varnero, 2011). La remoción del CO_2 incrementa el poder calorífico y genera un gas de calidad similar a la del gas natural. El cual puede realizarse mediante procesos de absorción o adsorción.

También, el CO_2 se puede eliminar utilizando un lavado a presión contracorriente con agua en el cual debe haber condiciones de alta presión, baja temperatura y pH alcalino. Además, se puede utilizar soluciones de hidróxido de calcio $Ca(OH)_2$ que permiten remover completamente el CO_2 y H_2S . Estos gases son solubles en algunos solventes orgánicos tales como polietilenglicol, que no disuelven el metano. Estos solventes orgánicos pueden ser usados para lavar estos gases y pueden remover el CO_2 del biogás hasta valores por debajo de 0.5% pero son muchos más costosos que los sistemas de lavado con agua. (Varnero, 2011).

Además, se pueden utilizar filtros con sustancias como cal viva o apagada, limadura de hierro o ciertos tipos de tierras conocidas como hematites, parda o limonita para eliminar o disminuir el porcentaje del ácido sulfhídrico en el biogás. Esta limpieza es necesaria ya que el ácido sulfhídrico (H_2S) al reaccionar con el vapor de agua se convierte en ácido sulfúrico, el cual es supremamente corrosivo y causa daños en tuberías y accesorios. La humedad se elimina haciendo pasar el biogás por unas trampas de cloruro de calcio o sílica gel (Zapata, 2007).

El proceso de deshumidificación del agua presente en el biogás se realiza por condensación en el cual el gas pasa a través de unos tubos refrigerantes que condensan el agua. Existen otros métodos de deshumidificación como es el filtrado del gas, el enfriamiento con agua a una temperatura de $4^\circ C$, en el cual el biogás se hace pasar través de un biofiltro relleno

plástico. Sobre él se adhieren las bacterias desulfurizantes y también se elimina NH_3 , cabe resaltar que estos son menos habituales (Ministerio del medio ambiente, 2010).

Cuando el biogás es utilizado en celdas de combustibles, el método de purificación más común es la tecnología de adsorción con carbón activado, el cual se considera como uno de los adsorbentes más versátiles, con alta eficiencia en la remoción y de bajo costo. También hay otros adsorbentes tales como sílica, aluminio, zeolitas, y óxidos metálicos que son utilizados a temperatura ambiente en la desulfuración del biogás (Hernández *et al.*, 2011).

Según Harasimowicz *et al.*, (2007) el enriquecimiento del metano, de concentraciones de 55 - 85% hasta 91 - 94.4%, es posible por medio de la técnica de absorción, utilizando un módulo capilar con membranas de poliamida, el material de la membrana es resistente a las pequeñas concentraciones de gases y asegura la reducción del ácido sulfhídrico y la concentración del vapor de agua (Harasimowicz *et al.*, 2007).

2.7. Valoración o Aprovechamiento energético del biogás

El biogás tiene propiedades físicas y químicas similares a las del gas natural, aunque con un contenido menor de metano (Suneerat *et al.*, 2008). La composición del biogás es variable, pero puede llegar a tener alto contenido energético 20 – 25 MJ/m^3 comparado con 33 – 38 MJ/m^3 para el gas natural (Zapata, 2007); además es utilizado como combustible cuando se encuentra en concentraciones mayores al 50% de metano y puede ser usado en cualquier clase de equipo para gas natural, con ciertas modificaciones para intercambiabilidad de gases. El biogás puede ser aprovechado en forma eléctrica o térmica, La Figura 2-5 resume las posibles aplicaciones.

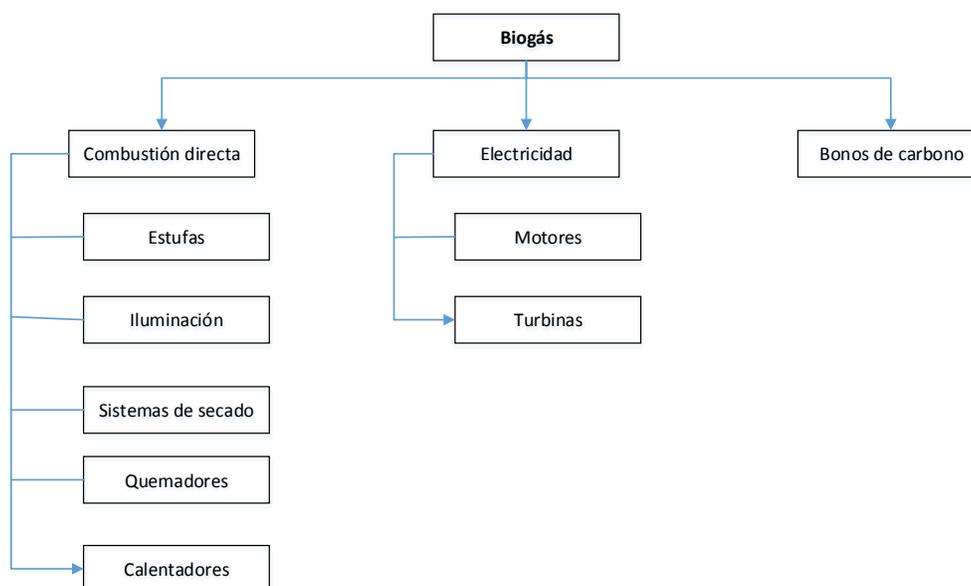


Figura 2-5 Posibles aplicaciones del biogás (Vallejo P, 2008; Mauney, 2008).

2.7.1. Aprovechamiento del biogás en la combustión directa

Entre los principales usos en la combustión directa encontramos:

- **Estufas**

Las estufas con biogás son consideradas como la mejor opción para zonas rurales remotas. Éstas han sido ampliamente utilizadas, son de hierro fundido y presentan eficiencias de combustión hasta 60%. La combustión del gas es casi completa, por lo que minimiza los malos olores. Pueden tener uno, dos o múltiples quemadores y la más utilizada es la de dos fogones que requieren quemadores de dos llamas, cada uno consume entre 0.25 y 1.25 m³/h de biogás (Narváez, 2007; Silva, 2002). Cuando el biogás se quema en estufas y el surtidor de aire está bien ajustado, se obtiene una llama azul clara que no produce humo (Narváez, 2007; Prakash, 2013). Reportándose eficiencias para estufas entre 20 y 56%, aunque estos porcentajes pueden variar de acuerdo a las condiciones de operación y diseño de las estufas (Bond y Templeton, 2011; Itodo *et al.*, (2009).

- **Calentadores**

Un calentador es un aparato usado en la agroindustria para el levante de crías de cachorros. Está compuesto por una cerámica que se calienta entre 600 y 800°C utilizando biogás como combustible. La capacidad térmica de los calentadores pequeños va de 1.5 a 10 kW; la baja presión de suministro y el bajo contenido calorífico del biogás, hace que los calentadores

comerciales sean adaptados para trabajar con este gas; además, su contenido de ácido sulfhídrico acarrea problemas de corrosión a los calentadores infrarrojos (Ingeniería Alemana S.A., 2009). Con solo aumentar el paso del gas a los quemadores, un horno o un calentador se pueden adaptar para biogás (Balcázar, 2009; Narváez, 2007).

Refrigeradores

Un refrigerador doméstico no requiere de dispositivos de almacenaje de biogás ya que tienen un consumo parejo a lo largo del día. La variación diaria de la composición y la presión del biogás, pueden afectar el funcionamiento de un refrigerador, por eso se requieren boquillas de inyección especiales y resistentes a la incandescencia. Con cada arranque se corre el riesgo de que la llama se apague, razón por la cual, la alimentación del biogás debe ser interrumpida automáticamente (Balcázar, 2009; Silva, 2002). Algunas fincas lecheras, por ejemplo, están utilizando para la refrigeración de la leche cantidades considerables de energía, aproximadamente 15-30%, los refrigeradores a biogás pueden ser una opción más rentable (UPME, 2003; Narváez, 2007).

- **Iluminación**

Las lámparas a biogás sería una opción para la iluminación en los lugares que no están conectadas a la red eléctrica, pero éstas poseen un bajo rendimiento y es la razón por la que se calientan en exceso, requieren entonces ser instaladas en sitios con ventilación adecuada para disipar el calor (Balcázar, 2009; Narváez, 2007; Silva, 2002). La calibración óptima de llama es fundamental para un buen funcionamiento en este tipo de lámparas, pero arden mejor a una presión del gas alta y consumen aproximadamente 1.1 m³/h. Para la operación de una lámpara de gas se requiere una mezcla controlada de aire-gas, según sean las exigencias de uso, doméstico o industria (Narváez, 2007).

- **Combustible vehicular**

El biogás se utiliza como combustible de coches y vehículos pesados (Mohseni, *et al.*, 2012), pero tiene como inconvenientes la necesidad de almacenar el biogás en contenedores cilíndricos de alta presión (200-300 bar) y purificación antes de su almacenaje. La instalación del sistema en el vehículo es costosa y el peso de los cilindros disminuye la capacidad de carga (Buhigas, 2010). Sin embargo, en Suecia más del 50% del gas vehicular, es biogás y, en Alemania y Australia es de 20%. En Estados Unidos el uso es a escala menor (Rodríguez, 2014).

2.7.1. Aprovechamiento del biogás en la combustión indirecta

- **Motores de combustión interna**

Los motores de combustión interna deben ser modificados para que puedan trabajar con biogás, ya que es una mezcla similar al gas natural. Éste gas es poco lubricante, poco detonante, muy corrosivo y puede dar origen a problemas de contaminación atmosférica. Para suministrar la mezcla aire-gas y manteniendo su sistema de inyección convencional, los motores a gasolina (MEP) y diésel (MEC), deben ser dotados de un mezclador de gases con un sistema de control. La conexión directa del tubo de suministro de biogás al tubo de admisión de aire al motor, después del filtro, permite a los motores diésel tener una operación satisfactoria con combustible dual (Balcázar, 2009; Zapata, 2007) y en los motores a gasolina el biogás debe ser succionado junto con el aire de combustión hacia el cilindro. El encendido lento es una desventaja (Narváez, 2007).

La presencia CO_2 en el biogás afecta la auto ignición del metano y el contenido variable de éste último en el biogás, exige que en el sistema de carburación la relación aire-gas deba ajustarse en forma continua, esto podría ser mediante el uso de una sonda que detecte el exceso de aire o implementar antes del carburador un sistema adecuado de control. (Nathan *et al*, 2010).

En el caso de motores duales biogás/diésel y comparando con motores diésel convencionales se ha encontrado que mejora la eficiencia energética, pero se requiere un cuidadoso control en las condiciones de carga de entrada para evitar una llama excesiva, aumentar la eficiencia en la combustión y reducir emisiones de CO e hidrocarburos (Bedoya *et al.*, 2012; Tippayawong *et al.*, 2007).

La baja ignición del biogás es lo que no permite reemplazar el ACPM en su totalidad (sólo hasta un 80%) en los motores diésel, ya que ellos carecen de bujía para la combustión. Para mejorar la detonación de la mezcla aire-gas en motores diésel, se debe contar con una cámara de pre combustión y alimentar el biogás a alta presión para así, enriquecer la mezcla. Por su gran resistencia, en el medio agrícola se prefiere el motor diésel al de gasolina, aunque el biogás puede sustituir la totalidad de la misma (Zapata, 2007).

- **Turbinas: gas, vapor y ciclo combinado**

El uso de turbinas de vapor para producir calor a partir biogás presenta una mayor eficiencia que la combustión interna en motores (Serrano, 2006). Este sistema es más tolerante en cuanto a impurezas y composición del biogás, ya que son más resistentes a la corrosión y

producen bajas emisiones de NO_x; los requerimientos de mantenimiento son moderados y los costos de operación, bajos (Vallejo, 2008). Las microturbinas son pequeñas, presentan bajas emisiones, bajos costos de mantenimiento y no requieren pre tratamiento del gas (Mauney, 2008, Baltierra *et al.*, 2012).

- **Celdas de Combustible**

El biogás también es usado para generación eléctrica utilizando una celda de combustible. Al biogás utilizado debe hacerse una limpieza previa que depende de los requerimientos de la celda de combustible utilizada y la composición del biogás, ya que este debe estar libre de azufre y de halógenos contaminantes. La celda de combustible más utilizada para la generación eléctrica es de 200 kW modelo PC25 la cual es capaz de operar continuamente a una tasa eléctrica de 200 kW/235 kVA (Espinel y Giraldo, 2005).

La Tabla 2-13 resume los principales equipos que utilizan biogás, su consumo medio y su eficiencia.

Tabla 2-13 Usos del biogás empleando diferentes equipos, consumo de biogás y rendimientos relacionados (Buhigas, 2010)

Artefacto	Consumo	Rendimiento (%)
Lámpara de matilla (60W)	300 – 600 L/h	50 – 60
Heladera de 100 L	30 – 75 L/h	20 – 30
Infrarrojo de 200 W	30 L/h	95 - 99
Cogenerador	0.5 m ³ /kWh	Hasta 90
Motor a gas	0.5 m ³ /kWh	25 - 30

- **Quemadores**

En la combustión directa del biogás se requiere de quemadores eficientes. Un quemador permite realizar la combustión de manera controlada y regulada entre el combustible y el comburente de tal manera que se pueda obtener una combustión adecuada. (Marín, 2008).

El óptimo funcionamiento de un quemador se logra cuando se constituyen criterios precisos para su diseño y se opera con un adecuado ajuste de la relación aire–combustible en el momento de la combustión. El diseño del quemador y el ajuste de la combustión, pueden verse afectados por las condiciones atmosféricas del lugar como la presión, la temperatura

y la higrometría (Rendón, 2008). Los diseños utilizados deben maximizar la inflamación y la conversión del metano, minimizando la liberación de los productos de la oxidación incompleta. Los quemadores convencionales más utilizados son metálicos y cerámicos. Balcázar, 2009; Díaz *et al.*, 2001, reportan cuatro tipos de quemadores para la combustión del biogás:

- **Quemador con llama de difusión:** El aire y el gas son suministrados separadamente a la zona de combustión. La mezcla de combustible – oxidante y la combustión son simultáneas. Los hay de dos tipos: Atmosférico, si el aire entra en forma natural al quemador. Forzado: si el aire es asistido con ventilador.
- **Quemador sin llama de difusión:** el gas combustible y el aire son inyectados a altas velocidades, se generan corrientes de recirculación de los gases de combustión de moderada a alta intensidad, lo que permite alcanzar temperaturas mayores a la temperatura de auto ignición del combustible y la reacción ocurre en todo el espacio de la cámara de combustión (Amell *et al.*, 2010).
- **Quemador de premezcla:** se caracteriza porque el gas combustible y el aire primario son previamente mezclados antes de llegar a la zona de combustión. Pueden ser de aire inductor, cuando es el aire quien arrastra al gas; y de gas inductor cuando es el gas, debido a su energía cinética, quien arrastra el aire atmosférico. Son denominados atmosféricos debido a que el aire es arrastrado desde la atmósfera por el gas y porque la combustión sucede a presión atmosférica (Díaz *et al.*, 2008). Algunas ventajas son: Se alcanzan mayores temperaturas de llama que con llamas de difusión, No presenta formación de depósitos de carbono sobre las paredes cercanas a la llama, Se reducen las dimensiones de la cámara de combustión, Llamas sin puntas amarillas y sin producción de hollín, Máxima eficiencia, Emisiones de NOx dentro del rango establecido por las normas (Díaz, 2008). En Colombia, específicamente en la Universidad de Antioquia, se realizó un estudio experimental sobre la estabilidad de llama de biogás en un sistema de premezcla. Se encontró que la presencia de CO₂ tiene un efecto negativo en la estabilidad de llama ya que disminuye significativamente la velocidad de deflagración laminar disminuyendo así el rango de estabilidad del quemador (Díaz, 2008).

Este tipo de tecnologías generalmente operan con aire a temperatura ambiente, donde normalmente se presentan problemas de estabilidad de llama y combustión incompleta,

para evitar estos inconvenientes se han desarrollado nuevas tecnologías de combustión en medios porosos.

Quemador poroso: La combustión en un quemador poroso produce una mayor estabilidad, ya que el precalentamiento de los reactivos debido a la recirculación del calor produce una combustión con exceso de entalpía, este incremento de entalpía permite alcanzar temperaturas mayores a la de la llama adiabática en condiciones normales (Copete, 2008), lográndose una distribución uniforme de la temperatura en el quemador, alta estabilidad de llama, una intensa recuperación de calor interno y la velocidad es 30 veces mayor que la de llama libre (Al-hamamre *et al.*, 2006), contribuyendo de esta manera al ahorro de energía (Keshkar *et al.*, 2009).

Un quemador poroso lo componen una placa base y una estructura porosa. La placa puede ser de cerámica, alúmina, carburo de silicio u oxido de zirconio; la alúmina es la más empleada por su economía, pero tiene poca resistencia al choque térmico; el carburo de silicio tiene alta conductividad térmica y buena resistencia al choque térmico, se puede encontrar como lecho poroso o como estructura de lámina; la cerámica se caracteriza por tener alta temperatura de uso, estabilidad química y resistencia a la erosión y al desgaste (Susie, 2008). La estructura porosa puede presentar diferentes formas, espumas, mezcladores, etc. Los materiales más utilizados son dióxido de zirconio, ZrO_2 , carburo de silicio, SiC , y alúmina, Al_2O_3 , ver Figura 2.7 (Tierney, 2009).

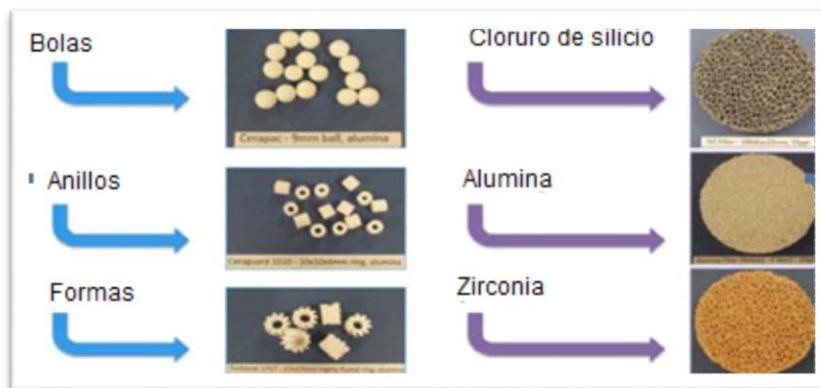


Figura 2-6 Estructuras porosas de ZrO_2 , Al_2O_3 y SiC . Adaptado (Tierney, 2009).

La combustión en medios porosos, utilizando gas natural como combustible, se ha convertido en un tema de mucho interés ya que presenta ventajas sobre la combustión en quemadores convencionales, tales como poseer un rango de potencia más grande, límites

de inflamabilidad mayores (Abdul *et al.*, 2008), la velocidad de combustión de estos quemadores es mucho mayor que en los quemadores de premezcla, mejora la eficiencia de la combustión, permite quemar mezclas de combustibles que no son flamables (Susie, 2008) y produce menos emisiones de gases de combustión comparada con la combustión de llama libre (Akbari *et al.*, 2009); además, son sistemas pequeños, compactos y pueden ser utilizados en calentadores de agua o aire para uso industrial, aplicaciones domésticas y generadores de vapor (Bacaksiz, 2002).

