

Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno

Ronnie Enrique Carlin Santana

**Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras**

Noviembre, 2015

ZAMORANO
CARRERA DE INGENIERÍA EN AMBIENTE Y DESARROLLO

Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar
al título de Ingeniero en Ambiente y Desarrollo en el
Grado Académico de Licenciatura

Presentado por

Ronnie Enrique Carlin Santana

Zamorano, Honduras
Noviembre, 2015

Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno

Presentado por:

Ronnie Enrique Carlin Santana

Aprobado:

Victoria Cortes, M.Sc.
Asesora Principal

Laura Suazo, Ph.D.
Directora
Departamento de Ingeniería en
Ambiente y Desarrollo

Lourdes Espinal, Ing.
Asesora

Raúl Zelaya, Ph.D.
Decano Académico

Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno

Ronnie Enrique Carlin Santana

Resumen. La generación de residuos de alimentos y su incorrecta disposición representa un problema de interés social debido a las afecciones ambientales que este tipo de desechos puede causar. La digestión anaerobia ha demostrado ser una alternativa efectiva de manejo de residuos de alimentos. Esta tecnología reduce la contaminación ambiental, genera compuestos que pueden mejorar la fertilidad del suelo y propicia la producción de energías renovables que pueden ser integradas en sistemas productivos. Este estudio evaluó el potencial de generación de energía eléctrica producida por mezclas de residuos de alimentos (RA) y estiércol vacuno (E), en comparación con la digestión individual de estos sustratos. Los resultados indicaron que los mayores rendimientos de metano se obtuvieron del tratamiento RA (100) produciendo $0.47 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}$ y del tratamiento E:RA (30:70) con $0.43 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}$. A pesar de que E (100) fue el tratamiento de menor rendimiento ($0.28 \text{ m}^3/\text{kg SV}$), su producción de metano y potencial de generación de energía eléctrica es superior a los demás tratamientos, debido a que la disponibilidad de estiércol es 21 veces mayor a la disponibilidad de residuos de alimentos. Este escenario representa una alternativa viable de implementación y su producción de energía podría cubrir la demanda energética de la Unidad de Ganado Lechero de Zamorano. Además este escenario evitaría la emisión mensual de 63 toneladas de CO_2 producidas por la descomposición del estiércol.

Palabras clave: Codigestión anaerobia, producción de metano, rendimiento de metano, reducción de emisiones.

Abstract: Food waste generation and its inadequate management represent a public concern due to environmental problems that this type of waste provoke. Anaerobic digestion has proven to be an effective alternative for food waste management. This technology reduces environmental pollution, generates compounds that can improve soil fertility and stimulates the production of renewable energy which can be integrated into production systems. This study evaluated the electrical energy potential produced by food waste (RA) and dairy manure (E) mixtures, by comparing individual digestion of these substrates. The results indicated that the highest methane yield was produced by 100RA ($0.47\text{m}^3\text{CH}_4 / \text{kg SV}$) and 30E-70RA ($0.43\text{m}^3\text{CH}_4 / \text{kg SV}$) treatments. Although dairy manure produced the lower methane yield ($0.28 \text{ m}^3 / \text{kg SV}$), the methane production and the energy potential is superior to other treatments, because dairy manure availability is 21 times than food waste. This is a viable scenario which has the potential to provide the total electrical power needed by Zamorano's dairy farm. At the same time, this scenario will reduce $63 \text{ tons of CO}_2 \text{ month}^{-1}$, produced by the degradation of manure in open fields.

Key words: Anaerobic codigestion, methane production, methane yield, emission reduction.

CONTENIDO

Portadilla	i
Página de firmas	ii
Resumen	iii
Contenido	iii
Índice de Cuadros, Figuras y Anexos.....	v
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	5
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	14
4. CONCLUSIONES.....	23
5. RECOMENDACIONES.....	24
6. LITERATURA CITADA.....	25
7. ANEXOS.....	29

ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Características de Residuos de Alimentos reportado en la literatura	2
2. Análisis químicos realizados.	7
3. Características de los sustratos utilizados.....	16
4. Características de los efluentes de los tratamientos	16
5. Resultados del análisis estadístico.....	18
6. Comparativo de escenarios de producción de metano	22

Figuras	Página
1. Mapa referencial de la Unidad de Ganado Lechero, Zamorano.....	5
2. Ejemplo de reactor Batch y sus fases.	8
3. Esquema gráfico del diseño experimental establecido.....	13
4. Producción de residuos de alimentos en el comedor “Doris Stone”, en el año 2013 y 2014.	15
5. Tasa de producción de biogás. Cada valor representa el promedio de producción de tres reactores por fecha de medición.	17
6. Rendimiento de metano ($m^3 CH_4/kg SV$) de Estiércol (E), Residuos de Alimentos (RA), y tres mezclas de estos residuos. Los valores son el resultado del promedio de producción de metano de tres réplicas de cada tratamiento.	18
7. Comparación de la eficiencia de reducción de Sólidos Volátiles de los tratamientos.	19
8. Comparativo de remoción de DQO y Sólidos Volátiles de los tratamientos	20

Anexos	Página
1. Plano arquitectónico de Sala de Espera, Unidad de Ganado Lechero, Zamorano.	29
2. Sistema de drenaje de sala de espera de ordeño, Zamorano.....	30
3. Reactores batch establecidos.	30
4. Incubación de reactores batch	31

1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos de alimentos urbanos, es considerada como una preocupación de interés global a causa de las afecciones ambientales que estos desechos orgánicos pueden provocar. Generalmente, el manejo de este tipo de residuos, representa un problema para los países en vías de desarrollo, debido a factores relacionados con una deficiente clasificación de desechos sólidos municipales, falta de capacidad técnica-operativa por parte de la administración pública y la aplicación de prácticas de manejo y disposición inadecuadas (Dung *et al.* 2015).

En Honduras, se proyecta una producción superior a 3000 t día⁻¹ de residuos municipales y se estima que la proporción de residuos de alimentos generados en el distrito metropolitano alcanza el 40% de total de sólidos producidos (López y Padilla 2007). Generalmente, el manejo de estos desechos se realiza a través de botaderos a cielo abierto, incineración y rellenos sanitarios (Dung *et al.* 2015 y López y Padilla 2007). Estas acciones, brindan una solución parcial a la problemática del manejo y disposición final de residuos orgánicos (Narayana 2008). Sin embargo, son poco eficaces en la disminución de degradación ambiental, en términos de emisión de Gases de Efecto Invernadero, contaminación de agua subterránea y polución de aire (Gupta *et al.* 1998). Además, el uso de recursos que supone la implementación de estas formas de manejo, convierten a estas técnicas de disposición de residuos en sistemas económicos insostenibles (Adhikari *et al.* 2006).

La composición de los residuos de alimentos varía acorde su fuente de generación. En este sentido, el uso de sistemas de conversión de materia orgánica como la digestión anaerobia, representa una tecnología alternativa de manejo de residuos más adecuada que permite su aprovechamiento (Zhang *et al.* 2007). Esto debido a su facilidad de descomposición y a los altos contenidos de humedad (>80 %) que este tipo de residuos puede tener (Cuadro 1).

El proceso de digestión anaerobia de residuos orgánicos ha sido investigado ampliamente. Los sistemas en donde se desarrolla este proceso se conocen como reactores o biodigestores. El proceso de digestión está conformado por cuatro etapas las cuales son hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Kondusamy y Kalamdhad 2014). A través de estas etapas, la materia orgánica es transformada y aprovechada por microorganismos que en ausencia de oxígeno producen metano utilizable para la generación de energía térmica y eléctrica (Di Maria y Barratta 2015). Al mismo tiempo, como resultado del proceso de descomposición, la digestión anaerobia propicia la producción de efluentes que pueden ser utilizados como mejoradores de fertilidad del suelo (Sonesson *et al.* 2000).

Además de las ventajas ambientales que mantiene la digestión anaerobia sobre otros métodos de bioconversión de la materia, esta tecnología también representa oportunidades de ahorro de recursos financieros (Al Seadi *et al.* 2013). De acuerdo a un estudio realizado bajo la herramienta de Valoración del Ciclo de Vida (LCA) de plantas de tratamiento de igual capacidad operativa, la digestión anaerobia mantiene ventajas económicas sobre el compostaje y la incineración. Esto se debe a que los sistemas anaerobios tienen un mejor balance energético, por la recuperación y generación de energía que este tipo de tecnología permite (Edelmann *et al.* 1999).

Cuadro 1. Características de Residuos de Alimentos reportado en la literatura.

pH	Parámetro							Referencia
	H (%)	ST (%)	SV/ST (%)	C/N	CT (%TS)	NTK (%)	FT (g/L)	
ND	75.1	24.8	95.9	19	56.7	2.9	ND	Yang <i>et al.</i> (2015)
7.17	79.9	20.0	95.8	28.4	49.7	1.7	ND	Yong <i>et al.</i> (2015)
5.15	66.1	33.9	94.9	ND	51.2	^y 7.4	ND	Zarkadas <i>et al.</i> (2015)
4.4	70.7	29.3	ND	12.7	48.4	3.8	ND	Agyeman y Tao (2014)
6.5	81.9	18.1	94	13.2	46.6	3.5	ND	Zhang <i>et al.</i> (2011)
ND	72	28	86	ND	ND	^y 29.5	4.8 ¹	El-Mashad y Zhang (2010)
ND	69.1	30.9	85.3	14.8	46.7	3.1	ND	Zhang <i>et al.</i> (2007)
ND	80.4	19.6	90.8	ND	ND	ND	ND	Han <i>et al.</i> (2015)

H = Humedad

ST = Sólidos totales

SV/ST = Porcentaje de sólidos volátiles respecto sólidos totales

C/N = Relación Carbono/Nitrógeno

NT = Nitrógeno total

FT= Fósforo total

ND = No determinado

^y = Unidad (g/kg)

En este sentido, el interés por incrementar la producción de energía a partir de la digestión anaerobia de residuos orgánicos, ha sido sujeto de extensas investigaciones. Acorde a lo expresado por Mata-Alvarez *et al.* (2000), uno de los enfoques de estudio y desarrollo de esta tecnología considera el establecimiento de sistemas de operación que mejoren la estabilidad del proceso de descomposición de la materia orgánica y optimicen la producción de metano.

Existen diferentes parámetros relacionados a los residuos de alimentos y al diseño de los sistemas de digestión que pueden influir en la estabilidad del proceso anaerobio. Estos parámetros incluyen la humedad, la carga orgánica, degradabilidad de los sustratos utilizados expresado como la fracción de sólidos transformables en metano o Sólidos Volátiles (SV), pH, tiempo de incubación o tiempo de retención hidráulica (TRH), balance de la relación Carbono/Nitrógeno (C/N) y carga orgánica del sistema (Zhang *et al.* 2007 y Yong *et al.* 2015).