En este capítulo se realizó una descripción detallada de la digestión anaerobia, tipos de biomasa utilizada y factores que la afectan, además de las tecnologías disponibles. También, se habla de unos de los productos obtenidos en este proceso como es el biogás, su purificación, posibles aplicaciones y usos.

En el siguiente capítulo se hace una descripción detallada de los métodos, materiales, insumos y equipos utilizados en la metodología, además de la tabulación y análisis de los datos obtenidos.

3. Capítulo 3: Metodología

En este capítulo se explican los procesos, métodos, materiales, insumos y equipos, además de los métodos para la tabulación y análisis de los datos.

3.1. Diseño Experimental

El diseño experimental consistió en instalar los sistemas utilizados para la determinación de la digestión anaeróbica de una mezcla homogenizada de residuos de alimentos y biomasa vegetal, utilizando como inóculo estiércol de ganado obtenido en la central ganadera de Antioquia. El diseño experimental se realizó en tres etapas:

3.1.1. Primera etapa: Evaluación de la relación Residuos de alimentos: biomasa vegetal.

Se usaron 5 razones de carga orgánica, referidos al porcentaje de residuos de alimentos (A) y biomasa vegetal (V) presente en la codigestión anaerobia utilizando la relación residuos de alimentos/biomasa vegetal. Las relaciones establecidas fueron: $X_{30A:70V}$, $X_{50A:50V}$, $X_{70A:30V}$, $X_{100A:0V}$, $X_{0A:100V}$ y un control C (100% Inóculo) para cada proporción, dando lugar a 10 tratamientos diferentes realizados por triplicado para un total de 30 experimentos (Tabla 3-1); utilizando como inóculo estiércol de ganado y luego lodo de depuradora siguiendo metodologías de medición y montajes experimentales utilizados por Dan *et al*, 2013; Arango (2011) y Cendales (2011). Se evaluaron los parámetros de control del proceso los cuales se realizaron a una temperatura de 35°C durante un período de 30 días. El método consiste en la medición de biogás y porcentaje de metano El ensayo se considera válido si se obtiene un porcentaje de degradación mayor al 60% a un pH en el rango de 7+/- 1 Cendales (2011). En la Tabla 3-1 se resumen las relaciones de sustratos utilizados en la fase experimental.

Tabla 3-1. Diferentes relaciones Residuos de alimentos: Biomasa vegetal utilizados en la fase experimental. Fuente: Elaboración propia

T = Residuos de alimentos: Biomasa vegetal	
30% Residuos de alimentos. 70% Biomasa vegetal	T1 30A:70V
50% Residuos de alimentos. 50% Biomasa vegetal	T2 50A:50A
70% Residuos de alimentos. 30% Biomasa vegetal	T3 70A:30A
100% Residuos de alimentos. 0% Biomasa vegetal	T4 100A:0V.
100% Residuos de alimentos. 0% Biomasa vegetal	T5 0A:100V
Número de experimentos: 30	
T= 35°C	

3.1.2. Segunda etapa: Evaluación de la relación sustrato: inóculo(S/I)

Se evaluó el efecto de la relación sustrato/inóculo (S/I) en la producción del biogás, obtenido usando lodo de depuradora como inóculo utilizando la mejor relación residuos de alimentos/biomasa vegetal en donde se obtuvo el mayor porcentaje de metano en la etapa anterior. En el diseño experimental se realizó un barrido en las proporciones S/I (1, 2, 3 y 4) con un control C: 100% Inóculo. Dando lugar a 8 tratamientos diferentes por triplicado, para un total de 24 experimentos a una temperatura constante (35°C), durante un período de 30 días. En la Tabla 3-2 se resumen las diferentes relaciones sustratos: inóculos utilizadas en la fase experimental.

Tabla 3-2. Diferentes relaciones sustrato: inóculo utilizadas en la fase experimental

SIR 1	SIR2	SIR3	SIR4
Relación S/I =1	Relación S/I =2	Relación S/I =3	Relación S/I =4
T (35°C)			
Números de experimentos: 24			
T= 35°C			

3.1.3. Tercera etapa: Valoración energética del biogás

El biogás producido por la degradación anaerobia de la materia orgánica representa una acumulación de energía en forma de metano (CH_4), la cual puede ser valorada de dos maneras: Como energía térmica y eléctrica.

3.1.3.1. Valoración del biogás para la producción de energía térmica

Con el porcentaje promedio de metano obtenido en el reactor piloto (60% de CH_4), se simuló un biogás, obtenido en AGAFANOR (60% CH_4 y 40% CO_2) ya que el volumen obtenido en el reactor diseñado no fue suficiente para realizar los ensayos de valoración.

La valoración térmica se realizó en un quemador poroso (4 kW) utilizando la prueba de la evaporación del agua (Jiménez, 2016). La prueba se realizó según la norma JIS (*Japanese Industrial Standards*), método cf. JIS S 2103 (Pantoja, 2013). Se realizó en el Laboratorio de Ciencias Térmicas del grupo de investigación MATyER del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM).

El principal parámetro de medición es la eficiencia del quemador. La eficiencia es el cociente de la suma de las cantidades de calor absorbido por el agua y la cantidad de calor consumido en el quemador. En este método no se utiliza precalentamiento, por lo tanto, tiende a ser un 5% menor que si se precalentara el agua; además, el calor absorbido por el recipiente no fue incluido (Pantoja, 2013; Jiménez, 2016).

El procedimiento realizado en la prueba de evaporación de agua es una prueba estandarizada, reproducible, cuyo principal fin es evaluar la capacidad de evaporar el agua. Una de las principales variables para el análisis de la combustión es conocer el poder calorífico inferior (PCI) el cual fue calculado de manera teórica a partir del porcentaje de metano obtenido en el biogás. Otras de las variables a ser medidas son: tiempo, masa del agua, flujo de combustible, la temperatura inicial y final del proceso (Jiménez, 2016).

Se realizaron 3 ensayos exploratorios, con esta información se estimó la desviación estándar. Esta estimación permite definir el número de ejecuciones experimentales del diseño experimental. Los resultados obtenidos se analizaron estadísticamente mediante una prueba de hipótesis sobre la media de una distribución normal con varianza desconocida. Este método se basó en una prueba de hipótesis acerca de las diferencias entre las medias de dos grupos de tratamientos $d = m_1 - m_2$, con una varianza de error

conocida s_2 , utilizando la prueba estadística de distribución normal. De esta manera, se determina el número de réplicas necesarias para probar la diferencia entre dos medias muestrales con errores especificados tipo 1 y tipo 2. Se eligió un modelo de comparación simple con un número de réplicas de 3.

La eficiencia térmica se calculó dividiendo la potencia térmica y el calor de cocción multiplicado por 100, mediante la siguiente ecuación:

$$Eficiencia\ térmica = \frac{Q_{cocción}}{Q_{térmica}} * 100 \quad \text{Ecuación [5]}$$

Donde calor de cocción ($Q_{cocción}$) se calcula utilizando la siguiente ecuación:

$$Q_{cocción} = \dot{m} * C_p\ agua * \Delta T \quad \text{Ecuación [6]}$$

Dónde:

\dot{m} = Flujo másico (masa del agua/ t) (kg/s), $C_p\ agua$ = Calor específico del agua ($\text{kJkg}^{-1} \text{K}^{-1}$)

ΔT = Diferencial de temperatura ($T_f - T_i$) ($^{\circ}\text{C}$), T_f = Temperatura de ebullición del agua ($^{\circ}\text{C}$)

T_i = Temperatura inicial del agua ($^{\circ}\text{C}$)

Luego se calcula la potencia térmica del quemador ($Q_{térmica}$), utilizando la siguiente ecuación.

$$Q_{térmica} = (\text{Flujo del biogás} * PCI_{biogás}) * densidad_{biogás} \quad \text{Ecuación [7]}$$

Dónde:

Flujo del biogás (L/s), $PCI_{biogás}$ = Poder calorífico inferior del biogás (J/g), densidad biogas (g/L).

3.1.3.2. Valoración del biogás para la producción de energía eléctrica.

La valoración del biogás para la producción de energía se realizó). Se realizó en el Laboratorio de Ciencias Térmicas del grupo de investigación MATyER del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM). Utilizando un electrogenerador, el cual utiliza un motor diésel acoplado a un generador para la producción de energía eléctrica. El motor de encendido por compresión se adaptó para funcionamiento en modo dual, modificando el ducto de admisión de aire. El biogás fue suministrado a una presión de 20 psi y succionado

hacia la cámara de combustión del motor. En la Tabla 3-3 se muestran las características del motor de ensayo.

Tabla 3-3 Características técnicas del motor de ensayo

Designación Comercial	TR 84 Yanmar
Números de cilindros	3
Aspiración	Natural
Refrigeración	Por agua
Cilindrada	1496 cm ³
Relación de Compresión	18:1 kW
Potencia nominal	14.5 – 1800 rpm

En la Tabla 3-4 se encuentran las propiedades más importantes de los combustibles utilizados.

Tabla 3-4 Propiedades de los combustibles utilizados.

Propiedad	Diesel	Biogás
Poder Calorífico Inferior (MJ/kg)	43	23.73
Relación aire/combustible estequiometria	14.32	6.05
Índice Woobe Inferior (kWh/Mm ³)	-	6.16
Número de metano	-	130

En todos los puntos de operación se buscó introducir la misma cantidad de biogás utilizada con diésel en modo dual para lograr el grado de carga y evaluar el nivel de sustitución. Se eligió un modelo de comparación simple realizándose por triplicado.

3.2. Obtención de la materia prima para las pruebas de PBM

Los residuos de alimento y la biomasa vegetal se obtuvieron del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM), sede Fraternidad. Como inóculos se emplearon estiércol bovino,

recolectado en la Central Ganadera de Antioquia y lodo proveniente de la Planta de tratamiento de Aguas residuales San Fernando.

Las muestras se recolectaron en recipientes plásticos y herméticos completamente limpios, posteriormente se transportaron en condiciones ambientales al laboratorio y allí se almacenaron en un refrigerador a 4°C para su posterior caracterización. Esta es una adaptación de las técnicas propuestas por diversos autores (Brown y Yebo, 2012, Guangquin *et al.*, 2009; El-Mashad y Zhang 2010). En las Figuras 3-1 se presentan los residuos de alimentos y biomasa vegetal, estiércol y lodo de depuradora respectivamente.

La frecuencia de recolección correspondía a los montajes de experimentos nuevos.



Figura 3-1. a). Residuos de alimentos, b) Biomasa vegetal, c) Estiércol de ganado obtenida en la Central Ganadera, d) lodo de la PTAR San Fernando.

3.2.1. Biomasa vegetal

La biomasa vegetal será recolectada el mismo día de corte siguiendo el protocolo descrito anteriormente. En el laboratorio es secada en el horno a 40°C durante 48 horas y posteriormente sometida a molienda para obtener un tamaño de partícula promedio de 0.5 mm.

3.2.2. Residuos de alimentos

Los residuos de alimentos serán sometidos a diferentes procesos para la reducción de tamaño, tales como picado y triturado empleando una licuadora convencional, hasta lograr un tamaño de partícula promedio de 0.5 mm (Brown y Yerbo, 2012).

3.2.3. Estiércol

El estiércol se sometió a incubación durante 10 días a 35°C para minimizar la producción endógena de metano (Tamayo, 2014). Al lodo proveniente de la Planta de tratamiento de Aguas residuales de San Fernando no se le realizó ningún tratamiento.

Todos los sustratos e inóculos fueron caracterizados para sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV), el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) como una adaptación de los protocolos del Standard Methods (American Public Health Association 2005).

3.3. Potencial bioquímico metanogénico (PBM): Estiércol de ganado y lodo de depuradora como inóculos

Estos ensayos fueron establecidos por Owen (1979) como un procedimiento simple y económico para el monitoreo de la biodegradabilidad anaerobia de los sustratos. A pesar de ser un sistema en batch, los resultados obtenidos pueden ofrecer una guía para el diseño, la ingeniería y el escalado de los sistemas de digestión anaerobia en operación continua y semi continua (Tamayo, 2014).

Se evaluarán cinco tratamientos y un control, definidos como:

- 30% Residuo de alimento y 70% Biomasa vegetal (T₁ 30A:70V)
- 50% Residuo de alimento y 50 Biomasa vegetal (T₂ 50A:50V)
- 70% Residuo de alimento y 30% Biomasa vegetal (T₃ 70A:30V)
- 100% Residuo de alimento y 0% Biomasa vegetal (T₄ 100A:0V)
- 0% Residuo de alimento y 100% Biomasa vegetal (T₅ 0A:100V)
- C: 100% Inoculo.

Cada tratamiento cuenta con tres réplicas.

En cada montaje se usará una relación sustrato inóculo (S/I) de 2, utilizando como inóculo estiércol de ganado y lodo de depuradora, para comparar con cuál de ellos se obtiene un mayor porcentaje de metano. En la Figura 3-2 se resumen las diferentes etapas y parámetros a evaluar.

3.3.1. Montaje y operación del ensayo de PBM

Se emplean botellas de vidrio (con una capacidad máxima de 1000 ml). En cada una se cargan 400 ml como fase líquida, dejando un volumen de cabeza de biogás de 600 ml para la expansión de los gases generados en el proceso de la digestión anaerobia.

Para el montaje de los tratamientos primero se determina el porcentaje de sólidos volátiles de los sustratos y del inóculo, empleando la metodología descrita por el *Standard Methods* (2540B, 2540E y 5220D del *Standard Methods American Public Health Association*, (2005), además, la densidad del inóculo, parámetro necesario para calcular los gramos necesarios para cada ensayo.

Las cantidades de sustrato y de inóculo que se deben a agregar en cada tratamiento son determinadas empleando las siguientes ecuaciones:

En primer lugar, se calculan los sólidos volátiles de los residuos de alimentos SV(a), de la biomasa vegetal SV(v) y del inóculo SV(i) mediante la siguiente ecuación:

$$SV(a) = \frac{\%SV(a)}{100} * Wa \quad \text{Ecuación [8]}$$

Donde %SV(a), %SV(v) y %SV(i) es el porcentaje de los sólidos volátiles de los alimentos, de la biomasa vegetal y del inóculo respectivamente. Además, Wa, Wv y Wi corresponden a la masa en gramos del alimento, biomasa vegetal e inóculo, respectivamente. Para calcular los sólidos volátiles de la biomasa vegetal se utiliza la siguiente ecuación:

$$SV(v) = \frac{\%SV(v)}{100} * Wv \quad \text{Ecuación [9]}$$

$$SV(i) = \frac{\%SV(i)}{100} * Wi \quad \text{Ecuación [10]}$$

Se define la cantidad de mezcla que es agregada a cada tratamiento, esto es establecido a criterio del investigador, en esta investigación es de 300 g, por lo tanto, la sumatoria de la masa del residuo de alimento, biomasa vegetal e inóculo debe ser igual a este valor.

$$Wa + Wv + Wi = 300 \quad \text{Ecuación [11]}$$

Expresamos a W_a en función de W_v y W_i mediante la siguiente ecuación:

$$W_a = 300 - W_v - W_i \quad \text{Ecuación [12]}$$

En cada ensayo se empleó una una relación sustrato - inóculo de 2.

$$\frac{SV(\text{sustrato})}{SV(i)} = 2 \quad \text{Ecuación [13]}$$

Los sólidos volátiles se calculan mediante la siguiente expresión:

$$\frac{SV(a)+SV(v)}{SV(i)} = 2 \quad \text{Ecuación [14]}$$

Donde SV (sustrato) es igual a los $SV(a)$, más $SV(v)$ dividido entre los $SV(i)$.

Reemplazando las ecuaciones 7,8 y 9 en 10 se tiene:

$$\frac{\frac{\%SV(a)}{100} * W_a + \frac{\%SV(v)}{100} * W_v}{SV(i)} = 2 \quad \text{Ecuación [15]}$$

Para expresar la masa de los residuos de alimentos en términos de la masa de la biomasa vegetal tenemos en cuenta la relación de la mezcla que se vaya a preparar, a modo de ejemplo, para el tratamiento $X_{30:70}$ se tiene que:

$$\frac{W_a}{W_v} = \frac{30}{70} = 0.43 \quad \text{Ecuación [16]}$$

Despejando W_a y reemplazando la ecuación 16 en la 15, se tiene:

$$W_a = 0.43 * W_v \quad \text{Ecuación [17]}$$

$$\frac{\frac{\%SV(a)}{100} * 0.43 * W_v + \frac{\%SV(v)}{100} * W_v}{SV(i)} = 2 \quad \text{Ecuación [18]}$$

Finalmente se obtiene un sistema de tres ecuaciones con tres incógnitas, retomando las ecuaciones 12, 17 y 18.

$$\frac{\frac{\%SV(a)}{100} * 0.43 * Wv + \frac{\%SV(v)}{100} * Wv}{SV(i)} = 2 \quad \text{Ecuación [18]}$$

$$Wa = 300 - Wv - Wi \quad \text{Ecuación [12]}$$

$$\frac{Wa}{Wv} = \frac{30}{70} = 0.43 \quad \text{Ecuación [17]}$$

El cual es solucionado empleado un procedimiento de iteración en Microsoft Excel®. Conociendo las cantidades a emplear de sustrato e inóculo para cada tratamiento, estos son mezclados y homogenizados mediante un mezclador de mano durante 10 minutos. (Brown y Yebo, 2012). Posteriormente se realiza la medición de pH de la mezcla para evaluar si se encuentra dentro del rango de pH óptimo para la digestión anaerobia (Silva, 2002). Si la mezcla tiene un pH por debajo del rango se neutraliza empleando bicarbonato de sodio (NaHCO₃), que además de corregir el pH, aporta alcalinidad bicarbonática. El uso del bicarbonato se determinó en resultados de investigaciones realizadas por (Abdulkarim *et al.*, 2010), donde se observó un aumento en la biodegradabilidad de la fracción orgánica de los residuos sólidos. Todos los tratamientos son caracterizados para DQO, sólidos totales, sólidos volátiles, pH y porcentaje de humedad, empleando los protocolos descritos por el *Standard Methods* (2540B, 2540E y 5220D del *Standard Methods American Public Health Association* (2005).

Finalmente las mezclas son cargadas en la botella de vidrio de 1 litro (reactor). (Brown y Yebo, 2013). Esta carga se realiza dejando un espacio de cabeza de 600 ml, al agregar la mezcla ésta generalmente ocupa un volumen de 300 ml, por lo tanto se ajusta hasta el volumen de trabajo definido empleando agua destilada. Finalmente se procede al sellado hermético de los reactores, como se ilustra en la Figura 3-2.