La carga orgánica representa la proporción de materia orgánica o sólidos volátiles (SV) presente en los sustratos utilizados. Esta, se suministra en un tiempo determinado en relación al volumen líquido del digestor. Gou *et al.* (2014) evaluaron el efecto en la producción de metano en sistemas de digestión establecidos con cargas orgánicas entre 1 y 8 g SV L⁻¹ día⁻¹. Su estudio señala que el incremento de carga orgánica en los digestores conlleva a la acumulación de ácidos grasos volátiles que acidifican el sistema y afectan la producción de metano. Así mismo, Agyeman y Tao (2014) atribuyen en su investigación, una mayor producción de metano a los tratamientos establecidos con cargas orgánicas bajas (2 g SV L⁻¹ día⁻¹) debido a la ausencia del efecto de los compuestos volátiles mencionados en los sistemas de digestión anaerobia.

Otro parámetro es la degradabilidad del material orgánico utilizado. Este factor mantiene un rol importante en la digestión anaerobia. Este parámetro se determina a partir del metano producido por unidad de sólido volátil, digerido en un tiempo y a una temperatura determinada. Acorde Zhang *et al.* (2007), el rendimiento de metano de residuos de alimentos incubados a temperatura termófila (50 °C) durante 28 días, es de 435 L/kg SV. Mientras El-Mashad y Zhang (2010), señalan que bajo condiciones mesófilas (35 °C) y 30 días de incubación, cada kilogramo de sólido volátil presente en los residuos de alimentos puede producir hasta 353 litros de metano.

Pese a que los residuos de alimentos poseen un alto rendimiento de producción de metano, las características de este residuo (Cuadro 1) propician la acumulación de ciertos compuestos durante el proceso de digestión. Esto provoca la acidificación y fallo del sistema de digestión (Yong *et al.* 2015). En este sentido el uso de cosustratos en la digestión anaerobia, ha demostrado mejorar la estabilidad de los sistemas de descomposición e incrementar la producción de metano, debido al ajuste de los factores físico-químicos, como pH y balance de nutrientes, que influyen en el proceso anaerobio (Misi y Forster 2001).

Investigaciones señalan que durante la digestión simultánea de residuos de alimentos y rastrojo, bajo condiciones mesófilas (35 °C), existió un incremento del 39-149 % del rendimiento de metano respecto la digestión individual de estos sustratos (Yong *et al.* 2015). Así mismo Rizwan *et al.* (2015), señalan que la codigestión anaerobia de residuos de alimentos y cáscara de arroz produjo un mayor rendimiento de producción de metano.

El estiércol vacuno también se ha usado como cosustrato en la digestión anaerobia de residuos de alimentos. Su uso ha demostrado mejorar las condiciones de operación de estos sistemas, contribuyendo a la estabilidad del pH y a la reducción de contaminantes en términos de demanda química de oxígeno (Macías-Corral *et al.* 2008). Además, un estudio señala que la codigestión anaerobia de estiércol y residuos de alimentos incrementa la

producción de metano respecto la digestión individual del estiércol y mantiene mejores condiciones operativas respecto la digestión anaerobia individual de los residuos de alimentos (El-Mashad y Zhang 2010).

El uso del estiércol de ganado lechero en la digestión anaerobia también representa una alternativa de mitigación a los problemas ambientales causados por este residuo. Se estima que la disposición y mal manejo del estiércol a nivel global es responsable de la emisión de aproximadamente 42 Mt CH₄ año⁻¹ (Gerber, 2013). Acorde Kaparaju y Rintala (2011), la digestión anaerobia es una opción de manejo viable que aporta soluciones efectivas en la reducción de emisión de gases de efecto invernadero a través de su captura y reducción de consumo de combustibles fósiles.

Adicionalmente la digestión anaerobia genera beneficios económicos a los sistemas de producción agrícola. Un estudio reporta que la generación de energía eléctrica a partir de digestores anaerobios de alimentación continua, puede representar ingresos mensuales de \$ 3150 para granjas lecheras con 200 animales en producción (Belle *et al.* 2014). Así mismo, otro estudio señala un rendimiento de hasta 0.3 kW h por cada tonelada diaria de agua de lavado generada. Investigaciones previas en Zamorano determinaron que el potencial de energía eléctrica del estiércol generado en su Unidad de Ganado Lechero cubriría entre el 5-6 % de la demanda energética de esta unidad (Medina y Luna 2009). Mientras otro estudio revela que el potencial de generación de energía térmica producida por la degradación del estiércol vacuno, podría ser utilizado para el calentamiento del agua empleada para lavar las máquinas ordeñadoras de esta Unidad (Moscoso 2010).

Esta investigación presenta los resultados referentes al potencial de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y generación de energía eléctrica producida por la digestión individual y codigestión de diferentes mezclas de residuos de alimentos y estiércol vacuno. Los hallazgos contribuyen a la discusión sobre la necesidad de implementación de energías renovables y medidas de mitigación a los impactos ambientales producidos por los residuos agrícolas generados en Zamorano. Se espera este estudio aporte los insumos necesarios para futuras investigaciones.

El objetivo general de esta investigación fue evaluar el potencial de generación de energía eléctrica producida por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno en comparación con la digestión individual de estos sustratos. Como objetivos específicos se caracterizó de forma cuantitativa y cualitativa los residuos empleados en los diferentes ensayos. Así mismo, se identificó la proporción de residuos de alimentos y estiércol vacuno (codigestión) que optimizó la producción de metano en comparación con la digestión de estos sustratos en forma individual. Adicionalmente se evaluó la eficiencia de remoción de materia orgánica y riqueza de nutrientes del efluente al finalizar el proceso de digestión anaerobia. Finalmente, se proponen las dimensiones de un sistema anaerobio requeridas para el tratamiento de los sustratos antes mencionados, seleccionando el escenario con mayores ventajas, para su integración en el aprovechamiento de estos residuos como fuente de generación de energía y reducción de impactos ambientales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del estudio. El estiércol utilizado en este estudio, se obtuvo de la Unidad de Ganado Lechero de la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, ubicada en departamento de Francisco Morazán, Honduras. Esta unidad mantiene anualmente en producción lechera a 250 vacas de raza Jersey y Holstein. Opera dos turnos de ordeño diario a lo largo del año y posee un promedio de producción de leche de 15 L vaca⁻¹ día⁻¹. Según la época del año, esta Unidad modifica los tiempos de permanencia de los animales en los corrales, utilizando sistemas de estabulado en la época seca (Noviembre – Abril) y sistemas de semi-estabulado en época lluviosa (Mayo – Octubre).

En la Unidad de Ganado Lechero, existen tres puntos de producción de estiércol. Los dos primeros son los carriles de alimentación y sala de espera previa al ordeño (Figura 1). El estiércol producido en ambas zonas se recoleta diariamente en carretas y se traslada hacia los potreros de la Unidad para su disposición final.

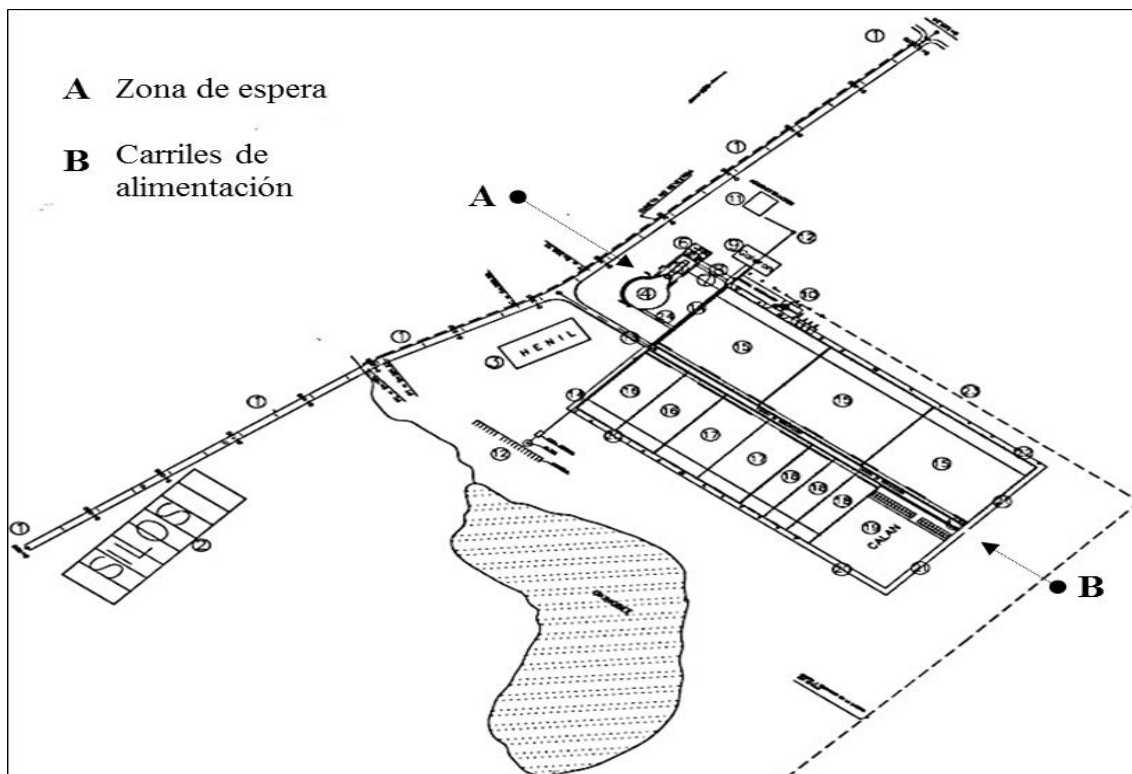


Figura 1. Mapa referencial de la Unidad de Ganado Lechero, Zamorano.
Fuente: Unidad de Diseño y Construcción de Zamorano.

La tercera fuente de estiércol procede del agua utilizada para el lavado de pasillos y de la sala de ordeño. Esta agua, es conducida a través del sistema de drenaje hacia las cajas de registro de la Unidad como método primario de manejo.

Los residuos de alimentos se obtuvieron del comedor estudiantil Doris Stone, localizado en el Campus de Zamorano. Este comedor opera tres tiempos diariamente (desayuno, almuerzo y cena) produciendo alimentos para una población aproximada de 1200 estudiantes.

El material orgánico generado en las instalaciones del comedor está compuesto por restos de alimentos no consumidos y residuos producidos en su preparación. Estos residuos son recolectados en la mañana y al mediodía y se transportan diariamente hacia la Unidad de Agricultura Orgánica de Zamorano, para ser integrados como sustratos para elaboración de compost.