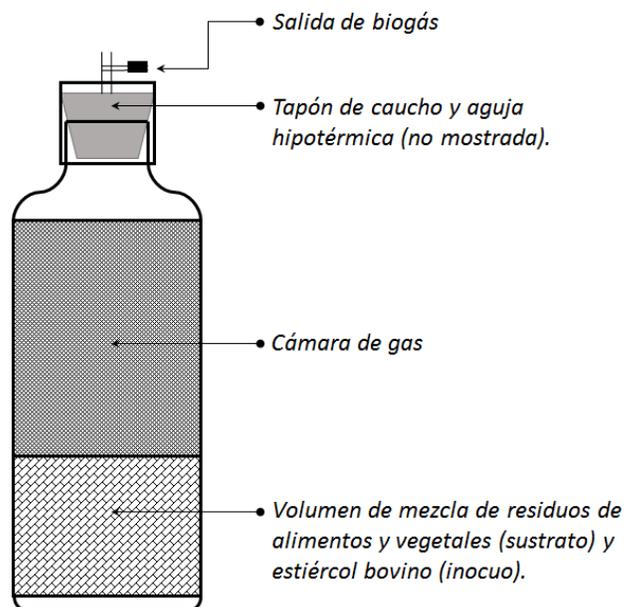


Figura 3-2 Esquema de las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica. Elaboración propia.

Para garantizar las condiciones anaerobias dentro del reactor se inyecta gas nitrógeno por 5 minutos. Los reactores son llevados a incubación en un baño termostático a una temperatura de 35 ± 1 °C. Cada reactor es agitado, de forma manual, diariamente y antes de la medición del volumen del biogás. Cada ensayo tiene una duración de 30 días.

3.3.2. Métodos para el cálculo de variables en el ensayo del PBM

El volumen de biogás producido es medido de forma indirecta, evaluando las variaciones en la presión en el espacio de cabeza de cada reactor, este se mide empleando un transductor de presión (*Pressure Transducer Model Psi-15*). El volumen de metano se determina al evaluar inicialmente el porcentaje de metano contenido en el biogás empleando un analizador de gases (marca Geotech Biogás 2000).

Con las medidas de presión es posible definir el contenido volumétrico de biogás presente en cada uno de los reactores empleando la ley de gases ideales:

- La presión obtenida en psi se transforma en atmosferas, teniendo en cuenta que una atmosfera es equivalente a 14.695 psi.

- Calcular las moles de biogás a 35°C utilizando la ley de los gases ideales, para ello se emplea el volumen del espacio de cabeza del biodigestor (V_{hs}) en litros, la temperatura del sistema (K), la presión neta obtenida en cada medición en (atmosferas), la cual es igual a la presión final menos la presión inicial y R es la constante de los gases. Estos cálculos se realizan como una adaptación de la metodología propuesta por Mohapp, (2011) y Tamayo, (2014).

- Reemplazando tenemos:

$$\text{moles}(n) \text{ a } 35^{\circ}\text{C} = \frac{\text{Presion}_{final} - \text{Presion}_{(inicial)} * V_{hs}}{R * T} \quad \text{Ecuación [19]}$$

- Calcular el volumen de biogás a condiciones estándar (S.C) temperatura de 0°C y una presión de 1 barr, empleando las moles obtenidas en la ecuación 13 mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Volumen de biogas}(S.C) = \frac{n * R * T}{P} \quad \text{Ecuación [20]}$$

- Cuando los controles reportaron presión o metano, los valores de volumen de biogás fueron corregidos de la siguiente manera:

$$\text{Volumen}_{biogas} = V_{ensayo}(ml) - V_{control}(ml) \quad \text{Ecuación [21]}$$

- Posteriormente se calcula el volumen acumulado de biogás:

$$\text{Volumen acumulado de biogás} = V_1 + V_2 + V_3 \quad \text{Ecuación [22]}$$

- Con el volumen de biogás calculado a condiciones estándar y conociendo el porcentaje de metano (%CH₄) se calcula el volumen de metano obtenido

$$\text{Volumen}(CH_4) = \frac{\text{Vol biogas}(S.C) * \%CH_4}{100} \quad \text{Ecuación [23]}$$

- Posteriormente se calcula el volumen acumulado de CH₄ a condiciones estándar

$$\text{Volumen acumulado de } CH_4 = V_1 + V_2 + V_3 \quad \text{Ecuación [24]}$$

- Para reportar el rendimiento de biogás y de metano, el valor de SV fue normalizado de acuerdo a la cantidad empleada en cada botella mediante la siguiente ecuación:

$$SV_{normalizados} (mg) = SV_{sustrato} \left(\frac{mg}{L} \right) * V_{sustrato} (L) \quad \text{Ecuación [25]}$$

- El rendimiento de biogás ($B_v \text{ biogás}$) y el rendimiento de metano ($B_v \text{ CH}_4$) fueron reportados como el promedio del volumen corregido producido en cada una de las réplicas, en relación con los $SV_{normalizados}$ del ensayo.

$$B_v \text{ biogas} = \frac{V \text{ biogás (ml)}}{SV \text{ normalizado (mg)}} \quad \text{Ecuación [26]}$$

$$B_v (CH_4) = \frac{V \text{ CH}_4 \text{ (ml)}}{SV \text{ normalizado (mg)}} \quad \text{Ecuación [27]}$$

Todos los datos obtenidos se tabularon en una hoja de Microsoft Excel® y el análisis se desarrolló utilizando el paquete estadístico Statgraphics Centurion XV.II.

3.4. Potencial bioquímico metanogénico (PBM): Variación en la relación sustrato inóculo

Se evaluó el efecto de la relación sustrato: inóculo en la producción de biogás, empleando el mejor inóculo y la mejor relación de residuos de alimentos/biomasa vegetal que resulten del primer ensayo.

Se evaluaron las proporciones de la relación S/I 1, 2, 3 y 4, dando lugar a cuatro tratamientos y un blanco, con dos réplicas cada uno. El proceso de montaje, operación y medición de variables, serán los mismos que fueron descritos anteriormente. (Brown y Yebo, 2012; Raposo *et al.*, 2006; Fuquing *et al.*, 2013).

3.5. Reactor piloto proceso en continuo

Con los resultados obtenidos en los ensayos de PBM, se seleccionara la relación S/I en la que se haya obtenido mayor porcentaje de metano para realizar un escalamiento hacia un reactor de 30l, para así obtener el volumen de biogás necesario que será utilizado para la evaluación energética. Ya que los resultados obtenidos en un reactor Batch ofrecen una guía en el diseño y escalamiento de digestión anaerobia continua y semicontinua. Este escalamiento conserva las características de la relación S/I, la temperatura de operación es la ambiente, la alimentación se realiza en continuo convirtiéndose de esta manera en un

ensayo simple, una opción eficiente y de bajo costo ya que se abastece por sí solo (Owen 1979; Cheng *et al*, 2002).

3.5.1. Diseño y construcción del reactor piloto

Para el diseño y construcción del reactor anaerobio con lecho de lodo se emplea un recipiente plástico que tiene un volumen total de 30l, con una altura de 52 cm y diámetro de 26 cm. En la parte superior se instala un manómetro de 0 – 30 psi, un punto para medición del porcentaje de metano del biogás generado y otro de alimentación. En la parte inferior se instala un punto de muestreo, correspondiente a la zona en la cual se encuentra el lecho. En el laboratorio se instala un termómetro para registro de la temperatura ambiental. Para el diseño se emplean las ecuaciones presentados en la Tabla 3-5.

Tabla 3-5. Parámetros y ecuaciones utilizadas en el diseño del biodigestor (Tamayo, 2014)

Variables	Ecuación	Unidades
Tasa de carga orgánica (OLR)	$OLR = \frac{DQO_{in}}{TRH}$	$\frac{kg}{m^3 d}$
Tasa de flujo (Q)	$Q = \frac{V}{TRH}$	$\frac{m^3}{d}$
Volumen del reactor (V)	$V = TRH * Q$	m^3
Velocidad ascensional (V_{up})	$V_{up} = \frac{h}{TRH} = \frac{Q}{A}$	$\frac{m^3}{h}$
Área del reactor (A)	$A_R = \pi * \frac{D^2}{4}$	m^2
Flujo másico	$F = V * OLR$	$\frac{kg DQO}{d}$

Las características del diseño del reactor para el tratamiento de residuos de alimento - biomasa vegetal se presentan en la Tabla 3-6.

Tabla 3-6 Características de diseño del reactor para el tratamiento de residuos de alimento-biomasa vegetal

Características	Cantidad	Unidades
Altura	0.452	m
Diámetro	0.260	m
Volumen total	0.030	m ³
Volumen útil	0.024	m ³
Volumen espacio del gas	0.006	m ³

3.5.2. Arranque del reactor piloto

El arranque del reactor es planteado en varias etapas hasta alcanzar el estado estable o estacionario al periodo de tiempo en el cual las tasas de producción de gas y de remoción son constantes ($\pm 5\%$) (Mohedano, 2012; Tamayo, 2014)

- El reactor es cargado con una mezcla de inóculo y agua de grifo en una proporción 50:50. La cual será caracterizada para ST y SV siguiendo la metodología descrita anteriormente. Para luego proceder posteriormente a la carga progresiva de residuos sólidos orgánicos.
- La primera alimentación se realizó a las 24 horas posteriores a la carga del lodo, luego se cargara la mezcla de residuos de alimento: biomasa vegetal con una carga orgánica baja, hasta que el reactor alcance un comportamiento estable, se sigue alimentando con una carga orgánica constante evaluando las condiciones de estabilidad y respuesta al tratamiento. En la mezcla se caracterizaron ST y SV siguiendo la metodología descrita anteriormente. Se debe tener en cuenta que en el período de arranque la producción de biogás es monitoreada pero no considerada para establecer los rendimientos del reactor, ya que se considera el arranque un período de adaptación.

Para realizar los cálculos de la obtención del volumen de metano tenemos en cuenta los siguientes pasos:

- La presión obtenida se transformó en atmósferas y se calculó las moles de biogás a 35°C utilizando la ley de los gases ideales, para ello se utilizó el volumen del

espacio de cabeza del biodigestor (V_{hs}) en litros, la temperatura del sistema en Kelvin, la presión neta obtenida en cada medición en atmósferas, la cual es igual a la presión final menos la presión inicial y R es la constante de los gases. Reemplazando tenemos:

$$moles(n) \text{ a } 35^{\circ}C = \frac{Presion_{final} - Presion_{(inicial)} * V_{hs}}{R * T} \quad \text{Ecuación [28]}$$

- Para calcular el volumen de biogás a condiciones estándar (S.C) temperatura de 0°C y una presión de 1 atm, empleando las moles obtenidas y utilizamos la siguiente ecuación:

$$Volumen \text{ de biogas S.C (ml)} = \frac{n * R * T}{P} \quad \text{Ecuación [29]}$$

- Con el volumen de biogás calculado a condiciones estándar y conociendo el porcentaje de metano (% CH₄) se calcula el volumen de metano obtenido:

$$Volumen \text{ CH}_4(\text{ml}) = \frac{Vol \text{ biogas(S.C.)} * \%CH_4}{100} \quad \text{Ecuación [30]}$$

Cuando los controles reportaron presión o metano, los valores de volumen de biogás fueron corregidos de la siguiente manera:

$$V_{biogas} \text{ (ml)} = V_{tratamiento} \text{ (ml)} - V_{control} \quad \text{Ecuación [31]}$$

3.5.3. Estabilización y monitoreo del reactor piloto

Se consideró estabilidad del reactor en el momento en el cual las tasas de producción del biogás y la remoción eran constantes es decir con un porcentaje de variación ($\pm 5\%$) y una baja relación AGV/Alc, aproximadamente menor 1 (Mohedano *et al*, 2012; Kennedy K.J., Droste R.L., 1984). El experimento se llevó a cabo durante 90 días en condiciones ambientales y al final de la digestión se recoge el residuo o fertilizante, se pesó y se realizaron los siguientes análisis: sólidos totales, sólidos volátiles y pH. También se le midió al lixiviado pH, sólidos totales, sólidos volátiles, alcalinidad y el porcentaje de remoción de carga orgánica.

3.6. Valoración Energética del biogás en diferentes tecnologías

3.6.1. Valoración del biogás para la producción de energía térmica

La valoración energética se realizó en un quemador poroso utilizando la prueba de la evaporación del agua, la cual se realiza en condiciones normales de temperatura y presión.

El principal parámetro es la medición en la eficiencia energética obtenida, Para obtener los resultados deseados se realizaron las siguientes etapas:

Se calcula la cantidad de biogás utilizado para el proceso mediante la ecuación 32.

$$\text{Cantidad de biogás: } \frac{\text{Potencia del quemador } \left(\frac{\text{Kcal}}{\text{h}}\right)}{\text{PCI } \left(\frac{\text{Kcal}}{\text{Kg}}\right)} \quad \text{Ecuación [32]}$$

Se determina el consumo de aire necesario para encender el quemador: El requerimiento de aire mínimo para una combustión completa es del 21% pero esta cifra puede ser aumentada para mejorarla. La relación aire - gas puede ser optimizada aumentando la presión del aire, incrementando la apertura de la válvula dosificadora de gas.

Se determina la potencia del quemador mediante la prueba de la evaporación de agua siguiendo los siguientes pasos:

- Preparar una olla de aluminio, llena con 1 L de agua
- Medir la temperatura inicial del agua.
- Colocar la olla sobre el quemador de prueba y empezar a medir el tiempo con un cronómetro hasta que empiece la ebullición del agua.
- Encender el quemador y cuando la temperatura del agua empiece a aumentar, se empezará a agitar para garantizar homogeneidad térmica del sistema. Mantener en agitación y registrar la temperatura máxima alcanzada.
- Medir el flujo de combustible y el tiempo que tarda la prueba desde el momento en que se coloca el agua en el quemador hasta la ebullición del agua.

Con los datos obtenidos se calcula la eficiencia térmica del quemador calculando la potencia térmica y el calor de cocción mediante la utilización de la ecuación 5.

3.6.2 Valoración del biogás para la producción de energía eléctrica

La valoración eléctrica se realizó en un motor Ciclo diésel el cual ha sido modificado a modo dual. En los motores de encendido por compresión en modo dual se introduce un combustible generalmente gaseoso en este caso biogás, ingresa una corriente de aire en la carrera de admisión, la mezcla es comprimida y encendida al final de la carrera de compresión por una inyección piloto de un combustible de baja resistencia a la auto-inflamación generalmente diésel, aportando la mayor parte de la energía necesaria para la generación de la potencia el combustible gaseoso, alcanzando niveles de sustitución de diésel cercanos al 80% por lo cual es denominado combustible primario y el diésel combustible piloto por su función de ignición en el proceso de combustión (Bedoya *et al.*, 2009).

El principal parámetro es el nivel de sustitución, el procedimiento se realiza en dos etapas:

La primera consiste en la evaluación del comportamiento mecánico del motor operado en modo diésel para posteriormente compararlo con el modo dual. La operación corresponde a un régimen de giro común de 1.800 rpm, a plena carga la cual es obtenida experimentalmente mediante la lectura de la máxima potencia alcanzada luego de varias pruebas de verificación y luego se empieza a sustituir diésel por biogás hasta verificar que el funcionamiento del motor sea estable; se midieron los siguientes parámetros: Consumo de diésel, consumo de biogás, flujo volumétrico de aire, emisiones contaminantes y temperatura de los gases de escape. Con los datos obtenidos se calcula el nivel de sustitución mediante la siguiente ecuación:

$$Z = \frac{\dot{m}_D - \dot{m}_P}{\dot{m}_D} \quad \text{Ecuación [33]}$$

donde Z es el nivel de sustitución, \dot{m}_D = Consumo másico de combustible en modo convencional y \dot{m}_P = Consumo másico de combustible piloto en modo dual.

También se calcula la eficiencia efectiva la cual se define como la relación entre la potencia producida por el motor y la energía entrante a partir de la combustión de los combustibles a través de la siguiente ecuación:

$$n_e = \frac{N_e}{\dot{m}_D * PCI} \quad \text{Ecuación [34]}$$

Donde: n_e = Eficiencia efectiva [Adimensional]. N_e = Potencia Eléctrica [kW]. \dot{m}_D = Consumo másico de combustible en modo diésel [kg/h]. PCI = Poder calorífico inferior del diésel [kJ/kg].

Y finalmente se calcula el rendimiento volumétrico el cual se define como la relación entre la mezcla fresca que entra en el motor por ciclo y la que debería ingresar en condiciones ideales y de referencia, la cual se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$n_v = \frac{2 \cdot 60 \cdot \dot{m}_a}{v_T \cdot \rho_a \cdot n} \quad \text{Ecuación [35]}$$

Donde: n_v = Rendimiento volumétrico [Adimensional]. \dot{m}_a = Flujo másico de aire [kg/s]. n = Revoluciones del cigüeñal [rpm]. ρ_a = Densidad del aire [kg/m³].

Segunda etapa: Se realiza la evaluación del comportamiento mecánico del motor operado en modo diesel a media carga para posteriormente compararlo con el modo dual.

En este capítulo se planteó, el diseño experimental y las mezclas seleccionadas, la adecuación de los reactores, los cálculos utilizados para obtener el volumen y porcentaje de metano producido en el proceso, los datos obtenidos fueron tabulados en una hoja de Microsoft Excel® y el análisis se desarrolló utilizando el paquete estadístico Statgraphics los instrumentos e insumos utilizados, los métodos empleados en los análisis fisicoquímicos de los sustratos y mezclas antes y después de la digestión anaerobia.

Capítulo 4: Resultados y discusión

A continuación, se muestran los resultados obtenidos en el presente trabajo. En primer lugar, una caracterización fisicoquímica de los sustratos y de los inóculos utilizados, los resultados del potencial bioquímico metanogénico de las mezclas y las relaciones sustrato inóculo, además, se comparan y analizan con los valores reportados en la literatura y con las demás condiciones de importancia de cada uno de los sistemas para sustentar lo obtenido y recomendar las mezclas apropiadas para maximizar la producción de metano. En segundo lugar, se reportan los volúmenes y porcentajes de metano obtenidos en el reactor piloto cuando fue alimentado con la mezcla que produjo mayor porcentaje de metano teniendo en cuenta las diferentes relaciones S/I.

4.1 Pre tratamiento y caracterización de la materia prima

Las características de los sustratos e inóculos utilizados son importantes en el proceso de digestión, puesto que pueden afectar la estabilidad del mismo. Los resultados de los análisis realizados se presentan en la Tabla 4-1.

Tabla 0-1 Promedios de los parámetros fisicoquímicos de los residuos de alimentos, biomasa vegetal, estiércol de ganado y lodo de depuradora.

	Unidades	Residuos de Alimentos			Biomasa vegetal	Estiércol	Lodo
ST	[%]	25.01±3.76			82.72±9.90	13.19±1.81	2.842±1.58
SV	[%]	24.61±0.24			66.88±13.58	11.17±2.79	1.009±2.94
C	%	43.14±0.67			37.13±0.89	18.62±0,52	29.63±0.18
N	[%]	2.37±0.24			3.01±0.15	2.31±0.97	3.44±0.29
C/N	-	18.20			12.33	10.08	8.6
SV/ST	-	98.40			80.85	84.68	35.5
PH	-	4.17			NA	6.68	7.39

NA: No aplica

Los sólidos volátiles y el nitrógeno son menores en los residuos de alimentos que en la biomasa vegetal por lo tanto, se puede considerar la codigestión de residuos de alimentos - biomasa vegetal, ya que los residuos vegetales ayudan al equilibrio de nutrientes y mejoran las condiciones de operación en los sistemas. Los sólidos totales de los residuos de alimento y biomasa vegetal obtenidos en este trabajo de investigación (25.01 ± 2.38 , 82.72 ± 9.90 respectivamente), coinciden con los valores obtenidos por Yang *et al.*, (2015), quien reportó para los sólidos totales de los residuos de alimento un porcentaje del 24.8%, al igual que en el caso de Brown y Yerbo, (2013) quien reportó en su estudio valores similares de ST de alrededor del 24 % para los residuos de alimentos.