Cuantificación de sustratos. Este estudio evaluó los pasillos de concreto de los carriles de alimentación como fuente de cuantificación y caracterización del estiércol. Esto con la finalidad de reducir la posible contaminación con otros elementos (agua de lavado) en la composición del estiércol.

La cuantificación de estiércol se realizó en Junio de 2015. El estiércol del área seleccionada se recolectó y pesó en cubetas de 20 L. Esta acción se realizó tanto en la mañana como en la tarde, durante un período de cinco días, con el objetivo de determinar el promedio de producción diaria de estiércol por vaca. Los horarios de cuantificación de este sustrato se establecieron acorde al itinerario de actividades realizadas por esta unidad debido a la presencia de los rumiantes en los pasillos de alimentación durante las labores de ordeño.

La cantidad total de residuos de alimentos producidos en el comedor estudiantil se obtuvo de la información recolectada por la administración de este establecimiento. Esta información consiste en el registro diario de residuos generados en el comedor. La información utilizada correspondió al historial del peso de desechos del año 2013 y 2014.

Debido a actividades de remodelación en el primer semestre del 2015, la administración no cuantificó el peso de los desechos generados en el comedor estudiantil, impidiendo utilizar datos correspondientes del año en vigencia.

Recolección de muestras de sustratos e inóculo. El estiércol se recolectó de los carriles de alimentación de la Unidad de Ganado Lechero. Se muestreó estiércol durante tres días para obtener una muestra compuesta de 9 lb, durante cada jornada se colectaron tres submuestras de estiércol por carril. Cada submuestra pesó 0.5 lb, cada porción se almacenó en bolsas de plástico con cierre hermético y se trasladaron al Laboratorio de Energía, Ambiente y Desarrollo de Zamorano (LEAD), para preservarse a temperatura aproximada de 5 °C.

La muestra compuesta de residuos de alimentos se obtuvo del área de desechos del comedor estudiantil. Durante tres días se muestrearon 3 lb de residuos día⁻¹ y se almacenaron en bolsas con cierre hermético. Debido a la heterogeneidad en la composición física de los

residuos de alimentos, cada submuestra de este sustrato fue homogenizada con molino de disco de 4 mm de pantalla y preservada a temperatura aproximada de 5 °C en el LEAD. Se recolectó una muestra de biol o efluente proveniente del digester de estiércol del Módulo de Energías Renovables de Zamorano. El biol se utilizó como inóculo o fuente de microorganismos en los tratamientos de digestión anaerobia (Angelidaki *et al.* 2009). El inóculo fue almacenado en recipientes plásticos herméticos y se conservó a temperatura ambiente.

Caracterización de sustratos e inóculo – Análisis Químico. Los sustratos e inóculo utilizados para el establecimiento de los reactores de digestión anaerobia se caracterizaron bajo los análisis descritos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Análisis químicos realizados.

Parámetro	Referencia
Sólidos Totales	2540 G (APHA 2005)
Sólidos Volátiles	2540 G (APHA 2005)
Nitrógeno Total Kjeldahl	4500 N _{org} C (APHA 2005)
Fósforo Total	8190, Método de digestión persulfato ácido (HACH) 8048 Phos Ver3, por ácido ascórbico (HACH)
Demanda Química de Oxígeno	8000 – Rango alto (200-1500 mg DQO/L) (HACH)
Carbono Total	Adams <i>et al.</i> 1951

Al finalizar el proceso de digestión anaerobia, se caracterizó el efluente de los reactores establecidos bajo los mismos parámetros (Cuadro 2). Complementariamente, debido a que a que el proceso de digestión anaerobia involucra la transformación del nitrógeno total en formas amoniacales de este nutriente. Se determinó la concentración de nitrógeno amoniacal del efluente de cada reactor acorde el método 4500-NH₃ C (APHA 2005).

Reactores y pruebas de digestión anaerobia

Reactor Batch. Las pruebas de digestión anaerobia de los residuos recolectados se llevaron a cabo en reactores por lote (batch) o de alimentación única. Los reactores son frascos de vidrio conformados por una fase líquida y una fase de almacenamiento de gases, con un volumen total de 250 mL. (Figura 2) El establecimiento de los reactores siguió la metodología descrita por (Angelidaki *et al.* 2009).

Montaje de tratamientos de digestión anaerobia. Se establecieron pruebas de digestión anaerobia independientes para estiércol (100E) y residuos de alimentos (100RA), además de tres mezclas de estos sustratos.

La primera mezcla se compuso de 70 % estiércol – 30 % residuos de alimentos (70E-30RA), la segunda 50 % estiércol – 50 % residuos de alimentos (50E-50RA) y la tercera mezcla por 30 % estiércol – 70 % residuos de alimentos (30E-70RA).

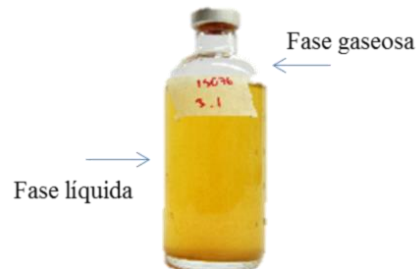


Figura 2. Ejemplo de reactor batch y sus fases.

La cantidad de sustrato utilizado por tratamiento se determinó de acuerdo a la proporción de sólidos volátiles (SV) presentes en el estiércol y residuos de alimentos (Cuadro 3). A partir de estos valores se establecieron cargas orgánicas de 2 g SV/L para todos los tratamientos. Se realizaron triplicados de cada tratamiento para tener significancia estadística en la producción de metano de los reactores. Para el cálculo de la cantidad de sustrato necesaria para los tratamientos con la carga orgánica señalada se utilizó la siguiente ecuación:

$$R = \frac{V \times COV}{ST \times \frac{SV}{ST}} \quad [1]$$

Donde:

R = Cantidad de sustrato (g)

ST = Sólidos Totales del sustrato (%)

SV/ ST = Fracción de Sólidos Volátiles presentes en los Sólidos Totales (%)

V = Volumen de la Fase líquida del reactor (L)

COV = Carga Orgánica definida (g SV/L)

La cantidad de sustrato calculada para cada tratamiento se diluyó en 100 mL de agua destilada a este volumen se agregó 100 mL de biol o inóculo. Ambos volúmenes conforman la fase líquida de cada reactor (Figura 2).

Junto a los tratamientos de digestión se establecieron tres blancos que consistieron en reactores con 100 mL de inóculo sin adición de sustrato. Los resultados obtenidos de estos reactores permiten cuantificar y corregir el aporte a la producción de metano por el inóculo en los tratamientos (Angelidaki *et al.* 2009). Adicionalmente se operaron tres réplicas de reactores control que contenían 200 mL de biol y 0.4 gr de sucrosa como sustrato, con la finalidad de determinar la viabilidad del inóculo utilizado en el proceso de digestión anaerobia en presencia de azúcares de fácil descomposición (Angelidaki *et al.* 2009).

Se determinó a través de balance de masas la cantidad de sólidos totales y sólidos volátiles de cada tratamiento. Para ello se usó los resultados obtenidos de los análisis iniciales de los sustratos e inóculo (Cuadro 3). El balance de masas se realizó a través de la siguiente ecuación:

$$Sólidos^* = (R1 \times SR) + (B \times SB) \quad [2]$$

Donde:

R = Cantidad del sustrato que ingresó al tratamiento (g)

SR = Fracción de sólidos del sustrato (%)

B = Volumen de biol (L)

SB = Concentración de sólidos en el biol (g/L)

* La ecuación [2] se utilizó tanto para la determinación de sólidos totales y sólidos volátiles.

Cada tratamiento se compone de sustrato(s) e inóculo, para la determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del sistema, se realizó un balance de materia usando la siguiente ecuación:

$$DQO_{sistema} = (R \times DQOR) + (B \times DQOB) \quad [3]$$

Donde:

R = Cantidad del sustrato que ingresó al tratamiento (g)

DQOR = Concentración de DQO del sustrato (g/g)

B = Volumen de biol (L)

DQOB = Concentración de DQO del biol (g/L)

En adición, se midió el pH inicial de los tratamientos utilizando el potenciómetro Orion Star A211. Posteriormente se sellaron los reactores herméticamente a través de tapones de goma y sellos de aluminio. Los reactores se agitaron manualmente por aproximadamente 30 segundos para facilitar el contacto entre el inóculo y los sustratos (Angelidaki *et al.* 2009). Se colocaron boca abajo con la finalidad de proveer sello hidráulico. Los reactores se incubaron a temperatura de rango mesófilo ($33 \pm 1^\circ\text{C}$).

Lecturas de Metano. La medición de acumulación de metano para los tratamientos conformados por distintas mezclas de estiércol y residuos de alimentos empezaron a partir del cuarto día de incubación. Mientras las mediciones de metano para los tratamientos de digestión por separado de estos residuos, iniciaron en el décimo día. Las lecturas se realizaron hasta que se observó incrementos menores al 2 % en el metano acumulado entre mediciones (Belle *et al.* 2014). A partir de esta información, se determinó el tiempo de retención hidráulica (días) para cada tratamiento.

El volumen de metano producido por cada reactor se determinó acorde la metodología descrita por Wilkie *et al.* (2004). En esta técnica, el metano desplaza un volumen equivalente de una solución de Hidróxido de Potasio (KOH), contenida en un recipiente de vidrio, conectada a través de una manguera a una bureta. Para la medición de metano, se registró el volumen inicial y final de KOH en la bureta luego de que el reactor conectado a este sistema dejara de emitir gases a través de la solución. En este sistema, los gases producidos (CO_2) en la digestión anaerobia, son transformados en carbonatos mientras que el metano puede atravesar esta solución. En adición, durante cada medición de metano se

registró la temperatura y presión atmosférica, debido a que estos parámetros influyen en el volumen de los gases (Wilkie *et al.* 2004). Con esta información se determinó el volumen de metano en condiciones normales utilizando la siguiente ecuación:

$$V = \frac{V_m \times P_m \times T}{p \times T_m} \quad [4]$$

Donde

V = Volumen de metano corregido (mL)

V_m = Volumen registrado por cada medición realizada (mL)

P_m = Presión registrada al momento de realizar la medición de producción de metano (bar)

T = Temperatura absoluta (1)

P = Presión atmosférica absoluta (bar)

T_m = Temperatura absoluta (Kelvin)

Evaluación de eficiencia de remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO). Se calculó la DQO de los efluentes de cada tratamiento de digestión anaerobia. A este valor se le restó la DQO determinada para el efluente de blanco (biol). Este nuevo valor (DQO_f) correspondió a la Demanda química de Oxígeno Real de cada tratamiento. Los valores reales obtenidos, en conjunto con los iniciales de DQO de cada tratamiento, se utilizaron para determinar la eficiencia de remoción que mantuvo el proceso de digestión sobre este parámetro. La eficiencia de remoción se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia de remoción DQO (\%)} = \frac{DQO_i - DQO_f}{DQO_i} \times 100 \quad [5]$$

Donde:

DQO_i: Demanda química de Oxígeno inicial del sistema (mg/L)

DQO_f: Demanda química de Oxígeno real del efluente del sistema (mg/L)

Evaluación de eficiencia de remoción de sólidos. La eficiencia de remoción de sólidos de los tratamientos se calculó utilizando los sólidos iniciales de los sustratos utilizados y los sólidos de los efluentes o finales de los tratamientos. Dado que los sólidos determinados de los efluentes, reflejan los sólidos del sistema (sustrato + biol), se calculó la cantidad de sólidos del Blanco establecido. Este valor se restó de los valores calculados de los efluentes, así se obtuvo el valor final real de los sustratos.