La relación SV/ST fue mayor en los residuos de alimentos (98.40%) valor aproximado al reportado por Yang *et al.*, (2015) y Yong *et al.*, (2015) quienes reportaron en su estudio valores de 95.9 y 95.8% respectivamente. También coinciden con los valores encontrados por Carlin, (2011), quien reporto en su estudio 94.6% y además coincide con los valores reportados en cafeterías universitarias y restaurantes. En la biomasa vegetal se obtuvo una relación SV/ST de 80.85 %, esto significa que los residuos de alimentos tienen un mayor contenido orgánico y por lo tanto una mayor biodegradabilidad que la biomasa vegetal.

La relación C/N de los residuos de alimentos, biomasa vegetal, estiércol y lodo fueron de 18.20, 12.33, 10.08 y 8.6 respectivamente, valores que se encuentra en el rango reportado en la literatura, 14.7 - 36.4 (Zhang *et al.*, 2007) y que según Carucci *et al.*, (2005), son óptimos para el proceso de digestión. Este parámetro es de importancia dado que un exceso de nitrógeno, representado por valores bajos de C/N, inhibe el proceso. (Angelidaki, *et al.*, 2003).

La relación SV/ST fue mayor en los residuos de alimentos (98.4), lo que significa una mayor degradabilidad y un mayor potencial de generación de biogás que puede ser transformado en energía (El-Mashad y Zhang, 2010). Sin embargo, estudios previos han encontrado que la digestión anaerobia de residuos de alimentos puede conllevar a la acumulación de compuestos como ácidos grasos volátiles que pueden provocar fallas y acidificación del sistema anaerobia (Jiang *et al.* 2012). Sin embargo, la relación C/N de los residuos de alimentos y biomasa vegetal fue de 18.20 y 12.33 respectivamente, se considera que la relación C/N óptima para el proceso de digestión anaerobia ya que se encuentra dentro del rango reportado en la literatura 14.7-36.4 (Zhang *et al.*, 2007). La relación C/N del lodo utilizado (8.6), se encuentra dentro del rango de los lodos utilizados por Julio *et al.*, (2016)

quienes en su estudio Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos reportaron una relación C/N de 3.15 ± 0.32 , 8.86 ± 1.13 y 3.64 ± 0.29 para los lodos digeridos, primarios y secundarios espesados respectivamente.

4.2 Potencial Bioquímico Metanogénico empleando estiércol de ganado y lodo de depuradora como inóculo

4.2.1 PBM empleando estiércol de ganado como inóculo

En la Tabla 4-2 se encuentran las cantidades en gramos de las mezclas preparadas, del inóculo y del agua que se agregaron a cada uno de los reactores los cuales se llevaron a un volumen total de 400 ml, utilizadas en la prueba de biodegradabilidad de los residuos de alimentos y biomasa vegetal usando como inóculo estiércol de ganado, estas cantidades fueron determinadas empleando las ecuaciones 11, 15 y 17 presentadas en la metodología.

Tabla 0-2. Cantidades agregadas de cada uno de los componentes para la determinación de la mejor relación residuos de alimentos: biomasa vegetal utilizando como inóculo estiércol de ganado.

Tratamientos	Cantidades agregadas (g)				pH de la solución
	R. Alimentos	Biomasa vegetal	Estiércol	Agua	
T1: X _{30A:70V}	27.45	55.55	217	100	6.37
T2: X _{50A:50V}	70.05	29.95	200	100	6.25
T3: X _{70A:30V}	44.41	44.51	211	100	6.34
T4: X _{0A:100V}	0	229.8	70.15	100	7.10
T5: X _{100A:0V}	122.0	0	178	100	7.11

Las soluciones que tenían un pH ácido se neutralizaron empleando una solución de bicarbonato de sodio (NaHCO₃) al 10% p/v y se terminó de realizar el montaje de cada uno de los reactores tal como se describió en la metodología, en la Figura 4-1 se ilustra el esquema del baño termostático y el reactor utilizados en las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica.



Figura 4-1 a). Esquema del baño termostático utilizado en las pruebas de biodegradabilidad anaeróbica, b). Reactor utilizado.

A cada uno de los tratamientos se le midieron los siguientes parámetros fisicoquímicos: Sólidos volátiles, Carbono, Nitrógeno, relación C/N y pH. La Tabla 4-3 resume los valores obtenidos en la caracterización de los tratamientos.

Tabla 0-3 Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos antes de la digestión utilizando como inóculo estiércol.

Parámetros	Unidades	T1 30A:70V	T2 50A:50V	T3 70A:30V	T4 100A:0V	T5 0A:100V
Sólidos totales	[%]	17.02 ± 0.6137	19.92 ± 0.655	19.65 ± 0.947	8.641 ± 0.287	19.57 ± 0.4071
Sólidos volátiles	[%]	14.01 ± 0.5383	16.49 ± 0.492	17.72 ± 0.125	7.219 ± 0.243	16.08 ± 0.308
SV/ST	-	82.31	82.78	90.17	85.54	82.16
C	[%]	45.15 ± 1.78	43.26 ± 1.29	40.79 ± 0.17	37.70 ± 1.92	38.25 ± 1.46
N	[%]	4.47	3.48	2.62	4.20	2.59
C/N	-	10.1	12.40	15.56	8.97	14.75
pH	-	7.11	7.19	7.08	7.05	7.10

A medida que el porcentaje de residuos de alimento aumenta la relación C/N aumenta, como consecuencia del incremento de la carga orgánica.

En la Tabla 4-4 se encuentran el volumen promedio del rendimiento de metano y porcentajes de metano obtenidos en el proceso de la digestión anaerobia y algunos

parámetros fisicoquímicos medidos a cada uno de los tratamientos después de la digestión anaerobia.

Tabla 0-4 Volumen promedio y porcentajes de metano obtenidos y algunos parámetros fisicoquímicos medidos después de la digestión anaerobia utilizando como inóculo estiércol.

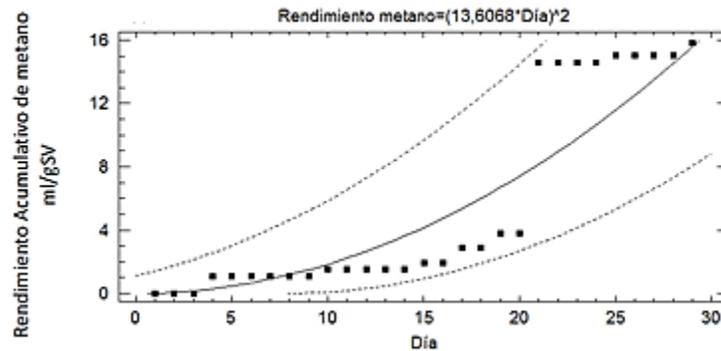
Parámetros	Unidades	T1 _{30A:70V}	T2 _{50A:50V}	T3 _{70A:30V}	T4 _{100A:0 V}	T5 _{0A:100 V}
Rendimiento de CH ₄	[mICH ₄ /gSV]	0	16.0± 0.36	67.50 ± 1.36	0	0
Porcentaje promedio de metano	[%]	0	18.5 ± 1.36	35.0 ± 0.37	0	0
pH	-	4.38	5.23	5.43	3.86	5.18
Porcentaje de remoción	[%]	15.13	16.37	49.21	15.52	7.81

Todos los tratamientos los valores del volumen y porcentaje de metano son resultados promedios de los ensayos realizados por triplicado a temperatura y presión estándar.

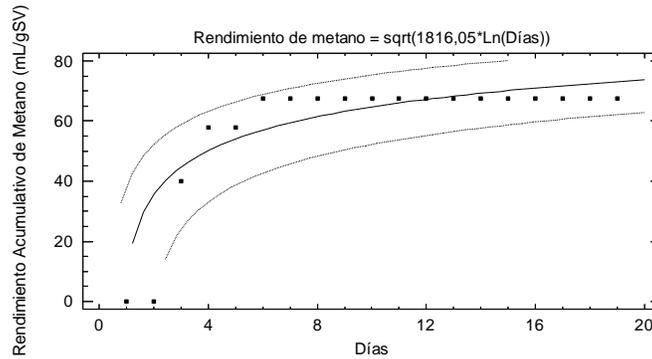
En los tratamientos T1, T4 y T5 el pH al final del proceso indicó condiciones de acidez, las cuales limitan la fase de la metanogénesis y por tanto explican la no producción de metano y el bajo porcentaje de remoción. En los tratamientos T1 y T5 los cuales tienen el mayor porcentaje de biomasa vegetal 70 y 100%, respectivamente. Esta acidificación y las fallas en el sistema de digestión, probablemente están relacionadas con los componentes principales de la biomasa vegetal los cuales son celulosa y hemicelulosa, quienes se encuentran estrechamente unidos a la lignina, que es un componente de difícil degradación en los procesos anaerobios y su presencia afecta la biodegradabilidad de la celulosa y hemicelulosa, entre otros (Blanco, 2011; Chen *et al.*, 2008). Para T4 esta acidificación y las fallas en el sistema de digestión, probablemente, están relacionadas con una acumulación de ácidos durante el proceso de digestión, la cual puede ser proporcionada por el alto contenido de proteínas en los residuos de alimentos (Young *et al.*, 2015).

En las Figuras 4-2 a y b se encuentran las curvas de rendimiento acumulativo y porcentajes de metano obtenido para los tratamientos T2 y T3, respectivamente. En T3 la forma de la curva corresponde a una función exponencial, lo cual es lo esperado para un ensayo de potencial bioquímico metanogénico en el que se da una degradación de la materia orgánica. La producción de biogás se da durante los primeros días debido a la alta biodegradabilidad de los residuos de alimentos y cesa a partir del día 7, probablemente debido a la falta de

control de pH de la mezcla reactiva, lo que inhibe el metabolismo de los metanógenos. Esto respalda lo determinado en los análisis de pH encontrados al final del proceso en T2 y T3 los cuales fueron de 5.23 y 5.43 respectivamente, probablemente debido al bajo pH que los residuos de alimentos pueden alcanzar y a la acumulación de compuestos volátiles los cuales afectan la producción de biogás (Yong *et al.*, 2015). En las Figuras 4-2 a y b se ilustra el Rendimiento acumulativo de metano en T2 y T3.



a) Rendimiento acumulativo de metano para el T2 (50A:50V)



b) Rendimiento acumulativo de metano para el T3 (70A:30V)

Figura 4-2. Rendimiento acumulativo de biogás en T2 y T3 usando como inóculo estiércol de ganado.

Los rendimientos acumulativos de metano en los ensayos T2 y T3 fueron de 16.0 ± 0.36 y 67.50 ± 1.36 ml CH_4/gSV y el porcentaje de metano fue de 18.5 ± 1.36 y 35.0 ± 0.37 % respectivamente, valores significativamente bajos en contraste con lo reportado por otros

estudios similares, como los reportados por El-Mashad *et al.*, (2010), quienes realizaron una codigestión de estiércol de ganado y residuos de alimentos en las proporciones (68:32 y 52:48), y después de 30 días de digestión, encontraron un rendimiento de metano de 282 y 311 ml CH₄/g SV, un pH de 7.2 en ambos casos y un porcentaje de metano de 62 y 59%, respectivamente utilizando un reactor *Batch*. Las diferencias en los rendimientos es posible explicarla por la caída en el pH de los tratamientos T2 y T3 posiblemente relacionada a la composición proteica que tienen los residuos de alimentos que contribuyen a un alto contenido de nitrógeno que conduce a elevadas concentraciones de amoníaco las cuales se asocian a concentraciones altas de ácidos grasos (Banks *et al.*, 2008), esto sumado a la combinación de sustratos como estiércol de animal y biomasa vegetal que tienen un alto contenido de celulosa que pueden causar una baja relación C/N dando como resultado la acidificación y afectar de esta manera la estabilidad del sistema y trayendo como consecuencia la disminución del rendimiento de biogás. La eficiencia de remoción de materia orgánica fue realizada considerando la reducción en el porcentaje de sólidos en cada tratamiento. Los resultados obtenidos se pueden observar en la Figura 4-3

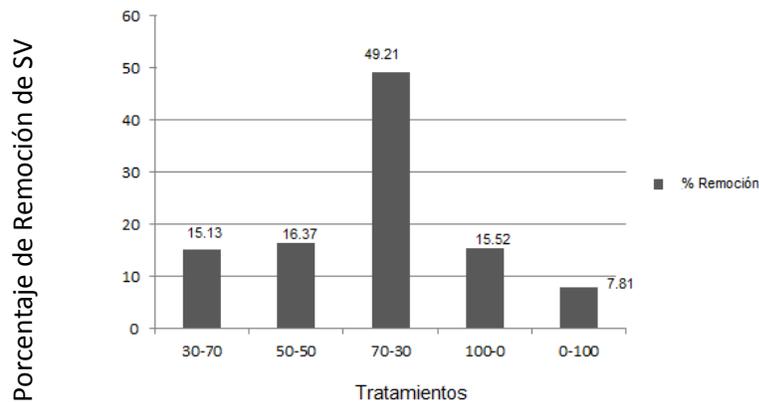


Figura 0-3. Porcentajes de remoción de materia orgánica en los tratamientos utilizando como inóculo estiércol.

A medida que aumenta la proporción de residuos de alimentos en la mezcla, la remoción de sólidos volátiles de los tratamientos es mayor, aunque el porcentaje de remoción obtenido en los tratamientos fue bajo. Esto posiblemente confirma que hubo fallas en el sistema de digestión relacionadas con el alto contenido de proteínas de los residuos de alimentos, los cuales proporcionan una alta acumulación de ácidos grasos durante el proceso que dio como consecuencia la acidificación del sistema. Esto sumado a los

componentes principales de los residuos ganaderos (lignina, celulosa y hemicelulosa) los cuales son difíciles de degradar mediante digestión anaerobia.

4.2.2 PBM empleando lodo de la planta de San Fernando como inóculo

En la Tabla 4-5 se encuentran las cantidades en gramos de las mezclas preparadas, del inóculo y del agua que se agregaron a cada uno de los reactores llevando a un volumen total de 400 ml.

Tabla 0-5. Tratamientos en régimen tipo batch para determinación de la mejor relación residuos de alimentos: biomasa vegetal utilizando como inóculo lodo de depuradora.

Tratamientos	Cantidades agregadas(g)				pH
	R alimentos	R vegetal	Lodo	Agua	
T1: X _{30A:70V}	4.220	9.889	286.0	100	6.37
T2: X _{50A:50V}	8.463	8.257	283.2	100	6.25
T3: X _{70A:30V}	22.517	2.503	274.9	100	6.34
T4: X _{100A:0V}	178.8	0	121.1	100	7.11
T5: X _{0A:100V}	0	77.40	222.6	100	7.10

A continuación, en la Tabla 4-6 se detalla la caracterización fisicoquímica de los diferentes tratamientos realizados utilizando como inóculo lodo de depuradora antes de la digestión anaerobia.

Tabla 0-6 Parámetros fisicoquímicos medidos a las diferentes mezclas realizadas antes de la digestión utilizando como inóculo lodo de depuradora.

Parámetros	Unidades	T1 X 30A:70V	T2 X 50A:50V	T3 X 70A:30V	T4 X 100A:0V	T5 X 0A:100V
Sólidos totales	[%]	5.892 ± 0.094	6.025 ± 0.627	6.084 ± 0.637	6.115 ± 0.287	6.353 ± 0.407
Sólidos volátiles	[%]	3.4280 ± 0.02	3.4783 ± 0.03	3.779 ± 0.08	4.030 ± 0.004	3.114 ± 0.33
SV/ST	-	58.17	57,73	62.12	65.89	49.01
C	[%]	27.73	48.0	48.75	45.75	45.73
N	[%]	2.21	3.22	3.16	4.44	2.69
C/N	-	12.5	14.9	15.4	10.3	17.0
pH	-	7.39	7.36	7.15	7.53	7.71

El contenido orgánico en los tratamientos de este ensayo es bastante bajo ya que los sólidos volátiles oscilan entre 3.114 y 4.030, esto puede estar relacionado con el bajo valor de SV/ST del lodo (35.5%) utilizado como inóculo, comparada con el valor obtenido en el estiércol 84.68%.

Las relaciones C/N de los tratamientos oscilan entre 10.3 - 17.0, valores que se encuentran dentro del rango encontrado por Cabbai *et al.*, (2013) quienes en su estudio reportan una relación C/N de 10.59 - 31.35 cuando utilizaron diferentes sustratos, pero algunas quedan por fuera del rango en el estudio realizado como el reportado por Lin *et al.*, (2011) quienes en su estudio reportaron una relación C/N 15.6 y 17.2 utilizando residuos de frutas típicas, residuos vegetales y residuos de alimentos, y de Marañón *et al.*, (2012) quienes en su estudio reportaron una relación C/N entre 16-18 utilizando residuos de alimentos, estiércol vacuno y lodo, al igual que la relación C/N reportada por Bouallagui *et al.*,(2005) quienes también encontraron un rango entre 22-25 utilizando frutas y residuos vegetales.

También se puede observar que a medida que el porcentaje de residuos de alimento aumenta en cada uno de los tratamientos, la relación C/N aumenta como consecuencia del incremento de la carga orgánica.

En la Tabla 4-7 se detalla la caracterización fisicoquímica de los diferentes tratamientos realizados utilizando como inóculo, lodo de depuradora después de la digestión anaerobia y en la Figura 4-4 se ilustran los rendimientos de metano con respecto al tiempo de cada uno de los tratamientos realizados.

Tabla 0-7. Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos realizados después de la digestión con lodo.

Parámetros	Unidades	T1 30A:70V	T2 50A:50V	T3 70A:30V	T4 100A:0 V	T5 0A:100V
Rendimiento de CH ₄	[mICH ₄ /gSV]	219.95± 1.02	272.43 ± 0.86	425 ± 0.72	368.43 ± 0.53	71.27 ± 0.65
Porcentaje promedio de metano	[%]	53 ± 0.36	57 ± 0.23	64 ± 0.64	62 ± 0.32	54 ± 0.45
pH	-	7.23	7.33	7.46	7.34	7.41
Porcentaje de remoción	[%]	11.63	43.33	62.42	66.67	48.87

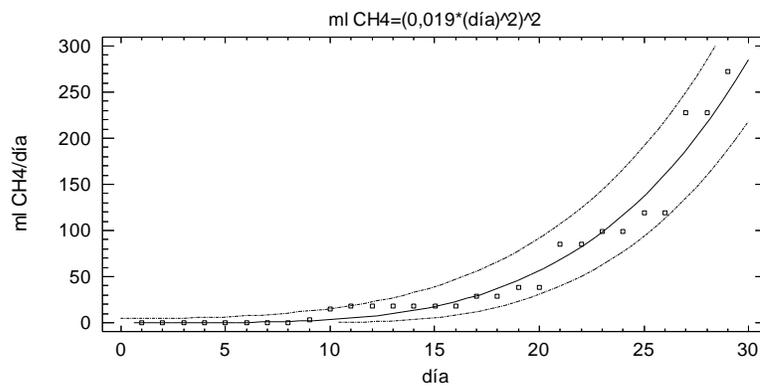
Todos los tratamientos los valores del volumen y porcentaje de metano son resultados promedios de los ensayos realizados por triplicado a temperatura y presión estándar.