Esta metodología se utilizó para el cálculo de eficiencia de remoción tanto para sólidos Totales (ST) como para Sólidos Volátiles (SV). Para ello, la ecuación utilizada fue:

$$\text{Eficiencia de remoción Sólidos (\%)} = \frac{S_i - S_f}{S_i} \times 100 \quad [6]$$

Donde:

S_i: Sólidos iniciales de los sustratos utilizados (mg/L)

DQO_f: Demanda química de Oxígeno real del efluente del sistema (mg/L)

Se calculó la eficiencia de remoción de sólidos de los tratamientos establecidos. Para determinar este porcentaje, se calculó los sólidos presentes en los efluentes de cada

tratamiento y del Blanco. Debido a que los sólidos de los efluentes de los tratamientos reflejaban los sólidos del sistema (sustrato + blanco), se restó la cantidad de sólidos del Blanco a los sólidos de los tratamientos. Este valor correspondió a la cantidad real de sólidos de los sustratos. Estas cantidades y los valores de sólidos iniciales de los sustratos, se utilizaron para

Análisis Estadístico. Se determinaron las diferencias estadísticas en la producción promedio de metano entre ensayos. Mediante el análisis de los sistemas de digestión como ensayos independientes con un diseño completamente al azar con tres unidades experimentales (reactores batch) y dos niveles de tratamientos las cuales fueron porcentaje o ausencia de cada sustrato. Se aplicó una separación de media ajustada LSMEANS con $p \leq 0.05$. Los datos se analizaron en el paquete estadístico SAS® 9.3 TS1M2. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Evaluación de escenarios hipotéticos. Se evaluó cinco posibles escenarios para el dimensionamiento de un digestor a partir de la información obtenida de cada tratamiento. Los escenarios se consideraron en función de la alternativa de mayor rendimiento en la producción de metano por kilogramo de sólidos volátil de sustrato, menor tiempo de retención hidráulica, máxima remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la alternativa que combine la mayor captura de emisiones generada por la disposición del estiércol y la dotación energética requerida por la planta de ordeño, integrando el sistema a la actividad productiva. En adición se consideró un escenario hipotético de aprovechamiento de la totalidad de sustratos (residuos de alimentos y estiércol) generados diariamente.

Los digestores de los escenarios mencionados se dimensionaron a partir de la caracterización de sólidos volátiles presentes en cada sustrato y su cantidad producida diariamente (Cuadro 3). Para el cálculo del volumen de sustrato que entra a la fase líquida de cada digestor, se consideró que la densidad tanto de los residuos de alimentos como la del estiércol es de 1 kg/m^3 . También se consideró que la cantidad de sustrato de cada escenario se diluiría en 3 veces el volumen del sustrato. El agua de dilución de los escenarios sería el agua utilizada para las actividades de limpieza de la Unidad de Ganado Lechero. Esta agua funcionaría como inóculo de los digestores. Para determinar el volumen líquido del digestor (volumen de sustrato + volumen de agua de lavado), se utilizó la siguiente ecuación:

$$VLD = VRD + 3 VRD \quad [7]$$

Donde:

VLD = Volumen líquido diario que entra al digestor (m^3)

VRD = Volumen del residuo producido diariamente (m^3)

El volumen de la fase líquida de los digestores se determinó a partir del tiempo de retención hidráulica de cada tratamiento. La Ecuación utilizada fue la siguiente:

$$VFL = VLD \times TRH \quad [8]$$

Donde:

VFL = Volumen de la fase líquida del digestor (m^3)

VLD = Volumen líquido diario que entra al digestor (m³)

TRH = El tiempo de retención hidráulica de cada tratamiento (días)

Se consideró que la fase líquida de los digestores representaría el 75% del total del volumen del digestor. Para determinar este volumen se empleó la siguiente ecuación:

$$VTD = \frac{VFL}{0.75} \quad [9]$$

Donde:

VTD = Volumen total del digestor (m³)

VFL = Volumen de la fase líquida del digestor (m³)

Para determinar el volumen de la fase de almacenamiento de gases de los digestores, se consideró que esta fase representaría un 25% del total del volumen del digestor. La ecuación para determinar este volumen fue:

$$VFG = VTD \times 0.15 \quad [10]$$

Donde:

VFG = Volumen de la fase gaseosa del digestor (m³)

VTD = Volumen total del digestor (m³)

A partir del volumen de la fase líquida del digestor, se determinó la carga orgánica que entraría diariamente a cada sistema. La ecuación utilizada fue:

$$COVD = \frac{SVS}{VFL} \quad [11]$$

Donde:

COVD = Carga orgánica volátil diaria (kg $\frac{SV}{día}$)

VFL = Volumen de la fase líquida (m³)

La producción de metano diaria esperada de los digestores, se calculó a partir del rendimiento de metano de cada kilogramos de sólido volátil de los sustratos utilizados. La ecuación utilizada fue la siguiente:

$$MD = COVD \times RT \quad [12]$$

Donde:

MD = Metano diario esperado (m³)

COVD = Carga orgánica volátil diaria (kg $\frac{SV}{día}$)

RT = Rendimiento en de cada tratamiento ($\frac{m^3 CH_4}{kg SV}$)

Para la determinación del potencial de energía a partir del metano producido por los tratamientos, se consideró que 1 m³ de metano equivale a 10 kW h, acorde los valores utilizados por (Belle *et al.* 2014). Además se consideró una eficiencia de transformación de energía del 33% para sistemas de producción eléctrica a partir del metano.

Para evaluar el porcentaje de energía cubierta de la Unidad de Ganado Lechero a partir de la energía producida por el metano. Se consideró el promedio mensual de demanda energética de esta Unidad (8091 kWh) acorde a Medina y Luna (2009). El ahorro mensual a partir de la energía producida (US\$), se estimó considerando el costo actual (año 2015) del kWh en Honduras (US \$ 0.18 / kWh). La estimación de la inversión de los digestores utilizó el presupuesto presentado por la empresa GuateVerde para la construcción de un sistema anaerobio en Zamorano. El costo utilizado por metro cúbico de construcción fue de US\$ 100.

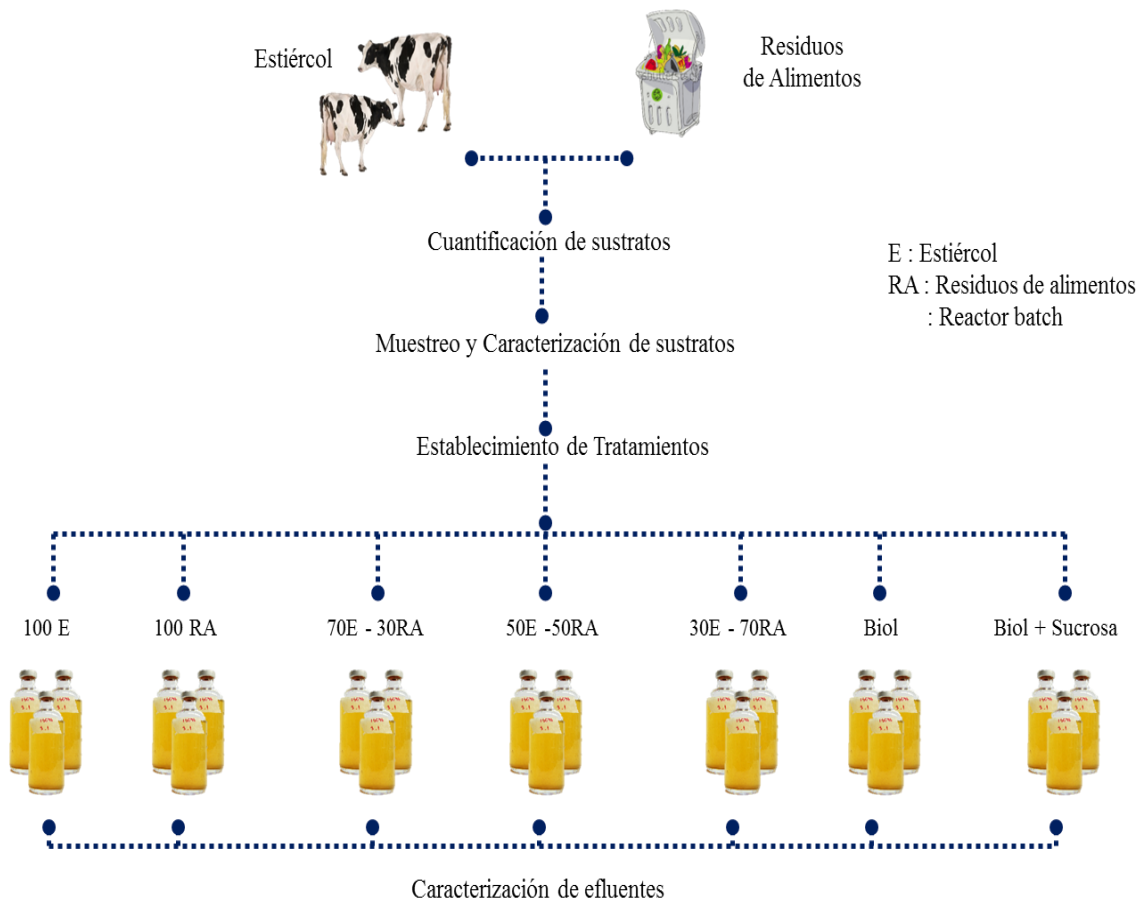


Figura 3. Esquema gráfico del diseño experimental establecido.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cuantificación de sustratos. Los pesajes realizados determinaron que el promedio de producción de estiércol diaria es de 3,450 kg. Esto representa 13.8 kg animal⁻¹ en producción lechera. Estas cantidades difieren a lo encontrados en estudios previos en esta granja, el cual señala que la producción diaria de estiércol es de 1.73 kg por animal (Medina y Luna 2009). Las diferencias en los valores reportados para la Unidad Lechera, pueden estar asociadas al área considerada para la cuantificación del residuo y al tiempo de permanencia de los rumiantes en cada área. Como se mencionó previamente, este estudio consideró la producción de estiércol en los carriles de alimentación de la Unidad, los cuales en conjunto tienen un área aproximada de 600 m². Mientras que el estudio realizado por Medina y Luna (2009), evaluó la producción de estiércol en la zona de espera previa al ordeño, la cual tiene un área de 400 m².