De la Tabla 4-7 y la Figura 4-4 d) y e) podemos observar que al comparar los tratamientos T4 (100A:0V) y T5 (0V:100A), el segundo presentó un menor volumen (71.27 ±0.65 mICH₄/gSV) y porcentaje (54± 0.45) de metano, resultado esperado debido a que biomasa vegetal está compuesta principalmente por lignina y celulosa, compuestos difíciles de degrada. Además, tiene una baja relación C/N dando como resultado la acidificación y afectando de esta manera, la estabilidad del sistema y trayendo como consecuencia, la disminución del rendimiento de metano. El tratamiento T4 por el contrario tuvo un mayor volumen (368± 0.53) y porcentaje de metano (62± 0.32) esto debido a la facilidad de descomposición, alta biodegradabilidad y alto porcentaje de humedad (> 80%) de los residuos de alimentos, (Zhang *et al* 2009), además, al estar compuestos principalmente de proteína, almidón, azúcares y grasas, los cuales potencian la producción de metano (Jin *et al* 2011; Yen y Brome, 2007).

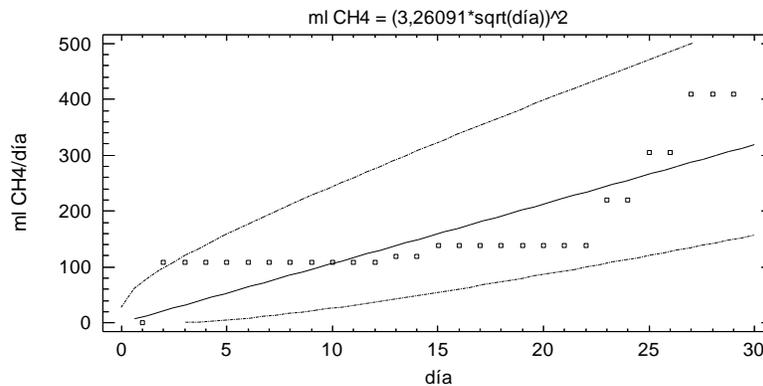
El propósito de la codigestión entre la biomasa vegetal y los residuos de alimentos era equilibrar la relación C/N, la concentración de macro y micro nutrientes, la relación C/N de los residuos de alimentos ajusta la relación C/N de la biomasa vegetal y diluye inhibidores de compuestos tóxicos para así mejorar la producción de metano en los tratamientos T1,

T2 y T3 (Xu y Li., 2012; Hartmann *et al.*, 2004) tal como se observa en la Figura 4-4 a), b), c) , d) y e), donde el potencial de biometanización de las co-digestiones de residuos de alimentos y biomasa vegetal aumentó en función de la cantidad de residuos de alimentos adicionado a las mezclas, como consecuencia del incremento de la carga orgánica y de la relación C/N.

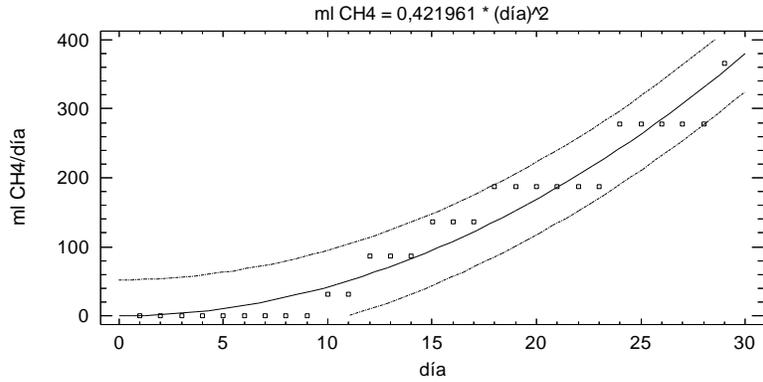
a) Rendimiento acumulativo de metano para el T1 (30A:70V)



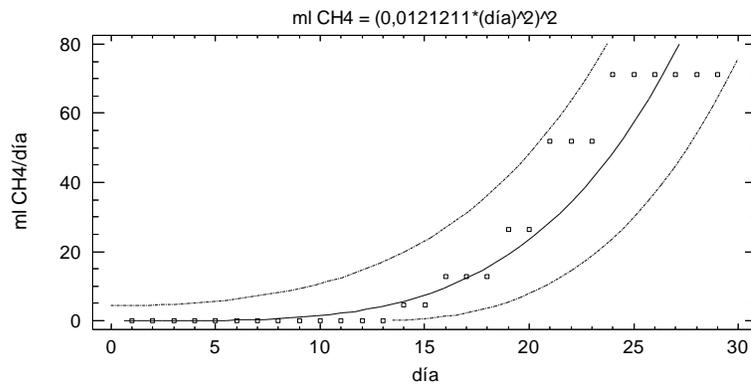
b) Rendimiento acumulativo de metano para el T2 (50A:50V)



c) Rendimiento acumulativo de metano para el T3 (70A:30V)



d) Rendimiento acumulado de metano para el T4 (100A:0V)



e) Rendimiento acumulado de metano para el T5 (0A:100V)

Figura 4-4 Rendimiento de metano de los tratamientos a). 30A:70V, b) 50A:50V, c) 70 A: 30 V d) 100A-0V, e)0A:100V usando como inóculo lodo.

La mayor tasa de producción de metano se presentó en la mezcla 70A:30V (425 ml/gSV) lo que refleja que la adición de residuos de alimento permitió alcanzar tasas más altas de producción de metano. El PBM obtenido a partir de este estudio fue significativamente bajo en contraste con los estudios publicados por Brown y Yerbo (2012) quienes reportaron un alto valor en la producción de metano de 8.600 ml/gSV en la codigestión de residuos de alimento y desechos de jardín, utilizando como inóculo lodo anaerobio. Al igual que los estudios reportados por Lin *et al*, 2011 quienes reportaron 490 ml CH₄/gSV cuando utilizaron residuos de alimentos, frutas y vegetales, y como inóculo lodo anaeróbico, es probable que la disminución se deba a que los residuos vegetales son compuestos de lignina, celulosa y hemicelulosa, los cuales son difíciles para la degradación Himmel *et al* (2007). En la Figura 4-5 se observan los porcentajes de metano obtenido en los tratamientos utilizando como inoculo estiércol y lodo.

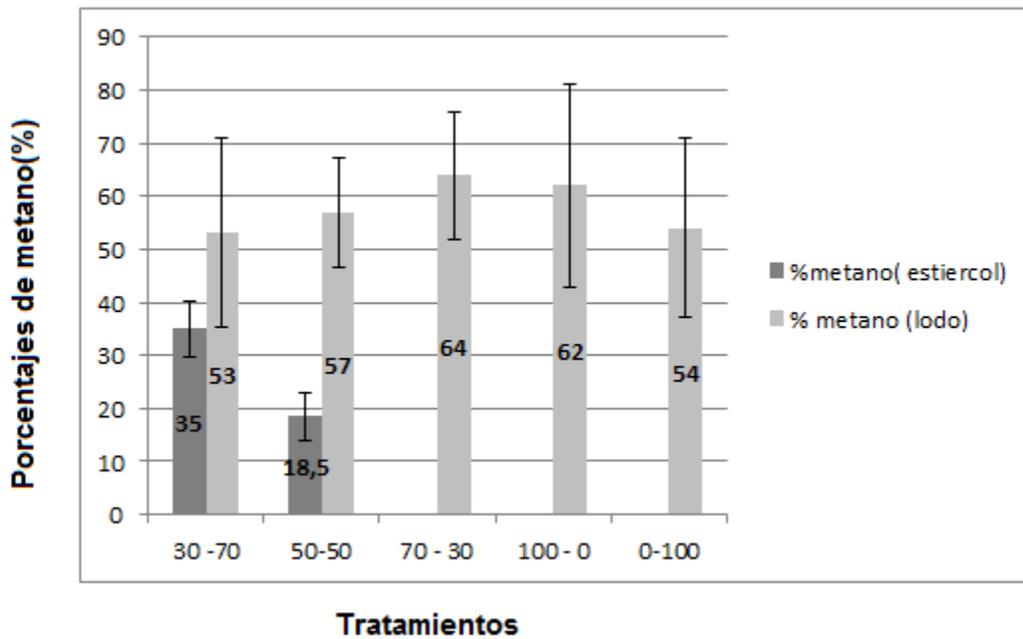


Figura 0-5. Porcentajes de CH₄ obtenido en los tratamientos utilizando inóculo estiércol y lodo.

El porcentaje de metano fue menor cuando se utilizó el material animal, la producción de metano es casi nula por lo que es posible pensar que como el estiércol es un producto final del metabolismo biológico, en el cual no existe materia fácilmente degradable (Ampudia, 2011), esto puede explicar la acidificación de los tratamientos cuando se utilizó como inóculo estiércol. En la Figura 4-6 se presentan el porcentaje de remoción de sólidos volátiles de los tratamientos utilizando como inóculo estiércol y lodo.

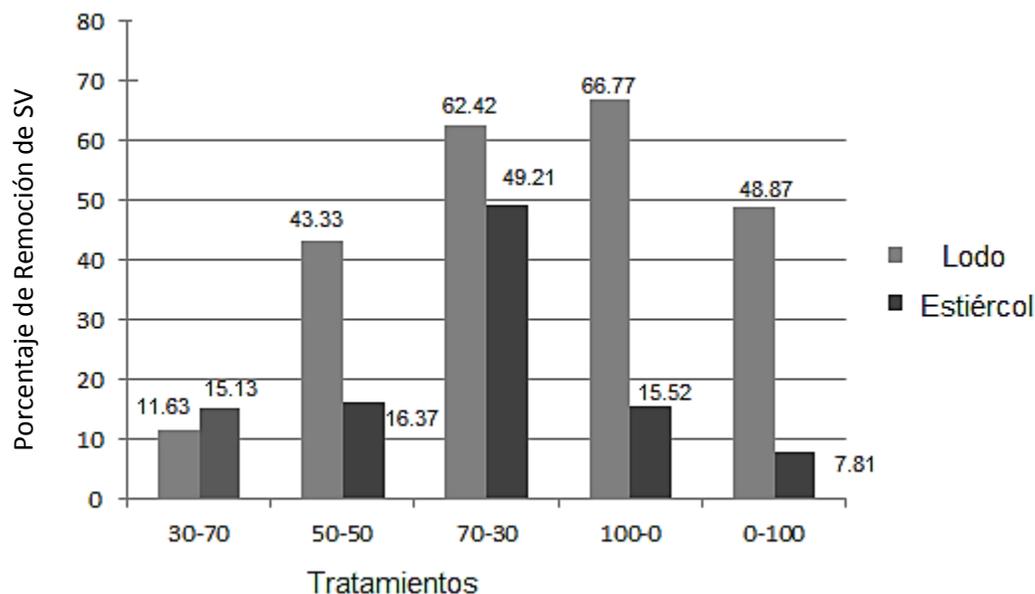


Figura 0-6. Porcentajes de remoción de SV de los tratamientos utilizando como inóculo lodo y estiércol

Cuando se utilizó como inóculo lodo de depuradora, el porcentaje de remoción del tratamiento T4 (100A:0V) fue del 66.67% mientras que para el tratamiento T5 (0A:100V) fue de 48.87, Las diferencias pueden ser asociadas a la alta biodegradabilidad de los residuos de alimentos. Esto respalda la diferencia significativa entre el rendimiento de metano en T4 (100A:0V) y T5 (0A:100V) los cuales fueron de 368.43 y 71.27 L/kgSV, respectivamente. En cambio, cuando se utilizó como inóculo estiércol de ganado el porcentaje de remoción de los tratamientos T4 (100A:0V) fue del 15.52 mientras que para T5 (0A:100V) fue de 7.81. La diferencia entre los rendimientos cuando se utiliza lodo se debe posiblemente a la estabilización del lodo. En cambio los residuos de animales tienen muy altas concentraciones de nitrógeno debido a la presencia de amoníaco, al igual que proteínas y urea los cuales liberan fácilmente amoníaco en el tratamiento anaerobio (Hansen et al, 1998; Chen, Y et al, 2008), trayendo como consecuencia la inestabilidad de la digestión anaerobia.

En los tratamientos T1 (30A:70V), T2 (50A:50V) y T3 (70:30) se observa el incremento en la eficiencia de remoción de sólidos a medida que aumenta la proporción de residuos de alimentos codigestados con residuo vegetal. Los porcentajes de remoción obtenidos fue de 11.63, 43.33 y 62.42% respectivamente. El menor porcentaje de remoción obtenido fue de 11.63 utilizando lodo como inóculo en el tratamiento T1 (30A:70V) el cual tiene mayor

porcentaje de poda. Esto sugiere que la materia orgánica que se encuentran en los residuos de poda en forma de celulosa, hemicelulosa y lignina, son materiales de más difícil biodegradación (Cadavid L y Bolaños I, 2015). Además, un inóculo adecuado puede aumentar la velocidad de degradación, mejorar la producción de biogás y hacer que el proceso de digestión sea más estable (Quintero *et al.*, 2012). Además, posee una mayor concentración de macronutriente esencial para el desarrollo bacteriano.

- **Análisis estadístico**

El nivel de significancia estadísticamente fue determinado mediante un análisis de varianza (ANOVA) usando el software de Statgraphics. Para los ensayos de los tratamientos T1 (30A:70V), T2 (50A:50V) y T3 (70:30) en el cual se concluye que sí se observaron diferencias significativas entre la media del rendimiento del metano con un nivel de confianza del 95%. Obteniéndose la mayor media en el tratamiento T3. En el análisis multivariado las medias obtenidas fueron (30 ± 13.92) , (30 ± 12.46) y (26.57 ± 20.57) , respectivamente. Corroborándose que el tratamiento con el mayor rendimiento de metano fue el T3 (70A:30V).

4.2.3.PBM: Variación de la relación S/I usando como inóculo Lodo de depuradora

En la prueba de biodegradabilidad para evaluar la mejor relación sustrato inóculo, se evaluaron cuatro tratamientos cuya relación sustrato: inóculo están definidos como: Sir 1: (S/I =1), sir 2: (S/I=2), sir 3: (S/I=3) y sir 4 (S/I= 4). Cada tratamiento cuenta con tres réplicas y un control o blanco. En la Tabla 4-8 se encuentran las cantidades en gramos de las mezclas preparadas, del inóculo y del agua que se agregaron a cada uno de los reactores llevando a un volumen total de 400 ml. La proporción residuos de alimentos biomasa vegetal seleccionada fue el tratamiento T3 (70A :30V) que fue donde se obtuvo el mayor porcentaje de metano.

Tabla 0-8. Tratamientos en régimen tipo *batch* para determinación de la mejor relación S/I utilizando como inóculo lodo de depuradora.

Tratamientos	Mezcla alimentos (g)	Mezcla Biomasa vegetal (g)	Lodo (mL)	Agua (mL)
Sir 1	6.96	3.02	290.0	100
Sir 2	13.47	5.84	280.6	100
Sir 3	22.46	8.40	269.1	100
Sir4	26.17	10.94	262.8	100

- **Evaluación de los parámetros fisicoquímicos**

A continuación, se detalla en la Tabla 4-9 la caracterización fisicoquímica de los diferentes tratamientos realizados para la evaluación de la relación S/I. El pH obtenido en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4 fueron 7.92, 7.76, 7.66 y 7.51, respectivamente.

Tabla 0-9 Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos realizados SIR 1, SIR 2, SIR 3 y SIR 4 antes de la digestión.

Parámetros	SIR 1	SIR 2	SIR 3	SIR 4
ST(%)	4.39±0.11	5.74±0.04	6.99±0.23	8.26±0.01
SV(%)	2.73±0.02	3.64±0.83	4.45±0.35	5.41±0.1
SV/ST	59.42	64.52	69.10	71.18
C (%)	22.11	24.94	27.47	21.53
N (%)	3.26	2.69	2.90	3.12
C/N	6.78	9.27	9.47	6.90
pH	7.92	7.76	7.66	7.51

Las relaciones C/N de los tratamientos oscilan entre 6.78 y 9.47 los cuales se encuentran dentro del rango encontrado por Brown y Yerbo, (2012) quienes en su estudio reportan una relación C/N de 3.0-23 utilizando como sustratos, residuos de alimentos y biomasa vegetal.

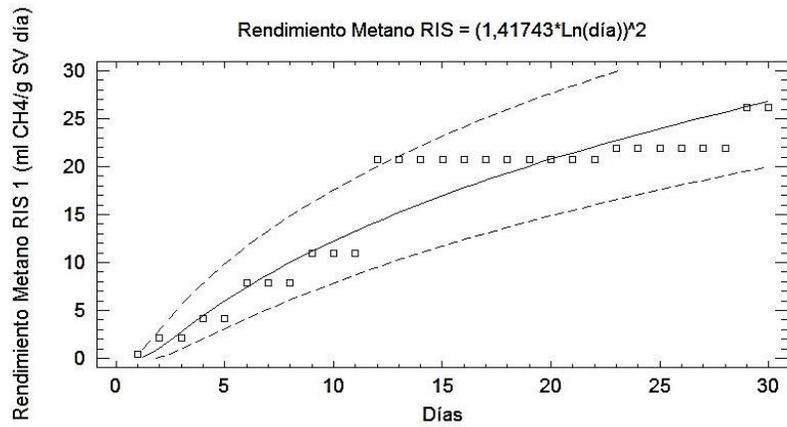
La relación SV/ST fue mayor en el tratamiento SIR4 (71.18%), observándose una relación directa entre la relación sustrato inóculo y el porcentaje de SV/ST.

El propósito es evaluar la cantidad de sustrato y de inóculo que es agregado en cada reactor, ya que la selección idónea de la relación S/I en el proceso de digestión anaerobia es uno de los factores claves para su optimización (Parra, 2014; Raposo *et al.*, 2006), ya que esta relación influye dependiendo de la naturaleza del sustrato, del tipo de sustrato y del inóculo empleado. En la Tabla 4-10 se encuentran los parámetros fisicoquímicos realizados a los diferentes tratamientos después de la digestión y en la Figura 4-6 a), b), c) y d) se observan el rendimiento y porcentaje de metano en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4.

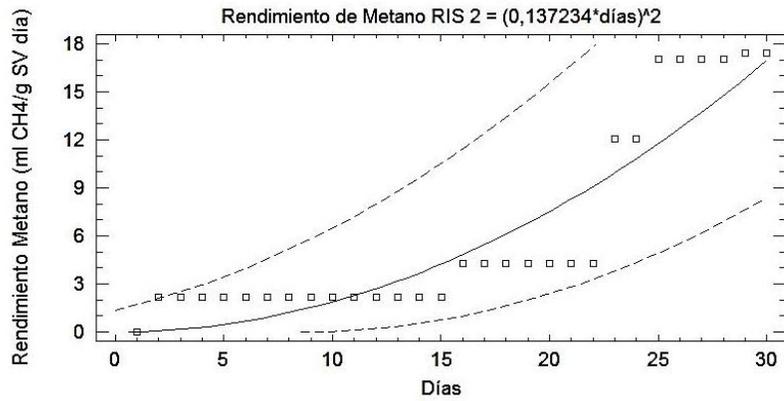
Tabla 0-10 Parámetros fisicoquímicos medidos a los diferentes tratamientos realizados SIR 1, SIR 2, SIR 3 y SIR 4 después de la digestión

Parámetros	SIR 1	SIR 2	SIR 3	SIR 4
pH	7.49	7.37	7.11	5.66
Volumen de CH ₄ (ml CH ₄ / gSV)	26.21	17.40	21.89	10.18
% CH ₄	56	54	23	15
Porcentaje de remoción	45.12	38.74	41.21	30.04

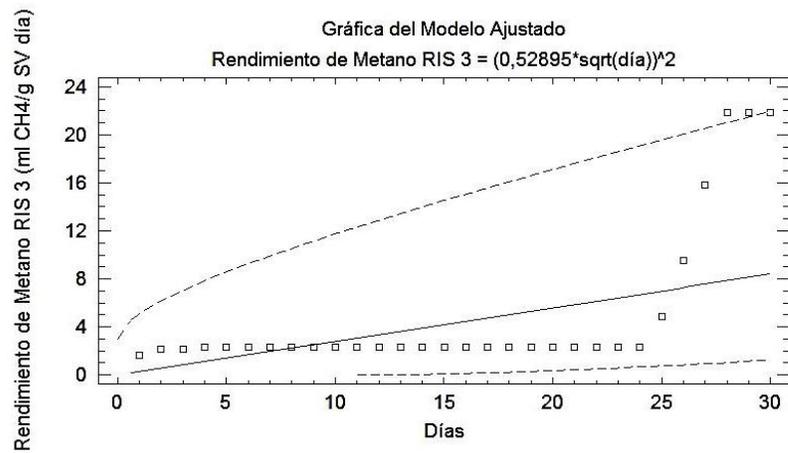
Como podemos observar los rendimientos de metano después de 30 días en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4 son: 26.21 ,17.40 ,21.89 y 10.18 ml CH₄/ gSV respectivamente. Observándose claramente que cuanto mayor es la relación S/I menor es el rendimiento de metano esto es probablemente, debido a la baja actividad metanogénica o al número de los metanógenos en los digestores que podrían conducir a la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) producidos durante la etapa de la acido génesis lo que puede causar la inhibición de la metanogénesis debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles. (Guaguin *et al.*, 2009).



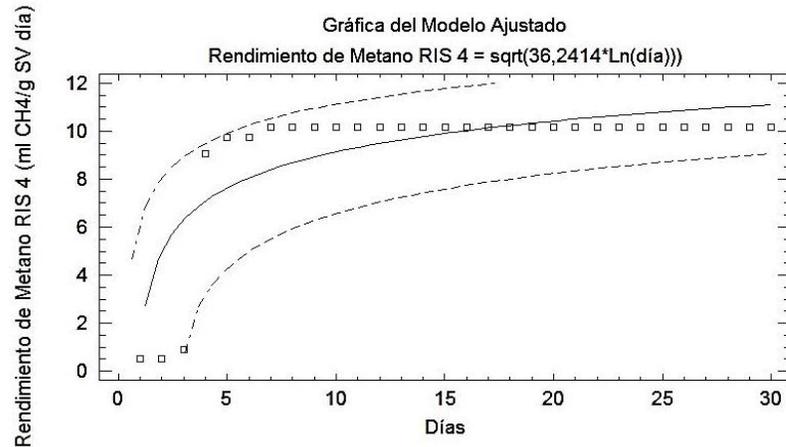
a) Rendimiento acumulado de metano en la prueba de SIR 1



b) Rendimiento acumulado de metano en la prueba de SIR 2



c) Rendimiento acumulado de metano en la prueba SIR 3



d) Rendimiento acumulado en la prueba SIR 4

Figura 4-7 Rendimiento de metano en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4.

El tratamiento SIR4 no presentó un incremento significativo en la producción de metano y ésta finalizó a los 7 días. Los resultados obtenidos en este trabajo se compararon con los reportados por Brown y Yerbo, (2012) quienes afirman que con el aumento de la relación sustrato inóculo, hay una menor cantidad de microorganismos disponibles para transformar los productos de la fermentación, lo que puede concluir a sobrecargas debido a la acumulación de ácidos AGV lo que corrobora el valor de pH obtenido (5.66) al final del proceso de digestión.

La mayor tasa de producción de metano se presentó en el tratamiento SIR1 (26.21 ml/gSV) el cual fue significativamente bajo en contraste con los estudios publicados por Raposo (2006) quien reportó el máximo valor en la producción de metano de 233 ml CH₄/gSV en la codigestión de residuos de maíz con lodos de aguas residuales en una relación S/I de 1.0. Al igual que los estudios reportados por Shujuan *et al.*, (2010), quienes reportaron un valor de 132.44 ml CH₄/gSV para una relación S/I de 1.0 obteniendo la máxima producción de metano (140.48 ml CH₄/gSV) en la relación S/I de 2.0 utilizando como sustrato *ciano* bacterias *microcystis* spp y como inóculo lodos digeridos de estiércol de ganado. Además coincide con los valores reportados por Ensayed *et al.*, (2012), donde se valoró la influencia de la pre-incubación y la fuente del inóculo utilizando relaciones S/I de 0.5; 1.0; 2.0 y 4.0, como sustrato residuos de alimentos y como inóculo dos tipos de lodos primarios, provenientes de una planta de tratamiento de aguas y de un digester de tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales obteniendo el máximo volumen de metano (87 mlCH₄/gSV) en la relación S/I de 4.0 para el inóculo no incubado.

En la Figura 4-8 se observan los porcentajes de metano 56, 54, 23,15% obtenidos en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4, respectivamente. El porcentaje de metano es inversamente proporcional a la relación S/I resultado que concuerda con el obtenido por Brown y Yerbo., (2012), quienes en su estudio encontraron el mayor porcentaje de metano (67%) utilizando como sustrato mezclas de residuos de alimentos + biomasa vegetal (20% de residuos de alimentos y 80 de biomasa vegetal), y como inóculo lodo digerido de una planta alimentada con residuos de alimentos, grasas, aceites y lodos de depuradora, en una relación S/I (1.0). Sin embargo, estos resultados contrastan con los estudios publicados por Raposo *et al.*, (2006) quienes en su estudio encontraron una relación directa entre el porcentaje de metano obtenido y la relación S/I.

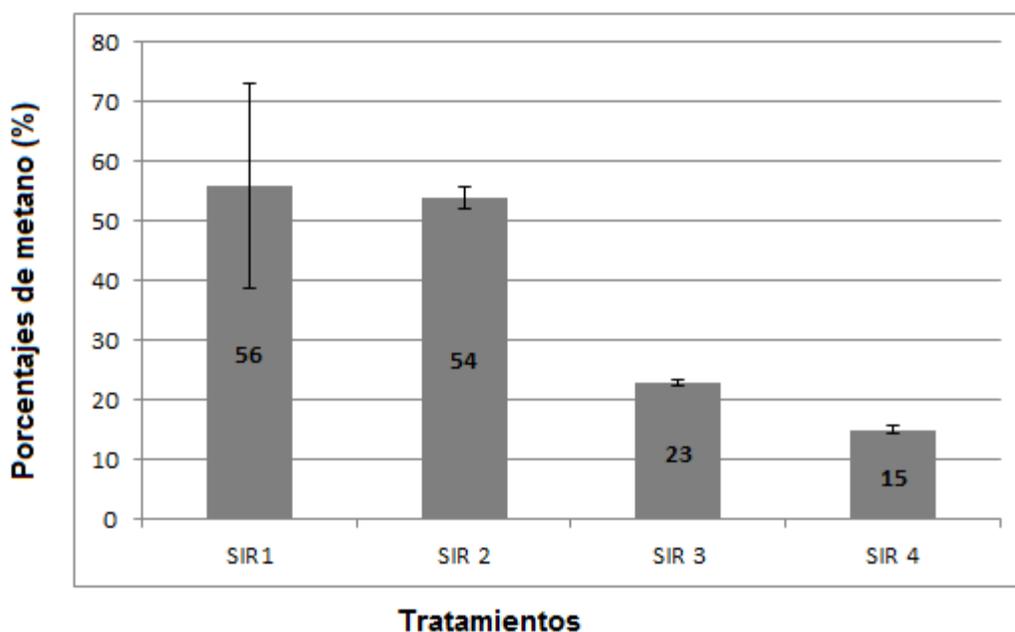


Figura 0-8. Porcentajes de metano de los tratamientos

En general se puede observar que investigadores tales como Sumerth *et al.*, (2013), Cabbai *et al.*, (2012) y Ensayed *et al.*, (2012) reportan que en la relación S/I mayor a 2, el volumen de CH₄ obtenido es más alto. Sin embargo, estos resultados contrastan con los estudios publicados por Parra *et al.*, (2015) y Guangquin *et al.*, (2009) y Raposo *et al.*, (2006) quienes reportan que el mayor volumen de metano obtenido se presenta a relaciones de S/I menores de 2.0. En el presente estudio se contribuye a esta discusión, planteando además que más allá de la relación S/I en cuanto a la cantidad presente en el ensayo, lo relevante es la composición y complejidad del sustrato y la adaptación del inóculo al residuo. Además,

se pretendía garantizar la mejor relación S/I en la que se podría obtener el mayor porcentaje de metano en el biogás que iba a ser utilizado en la valoración energética.

- **Evaluación de la eficiencia de remoción de sólidos**

Los porcentajes de remoción de sólidos volátiles obtenidos en los tratamientos, se observan en la Figura 4-9.

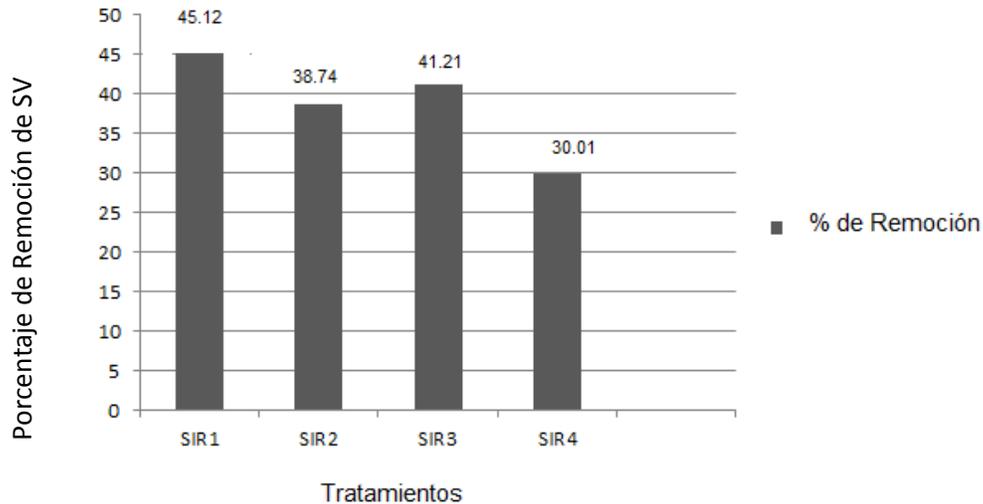


Figura 0-9. Porcentajes de remoción de sólidos en la evaluación de la relación S/I

El mayor porcentaje de remoción se obtuvo en la relación SIR 1 fue de 45.12% y la menor (30.01%) fue en SIR 4. Esto es posible explicarlo ya que en la relación S/I de 4 se produce metano solo los 7 primeros días lo que nos lleva a pensar que la fuente de alimento se acaba y por eso se acidifican los tratamientos.

- **Análisis estadístico**

El nivel de significancia fue determinada mediante un análisis de varianza (ANOVA) usando el software de Statgraphics. Para los ensayos de los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4 hay diferencias significativas entre la media del rendimiento del metano con un nivel de confianza del 95%. Las medias y las desviaciones estándar obtenidas en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4 fueron (16.05 ± 7.98) , (6.253 ± 6.10) , (5.032 ± 6.348) y (9.160 ± 2.89) , respectivamente. Comparando la ANOVA de SIR1 con SIR2, SIR3 y SIR4 hay diferencia significativa con una confianza del 95% obteniendo SIR1 el promedio es alto y el valor máximo también es mayor.

4.3. Diseño del Reactor Piloto

Los experimentos efectuados en los reactores *Batch* tienen como objetivo determinar la mezcla óptima para el proceso de digestión anaerobia. Los ensayos efectuados se basaron en la variación de la relación sustrato inóculo. En la primera etapa se varía la proporción residuos de alimentos y biomasa vegetal. En la segunda etapa se varía la relación sustrato inóculo. La mezcla óptima se seleccionó de acuerdo a la mezcla que produjo mayor porcentaje de metano

4.3.1. Selección y caracterización de la materia prima

La mezcla con la que se arranca la operación del reactor piloto está constituida por biomasa vegetal-residuos de alimentos. La proporción seleccionada fue 70 A:30V, relación con la que en el tratamiento en *Batch* se obtuvo el mayor porcentaje de metano utilizando como inóculo lodo. En la Tabla 4-11 se encuentran las características fisicoquímicas del sustrato y del inóculo con el que se carga el reactor piloto.

Tabla 0-11. Características fisicoquímicas del sustrato y del inóculo utilizado en el reactor piloto

Parámetros	Residuos de Alimentos	Residuos de Poda	Lodo	Influyente	Efluente
ST (%)	23.05±0.78	95.85±0.71	2.54±0.02	5,54±0.05	4.12±5.2
SV (%)	21.95±0.78	86.67±0.03	1.07±0.01	4,87±0.28	0.19±0.05
SV/ST	95,22	92,51	41.95	87,83	20.71
C	43.14±0.67	37.13±0.89	18.62±0,52	33.74	5.88
N	2.37±0.24	3.01±0.15	2.31±0.97	2.36	3.02
C/N	18.20	12.33	10.08	14.24	9.33
PH	4.17	NA	7.39	7.08	7.35

La relación C/N obtenida en el influente fue de 14.24 la cual cae dentro del rango propuesto por Carucci *et al.*, 2005 los cuales proponen que es una relación C/N óptima para el proceso de digestión.

4.3.2. Características de diseño del reactor para el tratamiento biomasa vegetal: residuos de alimentos

El reactor fue construido con unas canecas de plástico que tienen un volumen total de 30L, una altura y un diámetro de 45.2 y 26 cm, respectivamente. Cuenta con un punto de muestreo, ubicado en la zona en donde se encuentra el lecho. La altura total de las canecas es de 52 cm, la altura de llenado es de 42 cm que corresponden al 80% de la altura total de las canecas. Se instaló la tubería en la parte superior del tanque y se adecuaron las válvulas y registros para la conducción y salida del gas que se generara en la digestión anaerobia.

En la parte inferior se acondicionó las tuberías y botellas para la salida del efluente del biodigestor. Para garantizar hermeticidad al sistema y evitar el escape del gas, se llenó la caneca con agua hasta cubrir el orificio que conecta el tubo de PVC; y de esta manera garantizar que el gas no tendría salida. Las características generales se presentan en la Tabla 4-12 y en la Figura 4-10 se ilustra el diseño del reactor continuo utilizado en la obtención del volumen de biogás necesario para realizar la valoración energética.

Tabla 0-12. Características de diseño del reactor continuo para el tratamiento de residuos de alimento- biomasa vegetal utilizando como inóculo lodo PTAR.

Características	Cantidad	Unidades
Altura	0.452	m
Diámetro	0.260	m
Volumen total	0.030	m ³
Volumen útil	0.024	m ³
Volumen espacio del gas	0.006	m ³

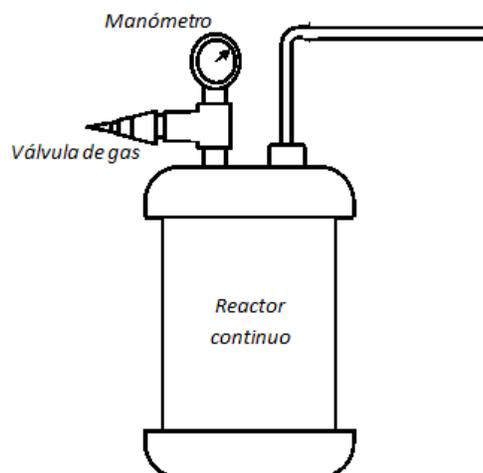


Figura 4-10 Esquema del reactor continuo utilizado (Elaboración propia)

4.3.3. Parámetros operacionales y de estabilidad del reactor

El reactor estuvo en funcionamiento durante 3 meses, en los cuales el sistema fue alimentado con la muestra residuo de alimento: biomasa vegetal 70A:30V que fue la muestra donde se obtuvo mayor porcentaje de metano en el tratamiento en Batch.

En la Tabla 4-13 se resumen las condiciones promedio en las que se operó el reactor.

Tabla 0-13 Condiciones de operación del reactor continuo utilizado para el tratamiento biomasa vegetal: residuo de alimento (70 A:30V) después de la estabilización.

Parámetro	Unidades	Promedio
Caudal	$\left[\frac{kgSV}{m3día}\right]$	0.136
pH inicial	-	7.01
pH efluente	-	7.37±0.2
AGV/Alc	-	Rango (0.04 - 0.44±0.1)
Porcentaje de remoción	[%]	42-56
Rendimiento acumulativo de biogás	$[mlg^{-1} SV d]$	431.01±105.7
Porcentaje de metano	[%]	Max 72.- Promedio 60.0
Rendimiento promedio acumulativo de metano	$[ml/g SV d]$	218.74±14

El arranque es comúnmente considerado la fase más inestable y crítica de la digestión anaerobia (Show *et al.*, 2004; Tamayo *et al.*, 2015).

El digestor fue monitoreado diariamente para la producción del gas y regularmente las características del efluente. Los parámetros medidos fueron: pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles (AGV), relación AGV/ALK y destrucción de sólidos volátiles. El digestor arrancó con un porcentaje de metano de 41%, alcanzando el máximo porcentaje de metano (60%) el día 7. Luego de 10 días de operación del reactor los niveles de AGV obtenidos fueron de 43.880 mg/L causando una caída en el pH y la inestabilidad del digestor. El biodigestor volvió arrancar nuevamente luego de 22 días de operación pero de una manera más lenta el porcentaje de metano obtenido fue de 6% y después de 30 días de operación, el porcentaje de metano obtenido fue de 49%. A los 56 días de operación el pH estaba dentro de los límites de tolerancia de las bacterias metanogénicas y se consiguió una buena conversión, se obtuvo el máximo porcentaje de metano (76%) y un volumen máximo de metano de 218.737 ± 137 ml CH₄/g SV.