Otros autores estiman que vacas lecheras, pueden producir diariamente 27 kg de estiércol (DAF 2011). La diferencia existente respecto este estudio, puede explicarse debido al sistema semi estabulado bajo el cual opera la granja lechera de Zamorano durante la época lluviosa. Esto implica que solo una fracción del estiércol producido diariamente en la Unidad fue evaluada.

Acorde el registro de pesos de residuos de alimentos generados en el Comedor Estudiantil, la producción de residuos es variable (Figura 4). Esto se encuentra asociado con la calendarización de periodos vacacionales en el año académico de Zamorano, existiendo tendencia de disminución de generación de residuos en Enero, Abril, Agosto y Diciembre. Se estimó que el promedio diario de producción de este sustrato es de 162 Kg. Además, existió un aumento en la generación anual de residuos de alimentos entre 2013 y 2014 de aproximadamente dos toneladas.

Acorde información de la administración del Comedor Estudiantil, en el 2013 asistieron diariamente 1,878 estudiantes a esta Unidad. A partir de esta información, se estimó que el promedio de producción *per capita* de residuos de alimentos es de 0.19 lb diaria.

Características de sustratos. Las características de los sustratos utilizados son importantes en el proceso de digestión, puesto que pueden afectar la estabilidad del mismo. Los resultados de los análisis realizados a los sustratos se muestran en el Cuadro 3. La relación C/N de los residuos de alimentos y estiércol fue de (25) y (7.5), respectivamente. Se considera que la relación C/N óptima para el proceso de digestión a temperatura mesófila (35°C) es de 25 (Wang *et al.* 2014). La relación de los residuos de alimentos encontrada fue la adecuada. Mientras la relación C/N del estiércol de considera por debajo de lo recomendado. La baja relación C/N del estiércol influyó en su bajo rendimiento de

producción de metano. Acorde a la FAO (2011) la excesiva presencia de nitrógeno limita el crecimiento bacteriano lo que influye directamente en la producción de gas (Figura 6).

La relación Sólidos Volátiles/Sólidos Totales (SV/ST) de los residuos de alimentos y estiércol fue de 94.60% y 76.89%, respectivamente. El valor encontrado para los residuos de alimentos coincide por lo reportado para este sustrato en cafeterías universitarias y restaurantes (Know y Lee 2004 y Hand y Shin 2004) y se encuentra en el rango reportado en la literatura por diferentes autores (Cuadro 1). Mientras la relación SV/ST del estiércol es menor al reportado El-Mashad y Zhang (2010), esto puede deberse a que el contenido de sólidos en este residuo depende del manejo y tipo de alimentación que recibe en ganado vacuno (Rico *et al.* 2011).

La relación SV/ST fue mayor en los residuos de alimentos, esto significa una mayor degradabilidad y un mayor potencial de generación de gas que puede ser transformado en energía (El-Mashad y Zhang 2010). Sin embargo, la digestión anaerobia de residuos de alimentos puede conllevar a fallos en el proceso debido a la acumulación de compuestos que son considerados inhibidores (Jiang *et al.* 2012). Mientras los resultados del estiércol sugieren que existe un balance de compuestos. Estudios previos señalan que el estiércol posee un contenido adecuado de compuestos que puede mantener el proceso anaerobio (Loehr 1974).

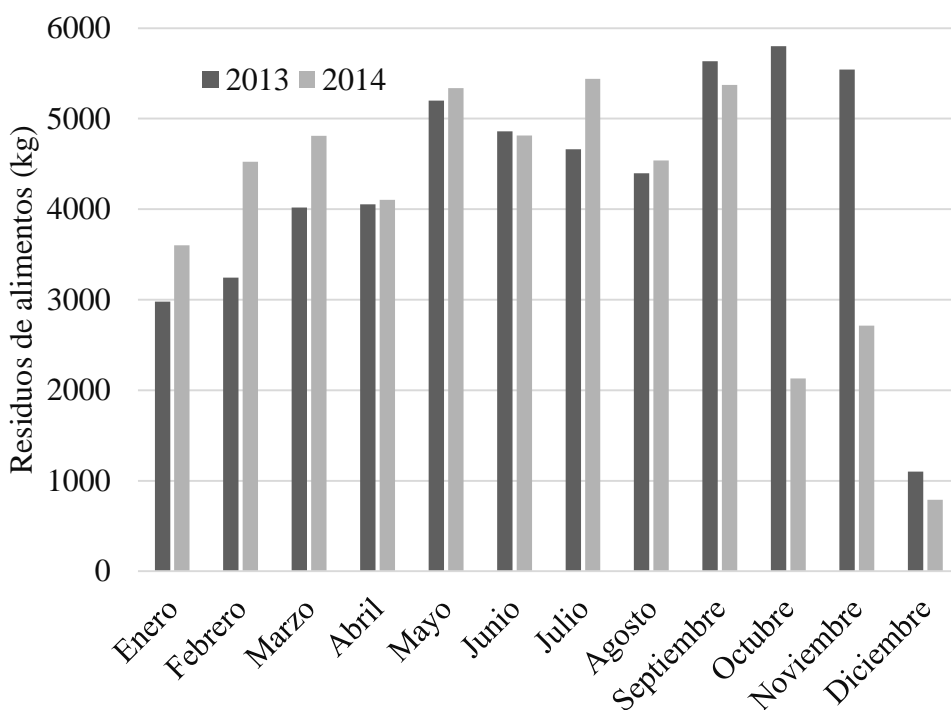


Figura 4. Producción de residuos de alimentos en el comedor “Doris Stone”, en el año 2013 y 2014.

Cuadro 3. Características de los sustratos utilizados.

Sustrato	Parámetro							
	pH	ST (%)	SV/ST (%)	DQO (g/g ^y)	CT (g/kg ^μ)	NTK (g/kg)	C/N	FT (mg/L)
Estiércol	7.00	20.65	76.89	0.40	1.58	0.21	7.5	4375
Residuos de alimentos	7.13	27.10	94.60	0.13	2.56	0.10	25	432.5

ST Sólidos Totales

SV Sólidos Volátiles

^y Cantidad de residuo (g)^μ Cantidad de residuo (kg)

Desempeño de los ensayos batch y evaluación del proceso de codigestión. La carga orgánica utilizada (2 g SV/L) en los tratamientos, no representó problemas en la estabilidad de los sistemas de digestión anaerobia. Esto puede estar relacionado a la disminución de acumulación de compuestos como ácidos grasos volátiles que pueden provocar fallos y acidificación del sistema (Zhang *et al.* 2014). Esto respalda lo determinado por los análisis de pH de este estudio que señalan que el rango de este parámetro en los efluentes de los reactores se encontró entre 6.8 – 7.5 (Cuadro 4). Esto es comparable a lo encontrado por Agyeman y Tao (2014), quienes obtuvieron valores de pH cercanos a la neutralidad al codigestar estiércol y residuos de alimentos. Acorde (Angelidaki y Sanders 2004), la estabilidad del pH en sistemas anaerobios puede favorecer el proceso de producción de metano.

Cuadro 4. Características de los efluentes de los tratamientos.

Tratamiento	Parámetro						
	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	DQO (g DQO/L)	CT (g/kg)	NH ₃ (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)
100E	7.18	2.19	1.01	2580	0.55	140.89	206
100RA	7.21	1.73	0.75	1795	0.41	107.74	85.5
70E-30RA	6.86	2.38	1.13	2225	0.62	139.51	192
50E-50RA	6.83	2.56	1.32	2200	0.72	121.55	204
30E-70RA	6.84	2.17	1.02	2105	0.55	157.47	190

El rendimiento en la producción de metano del tratamiento 100RA ($0.47 \text{ m}^3/\text{kg SV}$), es semejante a lo encontrado por Zhang *et al.* (2011), quienes reportan una producción de metano a partir de residuos de alimentos generados en restaurantes universitarios en Corea, producen $0.48 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$. La producción de metano del tratamiento 100E ($0.28 \text{ m}^3/\text{kg SV}$), fue mayor a lo reportado por Zarkadas *et al.* (2015) quienes señalan una producción de ($0.21 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$) en reactores batch. Esta diferencia puede estar asociada a la temperatura termófila ($55 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) utilizada en mencionado estudio.

El 85% de la producción de metano para los tratamientos 100RA y 100E se alcanzó en el día 26 y 25, respectivamente. El análisis estadístico demostró que la producción de metano del tratamiento 100RA es estadísticamente mayor por el metano producido por el tratamiento 100E (Cuadro 5). Esto puede estar relacionado a que la fracción orgánica presente en los residuos de alimentos, es fácilmente degradable en los sistemas anaerobios. Acorde Kawai *et al.* (2014), está característica contribuye a que los residuos de alimentos mantengan un mayor rendimiento en la producción de metano respecto otros sustratos. Sin embargo, debido al bajo pH que los residuos de alimentos pueden alcanzar (Cuadro 1) la acumulación de compuestos volátiles afectan la producción de metano (Yong *et al.* 2015).

El rendimiento de producción de metano de los tratamientos 70E–30RA, 50E–50RA y 30E–70RA fue de 0.36, 0.39 y $0.43 \text{ m}^3/\text{kg SV}$, respectivamente. El 85 % de la producción de metano de estos tratamientos se alcanzó entre el día 18 y 19. Para todos los tratamientos conformados por mezclas de estiércol y residuos de alimentos, se observó un pico de producción de metano partir del cuarto día de incubación. Esta coincide con lo encontrado por encontrado por El-Mashad y Zhang (2010) quienes señalan que tratamientos conformados por proporciones de sustratos similares a las de este estudio, alcanzan el pico de producción de metano entre el día cuatro y cinco. La máxima tasa de producción de metano de los tratamientos 70E–30RA, 50E–50RA, y 30E–70RA fue de 38.1, 37.8 y 39.2 m^3 , respectivamente (Figura 5).

El análisis estadístico determinó que no existieron diferencias significativas en la producción de metano del tratamiento 100RA, y los tratamientos conformados por mezclas de sustratos. Esto coincide con lo encontrado por El-Mashad y Zhang (2010), quienes señalan que no existe diferencia significativa en la producción metano entre el tratamiento conformado por 100% residuos de alimentos y el tratamiento conformado por una mezcla de 48% residuos de alimentos y 52% estiércol.

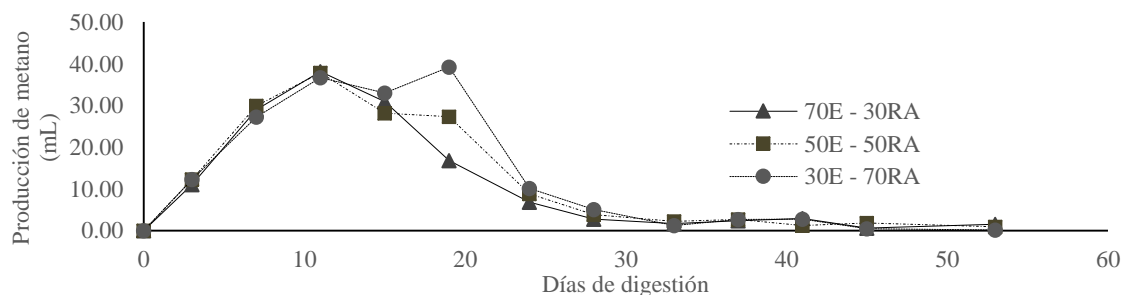


Figura 5. Tasa de producción de biogás. Cada valor representa el promedio de producción de tres reactores por fecha de medición.

El máximo rendimiento en producción de metano de los tratamientos conformados por mezclas de sustratos se alcanzó con una proporción de 30% estiércol y 70% residuos de alimentos (Figura 6). La producción de metano por kilogramo de Sólido Volátil (SV) del tratamiento 30E-70RA (0.43 m³/kg SV), fue estadísticamente mayor a la producción de metano del tratamiento 100E (0.28 m³/kg SV) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Resultados del análisis estadístico.

Estiércol	Residuos de Alimentos	LSMEAN
0	100	39.37
30	70	35.60
50	50	32.70
70	30	30.11
100	0	23.30

^{a-b} Diferente letra representa diferencia.

Los resultados señalan una tendencia de incremento de producción de metano a medida incrementa la proporción de residuos presentes en codigestión (Figura 6). Así mismo, el análisis estadístico sugiere que existe un punto entre el 50 y 70% de residuos de alimentos presentes en codigestión con estiércol, a partir del cual hay una diferencia significativa en la producción de metano, respecto la digestión individual del estiércol. Esta tendencia de incremento en la producción de gas, coincide con lo encontrado por (Yong *et al.* 2015), al codigestar residuos de alimentos y rastrojo en condiciones de operación similares a las de este estudio.

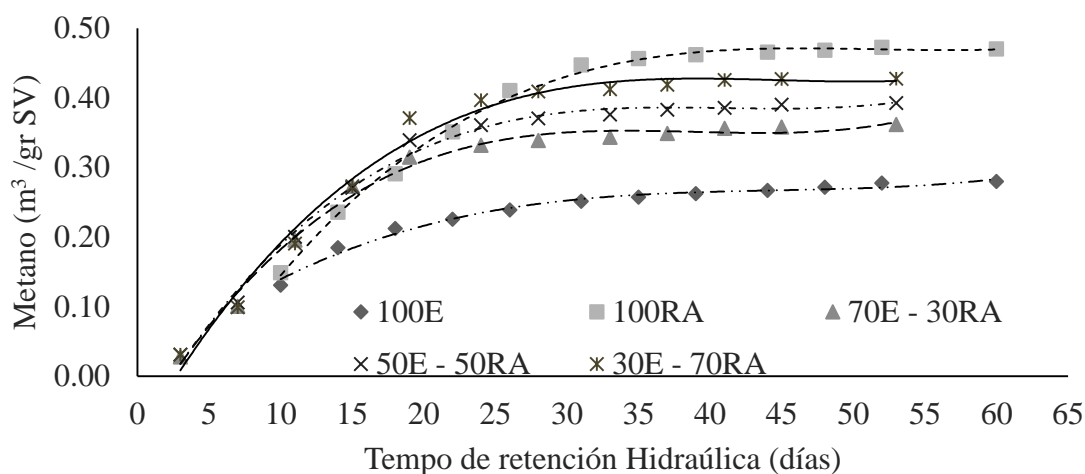
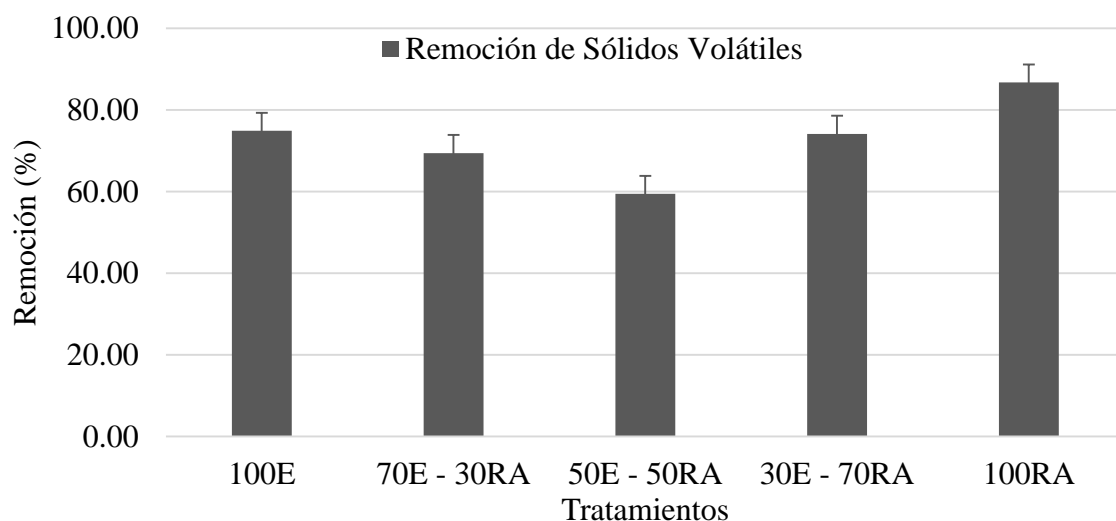


Figura 6. Rendimiento de metano (m³ CH₄/ kg SV) de Estiércol (E), Residuos de Alimentos (RA), y tres mezclas de estos residuos. Los valores son el resultado del promedio de producción de metano de tres réplicas de cada tratamiento.

Eficiencia de remoción de sólidos volátiles. La remoción de sólidos volátiles del tratamiento 100RA fue de 86.7 % mientras que la eficiencia de remoción del tratamiento 100E fue de 74.8 % (Figura 7). Las diferencias pueden estar asociadas a la alta degradabilidad de los residuos de alimentos. Esto respalda las diferencias significativas entre el rendimiento de metano de estos sustratos (Cuadro 5). Los rendimiento de metano de los residuos de alimentos ($0.43 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$) fue mayor al del estiércol ($0.28 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$). Esto sugiere que la utilización de residuos de alimentos como sustrato en la digestión anaerobia incrementa la producción de metano (Zhang *et al.* 2011).

Los resultados sugieren que la eficiencia en la remoción de sólidos volátiles a partir de 50% de mezcla de residuo de alimento en codigestión con estiércol, incrementa aproximadamente 25% (Figura 7). El incremento en la eficacia de remoción de sólidos a medida aumenta la proporción de residuos de alimento codigestado con estiércol vacuno es comparable a lo reportado por Zarkadas *et al.* 2015. Además la eficiencia de remoción de sólidos volátiles encontrada Zarkadas *et al.* 2015, coincide con lo encontrado en esta investigación para el tratamiento 30E-70RA la cual del 75%.



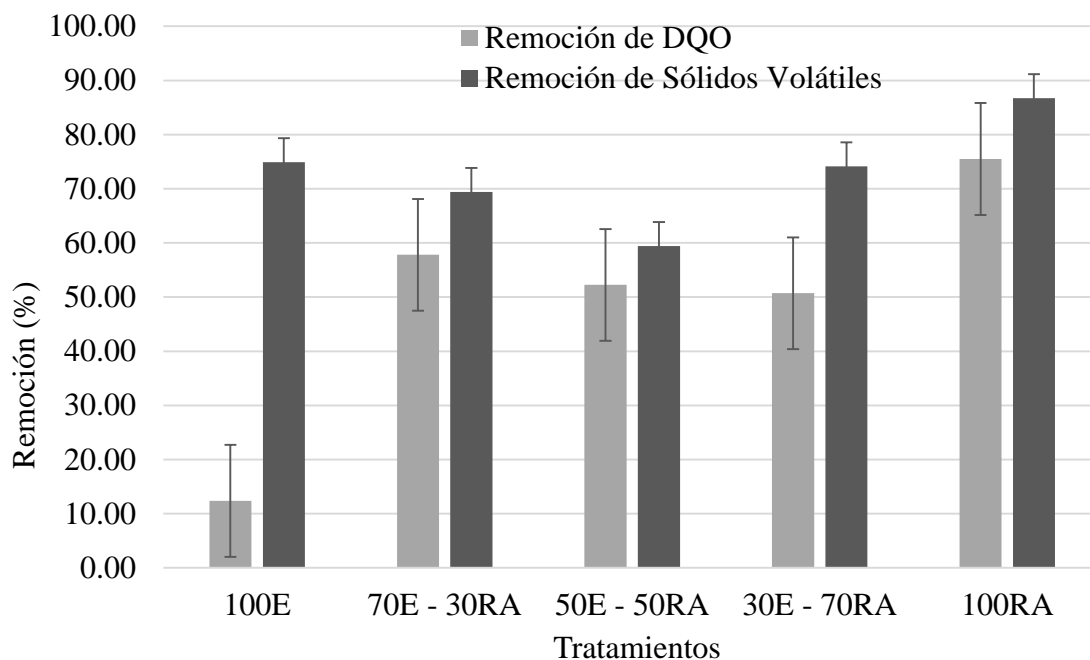
E Estiércol

RA Residuos de Alimentos

Figura 7. Comparación de la eficiencia de reducción de Sólidos Volátiles de los tratamientos.

Remoción de Demanda Química de Oxígeno

Los resultados de remoción de demanda química de oxígeno de los tratamientos se muestran en la Figura 8. El estiércol tuvo la menor eficiencia de remoción de DQO, esto puede estar asociado a la no consideración de las fibras presentes en la muestra analizada debido a que el estiércol no fue molido a diferencia de otros estudios (El-Mashad y Zhang 2010, Rico *et al.* 2011y Liu *et al.* 2009). Acorde Hajji y Rhachi (2013). El tamaño de partícula puede afectar la producción de metano. Esto está directamente relacionado con la producción de metano (Figura 8).



E Estiércol

RA Residuos de Alimentos

Figura 8. Comparativo de remoción de DQO y Sólidos Volátiles de los tratamientos.