4.3.4. Eficiencia del sistema

Las eficiencias del biogás y del metano en el reactor continuo están asociadas a la producción de biogás y la remoción de sólidos volátiles. Se produjeron un máximo porcentaje y un valor promedio de metano 76 y 60%, respectivamente. El volumen máximo de metano obtenido fue de 218.737 ± 137 mlCH₄/g SV, el cual puede considerarse muy bajo probablemente debido a que la relación C/N de la materia prima del digestor fue de 14.24 considerándose por debajo a la relación C/N (30:1), que es considerada como óptima para la digestión.

El propósito de realizar la codigestión en el reactor piloto era obtener el volumen de metano necesario para realizar la valoración energética del biogás obtenido, pero el volumen de metano obtenido en el biodigestor fue de (218.73 ml/gSV) el cual es menor al volumen obtenido en el potencial metanogénico (425 ml/gSV), esto me da un inicio que el biodigestor no alcanzó el estado estable óptimo donde se pudiera producir el máximo volumen de metano necesario para la valoración energética.

4.3.5. Eficiencia en la remoción de sólidos

Se evalúa con base en los sólidos volátiles contenidos en el influente y en el efluente, la reducción de este parámetro en el efluente es el resultado de una serie de factores

microbiológicos, físicos y químicos que ocurren dentro del reactor. La actividad metabólica del proceso está asociada a múltiples factores y se refleja en la eficiencia en la remoción de la carga orgánica y en la estabilidad del reactor. El máximo porcentaje de remoción obtenido fue de 76.00 ± 66 y un porcentaje de remoción promedio fue de 76.99 ± 9.98 .

En la Figura 4-11 se resume la influencia de las diferentes variables sobre el porcentaje de remoción, encontrando que mayores valores de la relación AGV/ALK hay mayores porcentajes de remoción y a mayores volúmenes de metano mayores porcentajes de remoción ya que la relación AGV/ALK tiene una alta influencia sobre el porcentaje de remoción. La relación promedio AGV/ALK fue de 0.25 ± 0.12 lo que me indica que se pudo haber aumentado el caudal para poder obtener más volumen de metano sin caer en la acidificación del sistema.

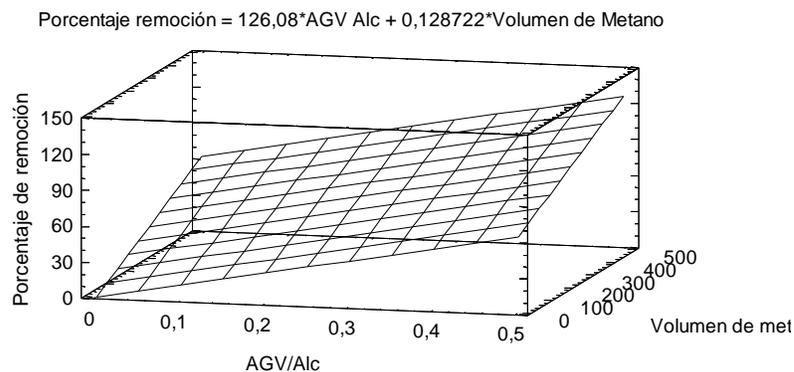


Figura 4-11 Modelo del porcentaje de remoción en relación con la relación AGV/Alc y el volumen de metano

En la digestión anaerobia también se obtiene un efluente con excelentes propiedades fertilizantes, que no tiene mal olor, no atrae moscas y se puede aplicar directamente en los suelos y cultivos, elevando la calidad de los mismos (Soria, 2001). El efluente obtenido tiene un mayor porcentaje de nitrógeno y menor relación carbono: nitrógeno, generando de esta manera un impacto positivo en el medio ambiente y una reducción en los costos de los fertilizantes utilizados en la jardinería del Instituto Tecnológico Metropolitano. Esta tecnología reduce la contaminación ambiental, genera compuestos que pueden mejorar la fertilidad de suelos y propicia la producción de energía renovable (Guaquing *et al.* 2009; Khalid *et al.*, 2011).

El volumen obtenido del fertilizante líquido fue 22 L con un pH de 7.35, un porcentaje de carbono y nitrógeno de 5.88 y 3.02%, respectivamente.

4.3.6. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de regresión múltiple donde se relaciona AGV/Alc, porcentaje de remoción y volumen de metano, dando como resultado que entre todos ellos hay una correlación estadísticamente significativa con un valor p menor a 0.05, sólo entre AGV/ALK y metano no hubo correlación significativa.

4.4. Evaluación energética del biogás en diferentes Tecnologías

4.4.1. Valoración del biogás para la producción de energía térmica

La valoración energética se realizó en un quemador poroso (4 kW) utilizando la prueba del hervido de agua (Jiménez, 2016). La prueba se realizó según la norma JIS (*Japanese Industrial Standards*), método cf. JIS S 2103 (Pantoja, 2013). En Tabla 4-14 están reportados los datos promedios obtenidos en la experimentación para hallar la eficiencia del quemador poroso.

Tabla 0-14 Datos promedios obtenidos para la determinación de la eficiencia del quemador poroso:

T inicial (°C)	T final (°C)	Tiempo(s)	Flujo másico(g/s)	Flujo del combustible (L/s)
25	95	393.8	2.54	0.1262

En la Figura 4-12 se ilustra el quemador poroso utilizado en la evaluación de la eficiencia térmica.

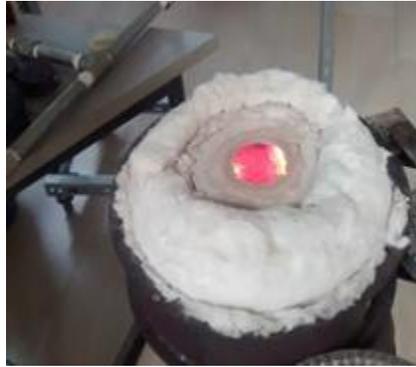


Figura 0-12 Quemador poroso utilizado en la evaluación de la eficiencia del biogás.

Con los datos obtenidos se calcula la eficiencia térmica del quemador y el coeficiente de variación. La eficiencia térmica obtenida fue de $35.21\% \pm 0.751$ con un coeficiente de variación de 2.134, la cual fue mucho menor que la obtenida por Jiménez (2016) realizando la combustión del biogás en un quemador artesanal en la cual se obtuvo una eficiencia del 69%, lo que nos indica que no hubo un buen precalentamiento de los reactivos y no hubo una buena combustión del combustible de bajo poder calorífico.

4.4.2. Valoración del biogás para la producción de energía eléctrica

La valoración eléctrica se realizó en un motor de encendido por compresión, el cual fue modificado a modo dual para lograr la sustitución del diésel usando biogás simulado (60% CH_4 y 40% CO_2) como combustible primario, y diésel como combustible piloto. En la Tabla 4-15 y 4-16 se encuentran los datos promedios obtenidos del motor a 12 y a 6 kW utilizando diésel como combustible y en modo dual utilizando biogás-diésel.

Tabla 4-15 Datos promedios obtenidos del motor a una carga de 12 kW utilizando diésel como combustible y en modo dual.

Carga del motor	Modo	T gases °C	Flujo másico diesel kg/horas	Flujo de aire cfm	CO ppm	CO ₂ %	NOx ppm	O ₂ %	CH ₄ %
12kW	Diésel	464.4 ±4.03	73.63 ±0.379	44.20 ±1.60	1644.9 ±13.9	8.0 ±0.11	805.8 ±23.66	10.3 ±0.43	0.0
	Dual	464.4± 9.26	31	44.40 ±0.30	3530.7 ±38.07	9.67 ±0.38	551.7 ±83.26	9.90 ±0.93	0.33± 0.09

En la Tabla 4-16 se encuentran los datos promedios del motor a una carga de 6kW utilizando diésel como combustible y en modo dual diésel-biogás.

Tabla 4-16 Datos promedios obtenidos del motor a una carga de 6kW utilizando diésel como combustible y en modo dual.

Carga del motor	Modo	T gases °C	Flujo másico diésel kg/horas	Flujo de aire m ³ /s	CO ppm	CO ₂ %	NOx ppm	O ₂ %	CH ₄ %
6 kW	Diésel	417.0 ±46.2	55.16 ±0.25	68.34 ±3.01	968.3 ±54.03	5.3 ±0.0	706.8± 37.1	14.1 ±0.1	0.0
	Dual	446.8± 32.4	31.00 ±0.0	-	2941.3 ± 24.3	6.5 ±0.08	449.8± 44.7	14.1±0 .5	0.6

A partir de las Tablas 4-15 y 4-16, se observa que en el proceso de combustión del motor dual, las emisiones de NOx disminuyen debido a que en estos motores se introduce la mezcla de combustible aire - gas premezclado, la cual se enciende en la etapa final de la carrera de compresión mediante la inyección del combustible piloto, y mediante la inducción del combustible primario se reduce el consumo de diésel en la generación de energía, lo que aumenta la combustión premezclada y disminuye las emisiones de NOx. Sin embargo cuando un motor de dos combustibles funciona a cargas parciales con altos niveles de sustitución, la eficiencia térmica es menor que en los motores diésel y se pueden presentar aumentos importantes en las emisiones de ciertos contaminantes tales como el monóxido de carbono (CO) los cuales aumentan debido al aumento de la combustión incompleta lo que con lleva a que su funcionamiento sea más ineficiente con respecto al funcionamiento en modo diésel (Bedoya, 2007); (Henham y Makkar, 1998).

Con los datos obtenidos del consumo de diésel se realizaron los cálculos promedios del nivel de sustitución, el consumo específico del combustible, la eficiencia efectiva y el rendimiento volumétrico. En la Tabla 4-17 se encuentran los resultados obtenidos a una potencia de 12 y 6 kW.

Tabla 4-17 Nivel de sustitución, consumo específico, eficiencia efectiva y rendimiento volumétrico del motor a 12 y 6 kW

Carga del motor	Nivel de sustitución %	Eficiencia efectiva	Consumo específico del combustible (GEF) g/kWh	Rendimiento volumétrico adimensional
12kW	57.9±0.51	22.74±1.02	523.1±0.63	0.93±0.039
6kW	43.8±0.47	13.70±2.72	861.6±0.29	0.82±0.08

De las Tablas 4-15 y 4-16 se observa que las emisiones de óxido de nitrógeno del combustible dual fueron inferiores a la del combustible diésel.

En la Tabla 4-17 se puede observar que a bajas cargas el consumo específico aumenta considerablemente resultado esperado dado a su menor poder calorífico por unidad de masa resultado que concuerda con el obtenido por Bedoya, 2009 en su estudio denominado evaluación experimental del uso de biodiesel de aceite de palma como combustible piloto en un motor dual biodiesel-biogás y el obtenido por Nwafor (2000) en su estudio realizado usando como combustible piloto aceite de colza operando a gas natural un motor dual.

En el motor dual, las emisiones del NO_x aumentan con el nivel de sustitución debido posiblemente al aumento de la temperatura promedio al interior del cilindro. No ocurre lo mismo con el CO ya que sus emisiones aumentan con la carga debido posiblemente a fenómenos de combustión incompletas. La tendencia del metano es decreciente con el grado de carga para los dos pilotos evaluados debido al aumento en el dosado al interior del cilindro.

Se han observado el incremento en la eficiencia efectiva con el grado de carga del combustible piloto en modo dual, posiblemente al cambio en la combustión al aumentar el nivel de sustitución debido a factores tales como mayor riqueza de la mezcla, aumento en la capacidad de auto ignición del biogás, aumento en la temperatura de los gases residuales y disminución del tiempo de retraso.

Capítulo 5: Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

- La codigestión de residuo de alimento y biomasa vegetal incrementa el rendimiento de metano (219.95, 272.43 y 425 ml CH₄/gSV para T1, T2 y T3 respectivamente), en comparación con la monodigestión (368.43 y 71.27 ml CH₄/gSV para T4 y T5 respectivamente). El incremento del rendimiento de metano se relacionó con un aumento en el porcentaje del residuo de alimento en la mezcla y con una relación S/I de 1, obteniéndose un aumento en la relación C/N con el incremento de la carga orgánica encontrándose como resultado un mayor porcentaje de remoción de la materia orgánica. Adicionalmente se pudo observar que la mayor producción de metano fue el obtenido en el tratamiento 70A:30V con un rendimiento de metano de 425 mlCH₄/gSV lo que refleja que la adición de residuos de alimento permite alcanzar tasas más altas de producción de metano. De acuerdo a lo anterior, la codigestión anaerobia de los residuos de alimentos y de biomasa generados en el Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM), Sede Fraternidad es una alternativa viable de tratamiento, dado que se mitigarían impactos asociados a la disposición en rellenos sanitarios, se reduciría la tasa de aseo y los costos asociados al gas consumido en las cafeterías.
- En la monodigestión del residuo de alimento y biomasa vegetal empleando como inóculo estiércol de ganado no hubo producción de metano, en este caso, los tratamientos se acidificaron. En la codigestión de las mezclas de residuos de alimentos y residuos de poda, empleando como inóculo estiércol de ganado, en general, los

rendimientos de metano son muy bajos (16.0 y 67.50 ml CH₄/g SV para T2 y T3 respectivamente), lo que permite concluir que para estas mezclas de residuos el estiércol de ganado no es un inóculo apropiado que favorezca la digestión anaerobia, esto probablemente asociado a la composición fisicoquímica y microbiológica del estiércol.

- La producción de metano en los tratamientos SIR1, SIR2, SIR3 y SIR4 fueron: 26.21 ,17.40 ,21.89 y 10.18 ml CH₄/ gSV respectivamente. concluyéndose que a mayor relación S/I menor es el rendimiento de metano, esto debido probablemente a la baja actividad metanogénica en los digestores que podrían conducir a la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) lo que puede causar la inhibición de la metanogénesis y por lo tanto la disminución en la producción de metano.
- En la valoración energética del biogás realizada en el motor de encendido por compresión en operaciones duales diesel-biogás se encontró que a mayores cargas (12 y 6 kW) se logró mayores niveles de sustitución del combustible piloto (57.9 y 43.8%), un aumento en la eficiencia efectiva (22.74 y 13.70) y pocas alteraciones en las emisiones de metano (0.33 y 0.6), comprobándose de esta manera que la implementación del motor con funcionamiento dual diesel-biogás reducirá considerablemente el consumo del diesel en la generación de electricidad y además, aportaría en la reducción de emisiones de metano a la atmósfera los cuales traería fuentes de ingresos mediante la implementación de mecanismos de desarrollo limpios.
- En la combustión del biogás obtenido en el quemador poroso la eficiencia térmica baja (35.21%), lo que nos indica que no hubo a buena combustión, posiblemente debido a la presencia del dióxido de carbono la cual tiene un efecto negativo en la estabilidad de la llama disminuyendo de esta manera la velocidad de deflagración laminar y el rango de estabilidad del quemador.

5.2 Recomendaciones

- Esta investigación muestra que es viable la co-digestión residuos de alimentos: biomasa vegetal utilizando como inóculo lodo de depuradora, se recomienda realizar co-digestión anaerobia con el papel y los residuos de frutas y mezclas que se generan ya que también puede ser aprovechados y de esta manera obtener mayor cantidad de biogás.
- Se considera que la construcción de un digestor para el aprovechamiento de la materia orgánica (residuos de alimentos –biomasa vegetal) contribuirá a disminuir los costos en la cafetería del ITM, ya se podría utilizar el biogás obtenido en la cocción de los alimentos y de esta manera se auto abastecerá en términos energéticos. Además, en los costos de los fertilizantes utilizados en la jardinería del Instituto Tecnológico Metropolitano. Esta tecnología reduce la contaminación ambiental, genera compuestos que pueden mejorar la fertilidad de suelos, reducirá la emisión de olores y la atracción de plagas lo cual es favorable una reducción y propicia la producción de energía renovable.
- Se recomienda tener presente en otros estudios algunos parámetros de mucha importancia en la combustión tales como: son estabilidad de la llama, cambio de la relación aire combustible, potencia térmica, velocidad de deflagración laminar entre otros.

Capítulo 6: Bibliografía

- Abdul M, Abdullah M., Abu M., Mohamad A.,Muhad R., Abdullah M. (2008). Combustion in porous media and its applications - A comprehensive survey. *Journal of Environmental Management* XXX, 1-26.
- Abdulkarim, B. y Abdullahi, M. (2010). *Effect Of Buffer (NaHCO₃) And Waste Type In High Solid Thermophilic Anaerobic Digestion. International Journal Of Chemtech Research*, 2,2.
- Abdullah, A. (2012). *Techno-economic analysis of electricity and heat generation from farm-scale biogas plant: Çiçekdağı case study. Energy*. 1-10.
- Akbari,M.H.,Riahi, P. (2010). *Investigation of the structural and reactants properties on the thermal characteristics of a premixed porous burner. Applied Energy* 87, 1433–1440.
- Al-Hamamre, Z., Diezinger, S., Talukdar, P., Issendorff, F.,Trimis,D. (2006). Combustion of low calorific value gases from landfills and waste pyrolysis using porous medium burner technology. *Process Saf. Environ.* 84, 297–308
- Amell, A., Herrera, B., Sepúlveda, C. y Cadavid, F.(2010). *Metodología para el Desarrollo de Sistemas de Combustión Sin Llama. Informacion Tecnologica*, 21, 17-22.
- Ampudia, M. (2011). *Investigación de las condiciones óptimas y de la cinética del proceso de biodigestor Anaerobia de Desechos Orgánicos Agroindustriales y Estiércol Vacuno. Universidad de San Francisco de Quito.*
- Angelidaki, I., Ellegaard, L. y Ahring, B. (2003). *Applications Of The Anaerobic Digestion Process. Advances In Biochemical Engineering/Biotechnology*, 82, 1-33.
- Angelidaki,I., Alves,M., Bolzonella, D., Borzacconi, L.,Campos, Guwy, J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., y Van Lier, J. (2009). *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for Batch Assays. Water Science & Technology*, 59, 927-934.
- Apha, ((American Public Health Association), (2005). *Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater*. In: Federation, A. W. W. A. A. W. E. (Ed.) 21 Ed. Washington D.C.