Estimación del potencial energético. Los resultados del dimensionamiento a escala de operación sugieren que el escenario más favorable es el tratamiento 100E. Pese a que el rendimiento ($0.28 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg SV}$) de este tratamiento fue estadísticamente inferior al de los tratamiento 100RA y 30E – 70RA (Cuadro 5), su producción de metano es superior. Esto se debe a que la disponibilidad diaria de estiércol es 21 veces mayor a la disponibilidad de residuos de alimentos. Esto implica que con un tiempo de retención hidráulica de 21 días el escenario 100E requerirá aproximadamente 72 toneladas de estiércol. A diferencia del escenario 100RA, que con un tiempo de retención de 24 días requeriría de aproximadamente 4 toneladas de residuos de alimentos para mantenerse en operación.

El tamaño del digester requerido para el escenario del tratamiento 100E, es entre 5 – 18 veces mayor respecto el tamaño requerido para los demás tratamientos (Cuadro 6). Esta condición incrementa en el mismo orden la inversión inicial estimada para la construcción y puesta en marcha del digester. Pese a ello, la generación de energía mensual de este escenario es entre tres a ocho veces mayor a la de los demás escenarios. Esta diferencia, sugiere que bajo el escenario 100E se supliría el 100% de las necesidades energéticas mensuales (8 MW h) de la Unidad de Ganado Lechero y existiría un excedente aproximado de 7 MW h mes^{-1} (Cuadro 6). El excedente de energía podría ser utilizado para la expansión de la capacidad de producción lechera de esta granja, podría ser conectado a la red eléctrica de Zamorano o se podrían evaluar la alternativa de aprovechamiento como energía térmica.

En adición, la sustitución de energía eléctrica bajo el escenario del tratamiento 100E representaría ahorros mensuales de US\$ 2,726 para la Unidad de ganado Lechero (Cuadro

6). Este ahorro podría ser utilizado en la amortización de la inversión inicial del proyecto y posteriormente podría destinarse al gasto de operación y mantenimiento de este sistema. Paralelamente, los ahorros previstos en este escenario podrían destinarse al tratamiento y uso de los efluentes de este sistema como alternativa de fertilizantes.

Complementariamente, la implementación del escenario 100E reduciría de tres a ocho veces la emisión de gases de efecto invernadero respecto los demás escenarios. Esto representaría la reducción de $756 \text{ t CO}_2 \text{ eq}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Asumiendo un costo por tonelada de CO_2 capturado de US\$ 10.71, la reducción de la huella de carbono de Unidad Lechera representaría ingresos de más de US\$ 8,000 año^{-1} si fuesen comercializadas en el mercado actual de carbono (Cal EPA).

Las condiciones de operación del escenario 100E sugieren que los digestores mantendrían condiciones estables. Los resultados revelan que la carga orgánica suministrada diariamente en este escenario es menor a $2 \text{ kg SV/m}^3 \text{ día}^{-1}$. Esto beneficia al sistema acorde lo expresado por Rico *et al.* (2011) quienes reportan que la fracción líquida del estiércol suministrada con cargas orgánicas de $2 - 4.5 \text{ kg SV/m}^3$, mantiene estable la producción de gas en reactores piloto de alimentación diaria. En contraste, el escenario 100RA podría acidificarse debido al pH de los residuos de alimentos (Cuadro 1) lo que provocaría la acumulación de compuestos volátiles que afectan la producción de metano Yong *et al.* (2015). El escenario 100RA requeriría la adición de compuestos que mantengan la capacidad buffer de este sistema (Zhang *et al.* 2013), El suministro diario de carga orgánica (2.7 kg SV/m^3) se encuentra en el rango encontrado por Nagao *et al.* (2012) para el funcionamiento estable de sistemas de alimentación continua.

El aprovechamiento total de residuos de alimentos (escenario 100RA), requerirá un biodigestor de 21 m^3 . El volumen de digestor de este escenario es 19 veces menor al requerido por el escenario 100E. Así mismo la inversión estimada del escenario 100RA es menor a la inversión estimada en el escenario 100E (Cuadro 6). Sin embargo la energía producida en este escenario representaría únicamente el 25% de las necesidades energéticas de la Unidad de Ganado Lechero. Esto significa que el porcentaje restante dependería del Sistema Nacional Eléctrico. Además el escenario 100RA contribuye en menor proporción en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero respecto al escenario 100E. Los resultados señalan que la reducción mensual de emisiones del tratamiento 100RA, es aproximadamente siete veces menor a la del tratamiento 100E (Cuadro 6).

La producción calculada de metano para el escenario hipotético de aprovechamiento total de sustratos (residuos de alimentos y estiércol vacuno), es de 165 m^3 diariamente. Este escenario consideró los resultados del análisis estadístico del cual se deduce que a medida disminuye la proporción de alimentos en la mezcla de digestión, no existen diferencias significativas respecto al tratamiento conformado por 100% estiércol en cuanto a producción de metano (Cuadro 5). En adición, bajo estas condiciones de operación, se sacrificarían mensualmente 2 MWh de energía producida, si se estableciera un digestor que utilice únicamente como sustrato el 100% de residuos de alimentos generados en el comedor estudiantil de Zamorano (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparativo de escenarios de producción de metano

Parámetro	Escenarios				
	I.Máximo Rendimiento	II.Mayor producción de metano	III.Menor TRH	IV.Máxima remoción de DQO	V.Mayor uso de residuos [¥]
Tratamiento	30E-70RA	100E	70E-30RA	100RA	93E-7RA
Tamaño del biodigestor (m ³)	26	395	69	21	414
TRH (días)	18	21	17	24	21
Estiércol (kg)	113	3450	616	0	3450
R. Alimentos (kg)	164	0	164	164	164
Remoción de DQO (%)	51	12	58	75	ND
Remoción de SV (%)	74	75	70	87	ND
Carga orgánica (kg SV/día)	3	1.84	2.70	2.70	ND
Producción de metano (m ³ /mes)	780	4590	1530	600	4950
Reducción de emisión de metano (t/mes)	0.51	3	1	0.39	3.25
Reducción de emisión de CO ₂ (t/mes)	10.50	63	21	8	68
Ingreso anual por reducción de emisiones (\$)	1349.46	8096.76	2698.92	1028.16	8739.36
Energía mensual (MWh)	2.50	15	5	2	16
Energía cubierta (%)	31	187	63	25	200
Ahorro de energía mensual (\$)	456	2726	900	360	2940
Inversión estimada (\$)	2600	39500	6900	2100	41400

¥ Escenario hipotético, E Estiércol, RA Residuos de alimentos, TRH Tiempo de retención hidráulica, ND No determinado

4. CONCLUSIONES

- La disponibilidad de residuos de alimentos y estiércol vacuno es variable. Las características físico químicas de estos sustratos permiten el establecimiento de sistemas de digestión anaerobia. Entre estas características, el balance de la relación C/N de los residuos de alimentos influyó en su rendimiento de metano el cual fue mayor a la de los demás tratamientos.
- La codigestión de estiércol y residuos de alimentos incrementa el rendimiento en la producción de metano. Siendo la mezcla conformada por 30% estiércol y 70% residuos la de mayor rendimiento respecto los tratamientos de codigestión y digestión individual de estiércol. Pese a esto el mejor escenario de producción de energía está definido por la disponibilidad de estiércol la cual es 21 veces mayor a la disponibilidad de residuos de alimentos.
- El potencial energético del escenario de mayor producción de metano, podría cubrir la totalidad de la demanda energética de la Unidad de Ganado lechero. Además se generaría un excedente de energía que podría integrarse a la red de eléctrica de Zamorano. Adicionalmente, la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero reduciría la Huella de Carbono de esta actividad agrícola y podría representar ingresos económicos si se valorarán en el mercado de carbono.
- El efluente del escenario de mayor potencial de energía, requerirá de la aplicación de tratamientos posteriores de reducción de carga orgánica o podría destinarse como fertilizante de las pasturas de la granja lechera, debido a la presencia de nutrientes.

5. RECOMENDACIONES

- Monitorear la variabilidad en la composición y disponibilidad de los residuos de alimentos y estiércol vacuno generados en Zamorano a lo largo de un año y evaluar sistemas de codigestión que consideren proporciones acorde la disponibilidad de cada sustrato.
- Identificar, cuantificar y caracterizar otras fuentes de residuos orgánicos generados en el campus de Zamorano, que incrementen la relación C/N y maximicen la productividad de metano del escenario más favorable. Se sugiere la evaluación de residuos generados en post-cosecha, rastrojo de cultivos y efluentes industriales.
- Evaluar el potencial y factibilidad de uso del efluente del escenario favorable como fertilizante agrícola.
- Realizar un inventario del potencial energético de residuos orgánicos y su factibilidad de integración en sistemas de digestión anaerobia.
- Cuantificar la generación de gases de efecto invernadero generados por el manejo inadecuado de residuos orgánicos a partir de las actividades productivas en el campus Zamorano.

6. LITERATURA CITADA

Adhikari, B., Barrington, S., Martinez, J. 2006. Predicted growth of world urban food waste and methane production. *Waste Management & Research* 24 (2006) 421-433.

Agyeman, F., Tao, W. 2014. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *Journal of Environmental Management* 133 (2014) 268-274.

Al Seadi, T., Drogg, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. 2014. Biogas digestate quality and utilization. In: N. Goldstein (ed) *The Biogas Handbook*. Woodhead Publishing Series in Energy. p 267-301.

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, L., Guwy, A., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, B. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology* 59.5 (2009) 927-934.

Angelidaki, I., Sanders, W. 2004. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio|Technology* 3 (2004) 117-129.

APHA, 2005. *Standart Methods for the Examination of water and Waste WasteWate*. A. Greenberd (ed). EPS Group.

Belle, A., Lansing, S., Mulbry, W., Weil, R. 2014. Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters. *Bioresource Technology* 178 (2015) 230-237.

Department of Agriculture and Fisheries. 2011. Manure production data (en línea) consultado 9/10/2015 disponible: <https://www.daf.qld.gov.au/environment/intensive-livestock/cattle-feedlots/managing-environmental-impacts/manure-production-data>.

Di Maria, F., Barrata, M. 2015. Boosting methane by co-digestion of sludge with fruit and vegetable waste: Internal environment of digester and methanogenic pathway. *Waste Management* 43 (2015) 130-136.

Dung, N., Kumar, G., Lin, C. 2015. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspectives. *Journal of Environmental Management* 157 (2015) 220-229.

Edelmann, W., Engeli, H., Gradenecker, M. 2000. Co-digestion of organic solid waste and sludge from sewage treatment *Water Science Technology* 41 (2000) 213–21.

El-Mashad, H., Zhang, R. 2010. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology* 101 (2010) 4021-4028.

Gerber, P., Steinfeld, H. Henderson, B., Motter, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma.

Gou, C., Yang, Z., Huang, J., Wang, H., Xu, H., Wang, L. 2014. Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere* 105 (2014) 146-151.