- Aquino, S. (2007). *Influência Das Condições De Incubação No Teste De Atividade Metanogênica Específica (Ame) De Lodos Anaeróbios*. Tese Mestre, Universidade Federal De Minas Gerais.
- Arango, S. (2011). *Evaluación del efecto de la temperatura y la relación de biomasa en la producción de biogás mediante codigestión anaerobia de residuos ganaderos y vástago de plátano*. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Arsova, L. (2010). *Anaerobic digestion of food waste: Current status, problems and an alternative product*, Columbia University.
- ASTM: (1992). Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation Potential of Organic Chemicals. En: *American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA*.
- Balcazar, C. (2009). *Aprovechamiento del recurso energético biomasa en la vivienda rural de la ciudad de Loja*. Universidad técnica particular de Loja-Ecuador.
- Banks, Ch., Chesshire, M. y Stringfellow, A. (2008) A pilot-scale comparison of mesophilic and thermophilic digestion of source segregated domestic food waste. *Water Science & Technology—WST* 7,1475-1481.
- Baltierra, E., Márquez, L., Sánchez, J. (2012) «Modelo experimental de difusión de biogás en raíces vegetales». *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 1, 133-139.
- Bedoya, I., Amell, A., Cadavid, F.(2009). Effects of mixing system and pilot fuel quality on diesel–biogas dual fuel engine performance. *Bioresource Technology*. 100, 6624–6629
- Bedoya, I., Samveg, S., Cadavid, F., Dibble, R., Wissink, M. (2012). *Experimental evaluation of strategies to increase the operating range of a biogas-fueled HCCI engine for power generation*. *Applied Energy*. 97, 618–629.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. B., Hamdi, M. (2005). *Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes*. *Process Biochemistry* 40 (2005) 989–995
- Bouallagui, H., Lahdhed, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B. y Hamdi, M.(2009). *Improvement of fruit and vegetable wate anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition*. *Journal of Environmental Management* 90, 1844–1849

- Bustamante, H.(2009). *Estimacion de un aporte de un biodigestor a la sostenibilidad de una finca ganadera*. Cuebca, Ecuador
- Blanco, D. (2011). *Farm waste anaerobic-aerobic biological treatment for obtaining biogas and compost*.Universidad de Leon.
- Bond, T. y Templeton, M. (2011). *History and future of domestic biogas plants in the developing world*. Energy for Sustainable Development. 15, 347–354.
- Brown, D. y Yebo, L. (2013). Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource Technology*. 127, 275–280.
- Buhigas, A. (2010). Sistema biodigestor para el tratamiento de desechos orgánicos (Estelí, Nicaragua). Universidad de Carlos III .Madrid.
- Baltierra, E., Márquez, L., Sánchez, J. «Modelo experimental de difusión de biogás en raíces vegetales». Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 1, 2012, pp. 133-139.
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D. (2013). BMP test of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestión with sewage sludge. Waste Management. 33,1626-1632.
- Carlin, R. (2015). *Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno*. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras.
- Carmona, M. (2008). *Estudio técnico económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Cadavid-Rodríguez, L. y Bolaños-Valencia, I. (2015). Aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción de energía renovable en una ciudad colombiana. *Energética* 46, 23-28.
- Castello, M. (2012). *Diseño, puesta en marcha y monitoreo de reactores anaerobios escala laboratorio para el tratamiento de residuos orgánicos provenientes del mercado central de Tumbaco*. Universidad San Francisco de Quito.
- Cavinato,C., Fatone, F., Bolzonella, D.,Pavan, P. Bolzonella. (2010). *Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops:*

Comparison of pilot and full scale experiences. Bioresource Technology 101, 545–550.

Aprobado: 28 de febrero de 2013

Cendales, E. (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.* Universidad Nacional, Bogotá.

Copete, H. (2008). Combustión con exceso de entalpía. *Revista tecnológica* 21, 171-190.

Cortez, I., Palacios, S., Torres, A. (2015). Propuesta de valorización energética de los desechos sólidos orgánicos de la universidad de El Salvador. Universidad de El Salvador. San Salvador.

Cuellar, A., Webber, M. (2008). Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. *Environmental Research Letters* 3

Cueva, B. (2012). *Obtención de biogás de estiércol porcino y restos vegetales, por fermentación semicontinua.* Tacna - Perú

Curry, N., Pillay, P. (2012). Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy* 41 (2012) 200-209

Chiung-lung, Su., y Yuh-ming Lee. (2009). *Development status and life cycle inventory analysis of biofuels in Taiwan.* Energy Policy. 37, 754-758.

Charles, W., Walker, L., Cord-Ruwisch, R., 2009. *Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste.* Bioresour. Technol. 100, 2329–2335

Cheolwoong, P., Seunghyun, P., Yonggyu, L., Changgi, K., Sunyoun, L., Yasuo, M. (2011). *Performance and emission characteristics of a SI engine fueled by low calorific biogas blended with hydrogen.* International Journal of Hydrogen Energy. 36, 10080-10088.

Chiriboga, O. (2010). *Desarrollo del Proceso de Producción de Biogás y Fertilizante Orgánico a partir de Mezclas de Desechos de Procesadoras de Frutas.* Universidad de San Francisco-Quito.

Cheng, J., Bergman, B.A., Classen, J., Stomp, A., Howard, J. (2002). *Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*.* Bioresour Technol. 81, 81–85.

Chen, Y., Cheng, J. y Creamer, K. (2008). Inhibition Of Anaerobic Digestion Process: A Review. *Bioresource Technology*. 10, 4044-4064.

- Cruz, (2015) Valorización energética de purines por digestión anaerobia en una explotación porcina. Universidad de la laguna.
- Dias da Silva, E. y Nogueira, T. (2007). *Determinación de la proporción de aceite residual de cocina que produce mayor volumen de biogás al adicionarlo a los biodigestores de la Universidad EARTH*, Costa Rica.
- Diaz, E.,Martinez, M.,Valdes,W.,Cardenas,J.(2010). *Quemadores de cerámica para biogás Tecnología química*, 21,3.
- Diaz C., Amell A.,Cardona L.(2008). Estudio experimental de la estabilidad de llama de biogás en un sistema de premezcla. *Revista Energética*, 39,35-42
- Dinsdale, R., Premier, G., Hawkes, F., Hawkes, D. (2000). Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. *Bioresource Technology*. 72, 159-168.
- De Avila, L.(2005). Valoración energética de Residuos una alternativa de Hoy. Waste to Energy.
- Effuggi A, Gelosa D, Derudi M, et al. (2008). Mild combustion of methane-derived fuel mixtures: Natural gas and biogas. *Combust Sci Technol*, 180 (3): 481–493.
- El-Mashad, H. y Zhang, R. (2010), Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology* 101, 4021–4028.
- Elsayed, E., George N., y Hisham H. (2012). Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*.110, 18–25.
- Espinel, D & E. Giraldo, E.(2005). *Evaluación económica del uso de las celdas de combustible para generar energía utilizando biogás proveniente de un relleno sanitario*.Universidad de los Andes, Bogotá D.C., Colombia
- Fernandez, J. (2010). *Optimización de la digestión anaerobia seca de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura*. Universidad de Cádiz
- Fuqing, Xu., Jian, Shi., Wen, L., Zhongtang, Yu., Yebo, Li. (2013). Comparison of different liquid anaerobic digestion effluents as inocula and nitrogen sources for solid-state batch anaerobic digestion of corn stover. *Waste Management*. 33, 26–32.

- Garcia, K.(2009) *Codigestión anaeróbica de estiércol y lodos de depuradora para producción de biogás*. Universidad de Cádiz.}
- Gomez,G., Cuetos, J., Cara, A. y Garcia, A. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy*. 31, 2017-2024.
- González-Sánchez, M., Pérez-Fabiel, S., Wong-Villarreal, A., Bello-Mendoza, R., Yañez-Ocampo, G.,(2015). Agroindustrial wastes methanization and bacterial composition in anaerobic digestion, *Revista Argentina de Microbiología*, 47, 3, 229-235.
- Gonzalez-Salazar M., Morinid M., Pinellia M., Spina P., Venturinia M., Finkenrath M., Poganietz Witold-Roger.(2014). Methodology for estimating biomass energy potential and its application to Colombia. *Applied Energy* 136, 781–796
- Guangqing, L., Ruihong, Z., Hamed, M., Renjie, D. (2009). Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Bioresource Technology*. 100, 5103–5108.
- Harasimowicz, M., Orluk, P., Zakrzewska-Trznadel, G., Chmielewski, A. (2007). *Aplication of polyimide membranes for biogas purification and enrichment*. *Journal of Hazardous Materials*. 144, 698-702.
- Herrera, D. y Niño, D.(2012). Evaluación del potencial de producción de biogás a partir de aguas residuales provenenientes de la industria palmera mediante digestión anaerobia. Universidad Industrial de Santander
- Hernández, J.,(2010), *Optimización de la digestión anaerobia seca de la Fracción Orgánica de los Residuos SólidosUrbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura*. Universidad de Cádiz.
- Hernández, S., Scarpa, F., Russo, N., Fino, D. (2011). A novel ZnO-based adsorbent for biogas purification in H₂ production systems. *Chemical Engineering Journal*. 176, 272-279.
- Hidalgo, D. y Martín-Marroquín J.(2014). Effects of inoculum source and co-digestion strategies on anaerobic digestion of residues generated in the treatment of waste vegetable oils. *Journal of Environmental Management*, 142, 17-22

- Himmel, M., Ding, S., Johnson, D., Adney, W., Nimlos, M., Brady, J., Foust, T. (2007). Biomass recalcitrance, engineering plants and enzymes for biofuels production. *Science*. 315, 804-807.
- Hartmann, H., Møller, H.B., Ahring, B.K., (2004). Efficiency of the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste: collection and pretreatment. *Waste Manage.* 22, 35–41.
- Hu, H. Z., Qing, Y. H. & Fa, Z. R. (2005). Influence Of Particle Size And Ph On Anaerobic Degradation Of Cellulose By Ruminant Microbes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 55, 233-238.
- IDEA (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía). (2007). *Biomasa digestores anaeróbicos*, Madrid.
- Itodo I., Agyo G., y Yusuf P. (2007). Performance evaluation of a biogas stove for cooking in Nigeria. *Journal of Energy in Southern Africa*. 18, 14-18.
- Ingeniería Alemana. (2009). *Informe final «Estudio para la evaluación socioeconómica y ambiental de tres prototipos de biodigestores en predios de pequeños productores lechero»*. Oficina de estudios y políticas agrarias (odep).
- Julio I., Peláez C., y Molina F. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. *rev.ion*. 29, 63-70.
- Jimenez G., (2016). Analisis de la eficiencia de la combustión de biogás en un quemador Boliviano. *Revista de investigación e innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, La Paz, 3, 94-104.
- Jiang, Y., Heaven, S. y Banks, C. (2012). Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. *Renewable Energy*. 44, 206-214.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management* 31, 1737–1744.
- Kon kim, J., Rock Oh, B., Nam Chun, Y. y Wouk Kim, S. (2006). Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 4, 328–332.

- Labatut, R., Angenent, L., Scott, N. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Biochemical Technology*. 102, 2255 - 2264
- Lehtomäki, A., Huttunen, J. Rintala. (2007). Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. *Resources, Conservation and Recycling*. 51, 591–609
- Li, Y., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., He, Y., y Liu, X. (2012). Comparison of methane production potential, biodegradability, and kinetics of different organic substrates. *Bioresource Technology*, 149, 565–569.
- Liu, X., Gao, X., Wang, W., Zheng, L., Zhou, Y., Sun, Y. (2012). Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy*. 44, 463-468
- Li, Y., Park, S. (2011 a.). Solid state anaerobic digestión for methane production form organic waste. *Renewable Sustainable Energy*. 15,821-826.
- Lin, J., Zuo, J., Gan, L., Peng, Li., Liu, F., Wang, K., Chen, L., Gan, H. (2011). Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of china. *Journal of Environmental Sciences*. 23,1403-1408.
- Marañón, E., Castrillón, L., Quiroga, G., Fernandez- Nava, Y., Gómez, L. y García, M.M (2012). Codigestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogás production. *Waste Management* 32, 1821–1825.
- Marín, R. (2008). Materiales y Estructuras Cerámicas para el diseño de quemadores de gas. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*. 47, (9) , 298-304 .
- Mauney, D. (2008). *Tecnologías para el Aprovechamiento del Biogás*.
- Manni He, Y., Dexun Zou, H., Baoning Z., Xiujin L., Yunzhi P. (2012). Influence of temperature on hydrolysis acidification of food waste. *Environmental Sciences*. 16, 85 – 94.
- Márquez, N. (2012). *Factores ecológicos que benefician la utilización del biogás dentro de la unidad educativa Nacional Elia Antonia Molina de Ramírez*. Universidad de Yacumbú
- Mohseni, F., Magnusson, M., Görling, M., Alvfors, P. (2012). Biogas from renewable electricity Increasing a climate neutral fuel supply. *Applied Energy*. 90, 11-16.

- Mohedano, R, Costa, R., Tavares, F., Filho, P. (2012). High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full - scale duckweed ponds. *Bioresource Technology*. 112, 98 - 104.
- Moreno, D., Corona, M., y Mora, M. (2010). *Aprovechamiento de residuos sólidos urbanos para producir biogás*. Ingeniería Química. 454, 198-208.
- Ministerio del Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2010). *el sector del biogás agroindustrial*. España, Madrid.
- Narvaez, Y., Franco, A. (2007). *Diseño, construcción y puesta en marcha de un biodigestor tipo piloto para la obtención de biogas y bioabono a partir de la mezcla de estiércol vacuno y suero de queso*. Guayaquil-Ecuador.
- Owen, W., Stuckey, D., Healy, J., Young, L., McCarty, P. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*. 13. 485 – 492
- Parra-Orobio, B., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L., Cárdenas-Cleves, L., Torres-López W., Ordoñez-Andrade J. (2015). Effect of Substrate-Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Municipal Biowastes. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 16, 515-526
- Parra, B. (2014). *Producción de metano a partir de la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal*. Universidad del Valle .
- Prakash C, G., (2013). SNV supported domestic biogas programmes in Asia and Africa. *Renewable Energy*. 49, 90-94.
- Porpatham, E., Ramesh, A. y Nagalingam, B. (2008). Investigation on the effect of concentration of methane in biogas when used as a fuel for a spark ignition engine. *Fuel*. 87, 1651–1659.
- Pesta, G. (2007). *Anaerobic Digestion Of Organic Residues And Wastes New York, Springer Us*, 53-71.
- Qiao, W., Yan, X., Ye, J., Sun, Y., Wang, W., Zhang, Z. (2011). Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. *Renewable Energy* . 36 , 3313-3318

- Quintero, M. y Rondon, Y. (2012). Estudio preeliminar de la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia del murcielago de café utilizando lodo estiercol de cerdo como inóculo. Universidad de Santander. Bucaramanga.
- 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, 1444–145.
- Rendón, J. Cadavid, F., Amell, A. (2008). Simulación de la estructura de llama en un quemador de premezcla parcial metano/aire en flujo concéntrico. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*. 44, 61-74.
- Rivas, O., Fait, M., y Guillen, R. (2010). Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. *Tecnología en marcha*. 23, 39-46.
- Rodríguez, L. y Ramos, C. (2014), Disposición final de residuos sólidos en Colombia, 2013. Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios.
- Rosenkranz, F (2013). *Estudio del comportamiento de reactores anaerobios de tipo ASBR frente a compuestos de difícil degradación y/o efectos negativos*. Pontificia Universidad de Valparaíso- Chile.
- Rao, P. y Baral, S.(2011), Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chem Eng J* 172, 1-2
- Szegö G G, Dally B B, Nathan G J. (2009). Operational characteristics of a parallel jet MILD combustion burner system. *Combustion and Flame*,156 (2): 429–438.
- Serrano C.,(2006). *Alternativas de utilización de biogás de rellenos sanitarios en Colombia*. Tesis doctoral ,p144.
- Severiche, C. Acevedo, R. (2013). Biogás from Organic Waste and its Commitment as a Second Generation Fuels, *Ingenium*, 14,28,6-15.
- Silva, P.(2002). *Tecnología del biogás. Gestión Integral del Tratamiento de aguas residuales*. Universidad del Valle (Colombia).
- Shujuan, Z., Xianzheng, Y., Xiaoshuang, S., Yanling, Q. (2010). Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and orthophosphate release from anaerobic digestion of *Microcystis* spp. *Journal of Hazardous Materials*. 178, 89–93.
- Soria, M. (2001). Producción de biofertilizantes mediante biodigestión de excreta líquida de cerdo. *TERRA*. 19, 353-362.

- Sumeth, D., Duangporn, K. y Duangporn Ch. (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
- Suneerat, P., Sommas, K., y Tharapong, V. (2008). Economic assessment of biogas-to-electricity generation system with H₂S removal by activated carbon in small pig farm. *Applied Energy*. 86, 669.
- Show, K., Wang, Y., Foong, S., Tay, J., (2004). Accelerated start - up and enhanced granulation in up flow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Research*. 38, 2293 – 2304
- Tamayo, A., (2014). Recuperación energética de porquinaza y formulación de insumos para un sistema acoplado cerdos – pastos – leche en el norte de Antioquia. Universidad Nacional de Colombia.
- Tierney, C. and Harris, A.T.(2009). Materials Design and Selection Issues in Ultra-Lean Porous Burners. *Journal of the Australian Ceramic Society*. 45, 20-29.
- Tippayawong, N .,Promwungkwa, A., Rerkkriangkrai, P. (2007). Long-term operation of a small biogas/diesel dual-fuel engine for on-farm electricity generation. *Biosystems engineering* 98,26– 32.
- Torres, S., Diaz, Y.,Ramos, P. (2008). Montaje y puesta en marcha de dos biodigestores anaerobios con residuos orgánicos generados en la Central de Mercado “Plaza Kennedy” en Bogota. Universidad Manuela Beltran Facultad de Ingeniería Ambiental Bogota, D.C.
- UPME (2011). *Formulación de un plan de desarrollo para las fuentes no convencionales de energía en Colombia* (PDFNCE).
- Varnero, M. (2011). *Manual del biogás*. Ministerio de Energia, Santiago de Chile.
- Vallejo, W. (2008), Estudio de Viabilidad para el Aprovechamiento del Biogás Producido en el Sitio de Disposición Final de Navarro, Bajo los Mecanismos Establecidos en el Protocolo de Kioto 2008. Universidad Santiago de Cali. *Gerencia Ambiental y Desarrollo Sostenible Empresarial*.
- Vereda, A., Gomez, C., García, F., Rodríguez, J. (2006). Producción de biogás a partir de residuos vegetales (I). Características, etapas y limitaciones. *Ingeniería Química*. 114-121.

- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J. & Jones, D. L. (2008). Optimisation Of The Anaerobic Digestion Of Agricultural Resources. *Bioresource Technology*, 99, 7928-7940.
- Wood, S and Harris, A.(2008) Porous burners for lean-burn applications. *Revista:Progress in Energy and Combustion Science* 34, 667 – 684.
- Xuan, J., Leung, M., Leung, D., Ni, M. (2009). A review of biomasa-derived fuel processors for fuel cell systems. *Renewable and sustainable. Energy Reviews*. 13, 301-1313.
- XU, F., Li, Y. (2012) Solid- state co-digestion of experied dog food and corn stover for methane production. *Bioresour. Technol* 118, 219-226.
- Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu, Z., Ruan, W. (2015). Enhancing biogás generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digstion: Effect of pH adjustment. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 105, 153–159.
- Yepes,S., Montoya, L., Orozco, F.(2008). Agroindustrial waste valorization - fruits in medellín and the south of valle de aburrá, Colombia *Rev.Fac.Nal.Agr* 61, 4422-4431.
- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T. (2015). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy* 78, 527-530.
- Ye, J., Li, D., Sun, Y., Wang, G., Yuan, Z., Zhen, F. & Wang, Y. (2013). *Improved Biogas Production From Rice Straw By Co-Digestion With Kitchen Waste And Pig Manure. Waste Management*.
- Yen, H., Brune, D. (2007). Anaerobic co-digestion of algal slude and waste paper to produce methane. *Bioresource technology*. 98,130-134.
- Zapata, A. (2007).*Utilización del Biogás para Generación de Electricidad*. Fundación CIPAV. 1-8.
- Zhang, P., Jia, G., y Wang, G. (2007).Contribution to emisión reduction of CO₂ and SO₂ by household biogas in rural China. *Renewableand Sustainable Energy Reviews*. 11, 1903-1912.