Gupta, S., Mohan, K., Prasad, R., Gupta, S., Kansal, A. 1998. Solid waste management in India: options and opportunities. *Resources, Conservation and Recycling* 24 (1998) 137-154.

Hajji, A., Rhachi, M. 2013. The influence of Particle Size on the Performance of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste. *Energy Procedia* 36 (2013) 515-520.

Han, S., Shin, H. 2004. Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste. *Hydrogen Energy* 29 (2004) 569-577.

Han, W., Liu, D., Shi, Y., Tang, J., Li., Ren, N. 2015. Biohydrogen production from food waste hydrolysate using continuous mixed immobilized sludge reactors. *Bioresources Technology* 180 (2015) 54–58.

Jiang, Y., Zhang, Y., Banks, C. 2012. Determination of long chain fatty acids in anaerobic digesters using a rapid non-derivatisation GC-FID method. *Water Science and Technology* 66 (2012) 741-747.

Kaparaju, P., Rintala, J. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. *Renewable Energy* 36 (2011) 31-41.

Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., Toda, T. 2014. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology* 157 (2014) 174-180.

Kondusamy, D., Kumar, V., Kalamdhad, A. 2015. Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. *Bioresources Technology* 180 (2015) 237–241.

Kwon, S., Lee, D. 2004. Evaluation of a Korean food waste composting with fed-batch operations I: using water extractable total organic carbon content (TOC_w). *Process Biochemistry* 39 (2004) 1183-1194.

Liu, K., Tang, Y., Matsui, T., Morimura, S., Wu, X., Kida, K. 2009. Thermophilic anaerobic co-digestion of garbage, screened swine and dairy cattle manure. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 107 (2009) 54-60.

Loehr, R. 1974. *Agricultural Waste Management: Problems, Processes and Approaches*, Academic Press, New York, Estados Unidos.

López, R., Padilla, A. 2007. Manejo de los Residuos Sólidos en Honduras (en línea) consultado 9/10/2015 disponible: <http://www3.epa.gov/lmop/documents/pdfs/conf/central-america-spanish/MRSHonduras.pdf>

Macías-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H., Longworth, J. 2008. Anaerobic digestion of municipal solid waste and the effect of co-digestion with dairy manure. *Bioresource Technology* 99 (2008) 8288-8293.

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74 (2000) 3-16.

Medina, Z., Luna, J. 2009 Estudio de prefectibilidad para el aprovechamiento del biogás con fines energéticos a partir del estiércol de ganado bovino en la Unidad de Ganado Lechero de Zamorano, Honduras. Tesis Ing. Ambiente y Desarrollo El Zamorano, Honduras, Escuela Agrícola Panamericana 1–19.

Misi, S., Forster, C. 2001. Batch co-digestion of multi-component agro-wastes. *Bioresource Technology* 80 (2001) 19-28.

Moscoso, D. 2010. Potencial de la digestión anaerobia en la unidad de ganado lechero de Zamorano. Tesis Ing. Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. El Zamorano, Honduras, Escuela Agrícola Panamericana 1–26.

Nagao, N., Nobuyuki, T., Kawai, M., Niwa, C., Kurosawa, N., Matsuyama, T., Yusoff, F., Toda, T. 2012. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology* 118 (2012) 210-218.

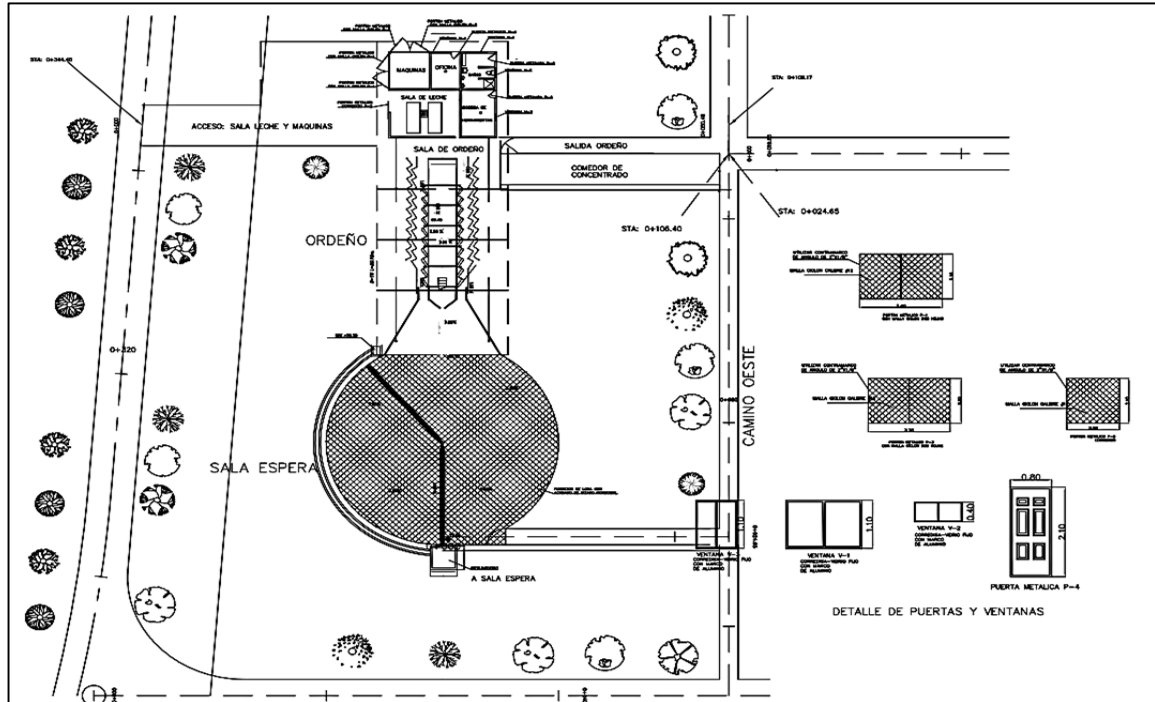
Narayana, T. 2009. Municipal solid waste management in India: From waste disposal to recovery of resources?. *Waste Management* 29 (2009) 1163-1166.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2011. *Manual de Biogás* (en línea) consultado 19/10/15 disponible: <http://www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>.

- Rico, C., Rico, J., Tejero, I., Muñoz, N., Gómez, B. 2011. Anaerobic digestión of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogás production: Residual methane yield of digestate. *Waste Management* 31 (2011) 2167-2173.
- Rizwan, M., Zeshan, Yousaf, S., Naseem, R., Visvanathan, C. 2015. Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production. *Bioresource Technology* 190 (2015) 451-457.
- Sonesson, U., Björklund, A., Carlsson, M., Dalemo, M. 2000. Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling* 28 (2000) 29–53.
- Wang, X., Lu, X., Li, F., Yang, G. 2014. Effects of temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of dairy Manure, Chiken Manure, and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *PLoS ONE* 9 (2014).
- Wilkie, A., Smith, P., Bordeaux, F. 2004. An economical bioreactor for evaluating biogas potential of particulate biomass. *Bioresource Technology* 92 (2004) 103–109.
- 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 (2015) 153–159.
- Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T. 2015. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy* 78 (2015) 527-530.
- Zarkadas, I., Sofikiti, A., Voudrias, E., Pilidis, G. 2015. Thermophilic anaerobic digestion of pasteurised food wastes and dairy cattle manure in batch and large volume laboratory digesters: Focussing on mixing ratios. *Renewable Energy* 80 (2015) 432–440.
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38 (2014) 383–392.
- Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., Tan, T. 2013. The anaerobic co-digesttion of food waste and cattle maure. *Bioresource Technology* 129 (2013) 170–176.
- Zhang, L., Lee, Y., Jahng, D. 2011. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. *Bioresource Technology* 102 (2011) 5048–5059.
- Zhang, R., El-Mashad, H., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P. 2007. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98 (2007) 929-935.

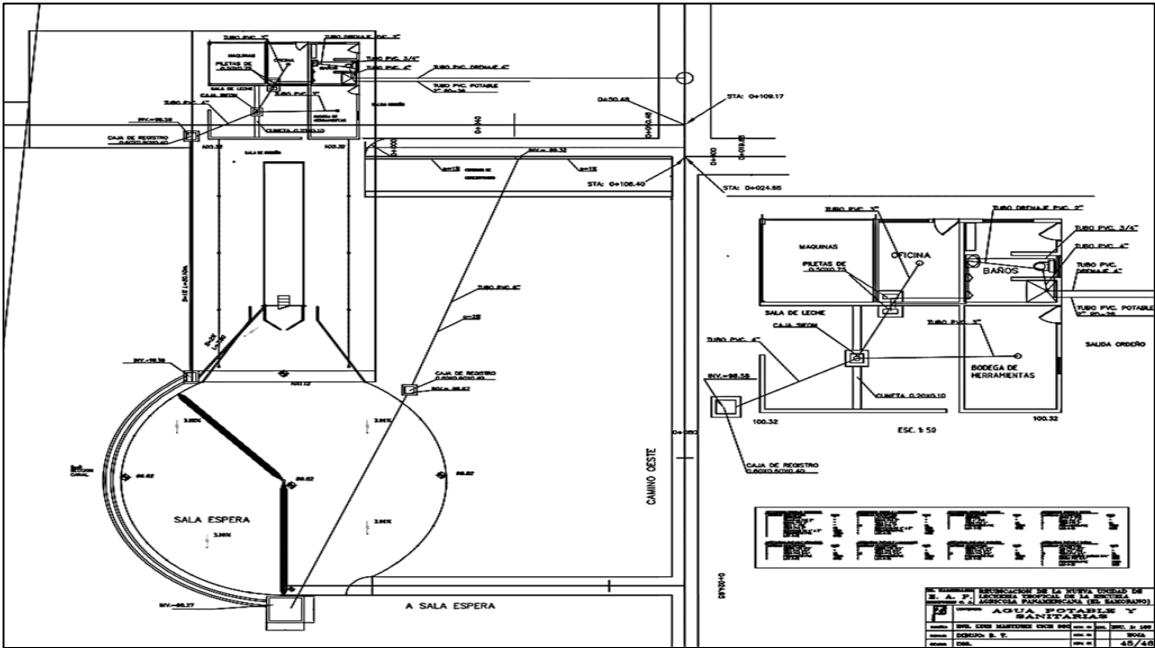
7. ANEXOS

Anexo 1. Plano arquitectónico de Sala de Espera, Unidad de Ganado Lechero, Zamorano.



Fuente: Unidad de Diseño y Construcción de Zamorano.

Anexo 2. Sistema de drenaje de sala de espera de ordeño, Zamorano.



Fuente: Unidad de Diseño y Construcción de Zamorano.

Anexo 3. Reactores batch establecidos.



Anexo 4. Incubación de reactores batch

